

Texte

36
08

ISSN
1862-4804

Vergleichende Auswertung von Stoffeinträgen in Böden über verschiedene Eintragspfade

Umwelt
Bundes
Amt 

Für Mensch und Umwelt

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungsbericht 203 74 275
UBA-FB 001168



Vergleichende Auswertung von Stoffeinträgen in Böden über verschiedene Eintragspfade

von

Florian Knappe
Sandra Möhler
Axel Ostermayer

IFEU-Institut, Heidelberg

Dr. Silvia Lazar
Carolin Kaufmann

ahu AG Aachen

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
<http://www.umweltbundesamt.de>
verfügbar.

Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 14 06
06813 Dessau-Roßlau
Tel.: 0340/2103-0
Telefax: 0340/2103 2285
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet II 2.7
Simone Schmidt

Dessau-Roßlau, September 2008

1. Berichtsnummer UBA FB 00 11 68	2.	3. II 4.2 Bodenzustand und Bodennutzung
4. Titel des Berichts Vergleichende Auswertung von Stoffeinträgen in Böden über verschiedene Eintragspfade		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) IFEU-Institut: Knappe, Florian; Möhler, Sandra; Ostermayer, Axel ahu AG Aachen: Lazar, Dr. Silvia; Kaufmann, Carolin	8. Abschlussdatum 31. 03. 2007	
	9. Veröffentlichungsdatum	
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) Kooperationsgemeinschaft: ahu AG Wasser · Boden · Geomatik, Kirberichshofer Weg 6 D-52066 Aachen IFEU – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH Wilckensstraße 3 D-69120 Heidelberg	10. UFOPLAN-Nr. 203 74 275	
	11. Seitenzahl 382	
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt Wörlitzer Platz 1 D-06844 Dessau	12. Literaturangaben 249	
	13. Tabellen 143	
	14. Abbildungen u. Diagramme 97	
16. Zusammenfassung <p>Persistente anorganische und organische Schadstoffe gelangen auf vielfältigen Eintragspfaden in und auf Böden und können (langfristig) zu unerwünschten Stoffanreicherungen in Böden führen. Nach § 7 BBodSchG ist "Vorsorge gegen das Entstehen schädlicher Bodenveränderungen zu treffen". Um eine Anreicherung von unerwünschten Stoffen in Böden zu verhindern, bietet neben der Begrenzung der Schadstoffkonzentration von Materialien, die auf den Boden aufgebracht werden, eine Limitierung der eingetragenen Schadstofffrachten geeignete Möglichkeiten, um nachhaltig die Umweltqualität und die Funktionen des Bodens zu sichern. Aufgabenstellung des Forschungsprojektes war es deshalb, die typischen Randbedingungen zu beschreiben, an denen es zu Stoffeinträgen in Böden kommt und diese Einträge zu quantifizieren. Relevante Stoffeinträge erfolgen sowohl aus der unterschiedlichen Nutzung sowie in Folge von unterschiedlichen gebietsspezifischen Immissionen. Auf der anderen Seite sind Austräge durch Ernteentzug und Sickerwasser relevant. Die unterschiedlichen Formen der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung wurden in 42 Szenarien des konventionellen Ackerbaus, verschiedenen Szenarien der Grünlandbewirtschaftung und des Anbaus von Sonderkulturen in Kombination mit unterschiedlichen Düngestrategien quantifiziert. Dazu kamen zwei typische Betriebsweisen für den Ökolandbau. Die Schadstofffrachten wurden aus dem Düngemiteleinsatz und dem Nährstoff- bzw. Düngebedarf der Kulturen abgeleitet. Dabei wurde die gute fachliche Praxis bei einer Nährstoffversorgung der Böden in Versorgungsstufe C unterstellt.</p> <p>Für die Ableitung der atmosphärischen Stoffeinträge müssen die grundlegenden Mechanismen der atmosphärischen Deposition berücksichtigt werden. Ausgangspunkt für die atmosphärische Deposition ist immer eine bestimmte Konzentration bzw. Konzentrationsverteilung des jeweiligen Schadstoffes (gasförmig oder partikulär) in der Atmosphäre. Dieser Schadstoff gelangt über verschiedene Mechanismen an die Bodenoberfläche und kann über entsprechende Messinstrumente (Sammeler) erfasst und damit gemessen werden. Es gibt keine Messmethode, die den vollständigen Stoffeintrag erfasst. Bei der Auswertung der Messergebnisse wurde daher immer auch die Art der Messung berücksichtigt und die Frachten für die nasse Deposition abgeleitet. Über Depositionsgeschwindigkeiten ließen sich aus Messungen der Stoffkonzentrationen in der Luft die Werte für die trockene Deposition ableiten. Für viele Schadstoffe zeigen sich relevante Frachten.</p> <p>Für eine Bilanz wurden diesen Eintragungswerten Abreicherungen durch Ernteentzug und den Austrag von Schadstoffen durch das Sickerwasser (Auswaschung) gegenübergestellt. Zur Ermittlung des Ernteentzugs wird die Schadstoffmenge berechnet, die mit der geernteten Biomasse von landwirtschaftlichen und forstwirtschaftlichen Nutzflächen entfernt wird. Hierzu werden unter Berücksichtigung der fachlichen Anforderungen durchschnittliche Schadstoffkonzentrationen in Ernteprodukten ermittelt. Als Datenbasis wurden verschiedene Untersuchungen verwendet (z.B. aktuelle Analysen der FAL) sowie eine Auswertung der TRANSFER-Datenbank des Umweltbundesamtes mit Daten von gering belasteten Böden durchgeführt.</p>		

Zur Ermittlung durchschnittlicher Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser werden verschiedene Daten-Grundlagen ausgewertet, z.B. eine Auswertung von Daten des forstlichen Umweltmonitorings in Deutschland (Level II) durchgeführt. Die Berechnung der Austragsfrachten erfolgt unter Berücksichtigung der mittleren Sickerwasserrate in den typisierten Raumeinheiten, die aus der Karte der mittleren Sickerwasserrate aus dem Boden der BGR abgeleitet werden. Die Frachten unterscheiden sich nutzungs- und standortabhängig.

Zur Bilanzierung wurde ein umfassendes Bilanzierungsmodell entwickelt, das bundesweit auf Raumeinheiten mit ähnlichen Eintrags- und Austragsbedingungen basiert. Bezugsraum für die Bilanz ist der Oberboden (0 bis 10 bzw. 30 cm). Mit Hilfe des Bilanzierungsmodells ist es möglich, zeitliche Anreicherungen, Konzentrationserhöhungen und Zeiträume bis zum Erreichen der Vorsorgewerte der BBodSchV zu ermitteln.

Im Ergebnis zeigte sich, dass keine Szenarien vorhanden sind, die für alle Schadstoffe eine ausgeglichene Bilanz, d.h. ein Eintrags- / Austragsgleichgewicht aufweisen. In Einzelfällen liegt eine ausgeglichene Bilanz für mehr als einen Stoff vor. In allen anderen Fällen überwiegt die Eintragsfracht. Zu deutlichen Anreicherungen im Boden kommt es meist nur dann, wenn die Flächen im konventionellen Ackerbau genutzt werden und die Düngestrategie Kompost oder kommunaler Klärschlamm in Kombination mit mineralischer Aufdüngung gewählt wird. Gemessen an der zulässigen Zusatzbelastung liegen insbesondere die Einträge von Kupfer und Zink häufig nahe oder über den geregelten Frachten. Bei einigen Schwermetallen und den diskutierten organischen Schadstoffen hat die atmosphärische Deposition einen erheblichen Anteil an dem Schadstoffeintrag in Böden.

17. Schlagwörter

Eintragsfrachten, Austragsfrachten, organische und anorganische Schadstoffe, Landwirtschaft, atmosphärische Deposition, Ernteentzug, Sickerwasseraustrag; Vorsorgewerte; Bilanzierung, Schadstoffgehalte in Pflanzen, Hintergrundwerte

18. Preis

19.

20.

Report Specifications

1. Report Number UBA FB 00 11 68	2.	3.
4. Report Title		
5. Author(s), Surname(s), Given Name(s) IFEU-Institut: Knappe, Florian; Möhler, Sandra; Ostermayer, Axel ahu AG Aachen: Lazar, Dr. Silvia; Kaufmann, Carolin		8. Date of Completion 31.03.20072006
		9. Date of Publication
6. Participating Institution (Name, Addresses) Consortium: ahu AG Wasser Boden Geomatik, Kirberichshofer Weg 6 D-52066 Aachen IFEU – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH Wilckensstraße 3 D-69120 Heidelberg		10. UFOPLAN-No. 203 74 275
		11. Number of Pages 382
7. Sponsor Institution (Name, Address) Federal Environmental Agency Wörlitzer Platz 1 D-06844 Dessau		12. Literature Information 249
		13. Tables 143
		14. Figures and Diagrams 97
16. Summary <p>There are many ways that persistent anorganic and organic pollutants find their way into the ground and onto surfaces, often leading to long-term, undesired pollutant concentrations in soil. In accordance with § 7 of the soil protection law (BBodSchG), "precautions to avoid the occurrence of harmful changes to the soil are to be taken". One way of preventing undesired pollutants from accumulating in soil is to limit the concentration of pollutants in materials that are spread onto the soil. By limiting the input of pollutant loads, the quality of the environment and the function of the soil can also be protected in a sustainable manner. The aim of the research project was therefore to describe the typical framework conditions under which substances make their way into the soil and to quantify these inputs. Relevant substance inputs arise from diverse uses and as the result of various immissions specific to the area. On the other hand, the discharges from harvesting and leachate are relevant.</p> <p>Different types of agricultural uses in defining 42 scenarios from conventional farming, various scenarios from the management of grasslands and pasture and the cultivation of specialized crops in combination with different fertilizing strategies were quantified. Furthermore two typical methods of organic farming were reviewed. The pollutant loads were concluded from the fertilizers used and the nutrient or fertilization requirements of the crops. Good agricultural practice and a nutrient supply of class "C" soils was assumed.</p> <p>To calculate the atmospheric substance inputs, the basic mechanisms of generating atmospheric deposition have to be taken into consideration. The origin of atmospheric deposition is always a certain concentration or distribution of a specific (gaseous or particulate) pollutant in the atmosphere. This pollutant enters the soil surface through various channels and can be collected in suitable measuring instruments (collectors) and thus measured. There is no method of measuring that can detect the entire substance input range. When evaluating the measurements, the type of measurement was always taken into consideration and the loads for the wet deposition were derived. By measuring the concentration of substances in the air using the velocity of deposition, the values for dry deposition can be calculated. Relevant loads are shown for many pollutants.</p> <p>To prepare a balance, these input values were contrasted to the depletion by crops and the discharge of contaminants through leachate (eluviation). To determine the depletion by crops, the amount of contaminants in the biomass harvested from the areas used for agricultural and forestry cultivation was calculated. Average pollutant concentrations in harvested products were determined with due regard to the technical requirements. Data from a current examination done by the FAL was used as a basis, as well as evaluations of data on soil with low contamination from the TRANSFER database of the Federal Environment Agency (UBA) supplemented with statistics from specialist literature.</p> <p>To determine the average pollutant concentration in the leachate from forests, the data concerning heavy metals obtained by the forestry environmental monitoring in Germany (Level II) was evaluated and supplemented with further basic data. The discharge loads were calculated from the average leachate rate in the classified spatial units, which was taken from a map of the mean soil leachate rate of the BGR. The loads varied depending on the cultivation and location.</p>		

A comprehensive balance model was developed for the final balance based on the classified spatial units throughout the country with similar input and discharge conditions. The topsoil with the upper soil level with a lower limit of 10 to 30 cm depending on the utilization was used as the reference area of the evaluation. With the aid of this balance model it was possible to determine concentration processes over time, increases in concentration and periods of time up to the point that the ecotoxicological precautionary value specified in the BbodSchV was reached.

The results indicate that there is no scenario with an even balance of all pollutants, i.e. that displays an input/discharge equilibrium and that an even balance for more than one pollutant exists only in individual cases. In all other cases the input load is dominant. Significant concentrations were only found in the soil when the areas were used for conventional farming and the fertilizing strategy included compost or municipal sewage sludge in combination with mineral fertilizers. As measured by the permissible additional load, the inputs of copper and zinc frequently are close to or above the controlled load values. For several heavy metals and the organic pollutants discussed, atmospheric deposition is responsible for a considerable share of the pollutant inputs in soil.

17. Keywords

input loads, discharge loads, organic and inorganic pollutants, agriculture, atmospheric deposition, depletion by crops, discharge of contaminants through leachate, precaution value, balance, pollutant concentration in harvest products, background level

18. Price

19.

20.

INHALTSVERZEICHNIS

A EINFÜHRUNG

A 1	ZIELE UND HINTERGRUND DES VORHABENS.....	A 1
A 1.1	Hintergrund	A 1
A 1.2	Ziele	A 1
A 1.3	Stoffspektrum	A 2
A 2	VORGEHENSWEISE	A 3
A 2.1	Gesamtkonzept und Bilanzierungsmodell	A 3
A 2.2	Rahmenbedingungen der Bilanzierung	A 5
A 2.3	Fragestellungen der Auswertung	A 6

B BILANZIERUNGSMODELL

B 1	GRUNDKONZEPT DER BILANZIERUNG	B 1
B 2	TYPISIERUNG VON RAUMEINHEITEN	B 2
B 3	BODENAUSGANGSGESTEINE	B 3
B 4	RAHMENBEDINGUNGEN FÜR EIN- UND AUSTRÄGE VON SCHADSTOFFEN.....	B 7
B 5	RELEVANZANALYSE UND AUSWAHL VON RAUMEINHEITEN FÜR DIE BILANZIERUNG	B 9
B 5.1	GIS-gestützte Auswertung – Vorgehensweise und Datengrundlagen	B 10
B 5.2	Priorisierung nach Flächengröße und Relevanz.....	B 13
B 5.3	Qualitative Auswahl	B 15
B 5.4	Relevante Raumeinheiten.....	B 16
B 6	GRUNDANNAHMEN UND BONITÄTSSYSTEM.....	B 20
B 6.1	Ermittlung von Stoffvorräten	B 20
B 6.2	Berücksichtigung der langfristig im Boden verbleibenden Anteile.....	B 22
B 6.3	Unsicherheiten und Bonitätssystem	B 25
B 7	DATENBANKTECHNISCHE UMSETZUNG	B 27

C EINTRÄGE

C 1	EINLEITUNG.....	C 1
C 2	ERMITTLUNG DER STOFFEINTRÄGE AUS DER FLÄCHENBEWIRTSCHAFTUNG - KONVENTIONELLE LANDWIRTSCHAFT	C 3
C 2.1	Ermittlung der wichtigsten Kulturpflanzen.....	C 3
C 2.2	Ermittlung der typischen Anbauverhältnisse.....	C 5

C 2.3	Ermittlung des Düngebedarfs	C 11
C 2.4	Bedarfsdeckung über verschiedene Düngestrategien.....	C 19
C 2.5	Schadstoffgehalte der Düngemittel.....	C 28
C 2.6	Anwendung von Pflanzenschutzmitteln	C 33
C 3	ERMITTLUNG DER STOFFEINTRÄGE AUS DER FLÄCHENBEWIRTSCHAFTUNG – ÖKOLOGISCHER LANDBAU	C 35
C 3.1	Bilanzierung eines Mischbetriebes im Ökolandbau	C 36
C 3.2	Bilanzierung eines Marktfruchtbetriebes im Ökolandbau	C 39
C 4	ERMITTLUNG DER STOFFEINTRÄGE AUS DER FLÄCHENBEWIRTSCHAFTUNG – ANBAU VON SONDERKULTUREN.....	C 41
C 4.1	Auswahl der bilanzierten Kulturen	C 41
C 4.2	Bedarfsdeckung an Nährstoffen über die einzelnen Düngestrategien – Anbau von Äpfeln	C 43
C 4.3	Bedarfsdeckung an pflanzenverfügbaren Nährstoffen über die einzelnen Düngestrategien – Anbau von Erdbeeren	C 44
C 4.4	Bedarfsdeckung an Nährstoffen über die einzelnen Düngestrategien – Anbau von Gemüse.....	C 45
C 4.5	Bedarfsdeckung an Nährstoffen über die einzelnen Düngestrategien – Anbau von Spargel.....	C 46
C 4.6	Bedarfsdeckung an Nährstoffen über die einzelnen Düngestrategien – Weinbau.....	C 47
C 4.7	Bedarfsdeckung an Nährstoffen über die einzelnen Düngestrategien – Baumschulen	C 48
C 4.8	Weitere Stoffströme bei der Bewirtschaftung von Flächen.....	C 50
C 5	ERMITTELTE SCHADSTOFFFRACHTEN AUS DER FLÄCHENBEWIRTSCHAFTUNG	C 52
C 5.1	Schadstofffrachten in der konventionellen Landwirtschaft	C 52
C 5.2	Schadstofffrachten aus dem Anbau von Sonderkulturen	C 62
C 5.3	Schadstofffrachten im Ökolandbau.....	C 64
C 5.4	Sensitivitätsanalysen	C 66
C 5.5	Schlussfolgerungen zu den Schadstofffrachten in der Landwirtschaft.....	C 70
C 6	EINTRÄGE IN DER FORSTWIRTSCHAFT	C 72
C 6.1	Einsatz von Bodenhilfsstoffen.....	C 72
C 6.2	Einsatz von Pflanzenschutzmitteln im Wald	C 74
C 7	EINTRÄGE IM GARTEN- UND LANDSCHAFTSBAU	C 74
C 8	ERMITTLUNG DER STOFFEINTRÄGE ÜBER DIE ATMOSPHERISCHE DEPOSITION.....	C 76
C 8.1	Grundlagen	C 76
C 8.2	Vorgehensweise	C 82
C 8.3	Atmosphärische Stoffeinträge im Freiland.....	C 88
C 8.4	Atmosphärische Stoffeinträge auf Forstflächen.....	C 109

C 9	SCHADSTOFFEINTRÄGE IN BÖDEN UND IHRE URSACHEN	C 118
D	AUSTRÄGE	
D 1	EINLEITUNG	D 1
D 2	AUSTRAG VON ANORGANISCHEN SCHADSTOFFEN.....	D 3
D 2.1	Stoffspektrum	D 3
D 2.2	Austragsbestimmende Faktoren	D 4
D 2.3	Statistische Auswertungen zur Untersuchung der Abhängigkeit des Stofftransfers von Einflussfaktoren	D 5
D 2.3.1	Transfer Boden – Pflanze unter landwirtschaftlicher Nutzung	D 6
D 2.3.2	Transfer Boden – Sickerwasser unter forstwirtschaftlicher Nutzung.....	D 9
D 2.4	Einfluss von Stoff- und Bodeneigenschaften auf die Schadstoffmobilität	D 17
D 2.4.1	Spezifische Stoffeigenschaften	D 17
D 2.4.2	Stoffgehalt im Boden	D 19
D 2.4.3	Bindungsformen des Schadstoffs im Boden	D 23
D 2.4.4	Bodenreaktion (pH-Wert) und Gehalt organischer Bodensubstanz	D 24
D 2.4.5	Tongehalt und Bodenart	D 32
D 2.4.6	Redoxpotenzial im Boden, Gehalt von Eisen- und Manganoxiden	D 34
D 2.4.7	Bodenentwicklung, Bodentyp	D 34
D 2.4.8	Art der Belastungsquelle	D 35
D 2.5	Weitere Einflussfaktoren für den Transfer Boden – Pflanze.....	D 36
D 2.5.1	Pflanzeigenschaften	D 36
D 2.5.2	Vorbehandlung von Pflanzenproben	D 43
D 2.5.3	Versuchsaufbau.....	D 44
D 2.6	Weitere Einflussfaktoren für den Transfer Boden – Sickerwasser	D 45
D 2.6.1	Sickerwasserrate/-menge.....	D 45
D 2.6.2	Bodenausgangsgestein und Bodenartenhauptgruppe.....	D 48
D 2.6.3	Zeitliche Variabilität	D 49
D 2.6.4	Art der forstlichen Bewirtschaftung.....	D 49
D 2.6.5	Probenvorbehandlung	D 50
D 2.6.6	Probenahmetechnik.....	D 50
D 2.7	Quantifizierung des Ernteentzugs für Stoffbilanzen.....	D 53
D 2.7.1	Vorgehensweise zur Ermittlung von Austragsfrachten.....	D 53
D 2.7.2	Ermittlung von Stoffkonzentrationen im Erntegut.....	D 55
D 2.7.3	Ermittlung von Erntemengen	D 68
D 2.8	Quantifizierung des Sickerwasseraustrags für Stoffbilanzen	D 68
D 2.8.1	Vorgehensweise zur Ermittlung von Austragsfrachten.....	D 68
D 2.8.2	Ermittlung von Stoffkonzentrationen im Bodensickerwasser	D 69

	D 2.8.3	Ermittlung von Sickerwasserraten.....	D 77	
	D 2.9	Austragsfrachten durch Ernte und Sickerwasser.....	D 78	
D 3		AUSTRAG VON ORGANISCHEN SCHADSTOFFEN.....	D 90	
	D 3.1	Stoffspektrum.....	D 90	
	D 3.2	Abhängigkeit von Bodeneigenschaften	D 91	
		D 3.2.1	Gehalt organischer Bausubstanz	D 91
		D 3.2.2	Bodenreaktion (pH-Wert).....	D 92
		D 3.2.3	Bodenart, Gehalt von Eisen- und Manganoxiden, Wasserfluss.....	D 92
		D 3.2.4	Stoffgehalt im Boden	D 92
	D 3.3	Bedeutung von Pflanzeigenschaften und Aufnahmepfaden.....	D 93	
	D 3.4	Stoffspezifische Unterschiede der austragsbestimmenden Faktoren	D 97	
	D 3.5	Zusammenfassung spezifischer Stoffeigenschaften	D 100	
	D 3.6	Abbauverhalten organischer Schadstoffe.....	D 104	
		D 3.6.1	Abbau und Metabolisierung.....	D 104
		D 3.6.2	Halbwertszeiten	D 106
		D 3.6.3	Gebundene Rückstände.....	D 108
	D 3.7	Berücksichtigung der Abbaubarkeit und der Bildung von Bound Residues bei der Bilanzierung organischer Schadstoffe	D 109	
E		ERGEBNISSE		
E 1		ÜBERBLICK ÜBER RAUMEINHEITEN UND BILANZ-SZENARIEN.....	E 1	
E 2		BEMERKUNGEN ZUR DATENLAGE	E 2	
	E 2.1	Datenlücken	E 2	
	E 2.2	Eintragsdaten	E 7	
	E 2.3	Austragsdaten	E 10	
	E 2.4	Hintergrundwerte	E 11	
E 3		AUSWERTUNG DER NETTOSTOFFBILANZ	E 11	
	E 3.1	Clusteranalyse zur Auswertung des Nettostoffumsatzes	E 11	
	E 3.2	Verteilungsanalyse und Ausreißerbetrachtung.....	E 12	
	E 3.3	Detaillierte Gegenüberstellung von Eintrag und Austrag für Cadmium und Kupfer	E 36	
	E 3.4	Szenarien mit ausgeglichenem Ein-/ Austragsverhältnis	E 47	
	E 3.5	Szenarien mit Austragsüberschuss (Abreicherungen)	E 49	
	E 3.6	Szenarien mit deutlichen Anreicherungen	E 51	
E 4		STOFFVORRÄTE UND ZEITLICHE PROGNOSE VON ANREICHERUNGEN.....	E 54	
	E 4.1	Raumeinheiten mit Vorsorgewertüberschreitungen.....	E 55	
	E 4.2	Überschreitung der zulässigen Zusatzbelastung nach § 11 BBodSchV	E 59	

E 4.3	Überschreitung von Vorsorgewerten und zulässiger Zusatzbelastung nach § 11 BBodSchV	E 66
E 4.4	Raumeinheiten mit zeitnaher Vorsorgewertüberschreitung.....	E 68
E 5	ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG	E 72
E 5.1	Randbedingungen für Stoffanreicherungen.....	E 72
E 5.2	Strategien zur Vermeidung von Stoffanreicherungen.....	E 76
E 5.3	Offene Fragen – Forschungsbedarf.....	E 78
F	ZUSAMMMENFASSUNG	
F 1	ZIELSETZUNG DES PROJEKTS	F 1
F 2	VORGEHENSWEISE UND BILANZIERUNGSMODELL.....	F 1
F 3	EINTRÄGE IN BÖDEN.....	F 3
F 4	AUSTRÄGE AUS BÖDEN	F 7
F 5	ERGEBNISSE	F 9
G	ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS / GLOSSAR	
H	LITERATURVERZEICHNIS	

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. A 1: Grundmodell für Bilanzen und Anreicherungsszenarien für Stoffe in Böden	A 4
Abb. B 1: Bilanzierungsmodell	B 1
Abb. B 2: Beispiel für die Typisierung von Raumeinheiten	B 2
Abb. B 3: Anteil der erfassten Flächen in Abhängigkeit von der Anzahl der Raumeinheiten	B14
Abb. B 4: Langfristig im Boden verbleibender Anteil organischer Düngemittel	B 22
Abb. B 5: Vergleich der Schadstoffanreicherung für die Düngestrategie Kompost mit und ohne Berücksichtigung langfristig im Boden verbleibender Anteile.....	B 24
Abb. B 6: Vereinfachtes Datenbankmodell	B 27
Abb. C 1: Düngerüberschüsse in den Regierungsbezirken – Status-Quo (GIEGRICH 2000), in Jahrestonnen.....	C 2
Abb. C 2: Ableitung der wichtigsten Kulturpflanzen im konventionellen Ackerbau aus den landwirtschaftlichen Statistiken	C 4
Abb. C 3: Flächenanteile der verschiedenen Kulturen aus Gemüse, Erdbeeren und anderen Gartengewächsen	C 42
Abb. C 4: Flächenanteile der einzelnen Baumobstsorten	C 42
Abb. C 5: Anteile der einzelnen Düngemittel (y-Achse) an der Schadstofffracht bei verschiedenen Düngestrategien (x-Achse), am Beispiel Zink und Anbautyp A_01	C 54
Abb. C 6: Anteile der einzelnen Düngemittel an der Schadstofffracht, am Beispiel Cadmium und Anbautyp A_01	C 57
Abb. C 7: Gegenüberstellung der bilanzierten maximalen Schadstofffrachten mit den zulässigen Frachten nach Anhang 2 BBodSchV am Beispiel Zink und Cadmium	C 58
Abb. C 8: Zusammenhänge der Depositionsmechanismen und deren Messung	C 77
Abb. C 9: Analyse der Arsen-Depositionsmessungen nach Gebiets- und Stationstyp der Messstelle	C 89
Abb. C 11: Analyse der Cadmium- Depositionsmessungen nach Gebiets- und Stationstyp der Messstelle	C 90
Abb. C 12: Analyse der Chrom-Depositionsmessungen nach Gebiets- und Stationstyp der Messstelle	C 91
Abb. C 13: Analyse der Kupfer-Depositionsmessungen nach Gebiets- und Stationstyp der Messstelle	C 91

Abb. C 14: Analyse der Nickel-Depositionsmessungen nach Gebiets- und Stationstyp der Messstelle	C 92
Abb. C 15: Analyse der Zink-Depositionsmessungen nach Gebiets- und Stationstyp der Messstelle	C 92
Abb. C 16: Schadstofffrachten in Waldgebieten (Median Nadelwald).....	C 118
Abb. C 17: Bandbreite der ermittelten Schadstofffrachten für As, Pb, Cd aus Bewirtschaftung und Deposition - Offenland.....	C 119
Abb. C 18: Bandbreite der ermittelten Schadstofffrachten für Cr, Cu, Ni aus Bewirtschaftung und Deposition - Offenland.....	C 121
Abb. C 19: Bandbreite der ermittelten Schadstofffrachten für Hg, Tl, Zn aus Bewirtschaftung und Deposition - Offenland.....	C 122
Abb. D 1: Grundmodell für Bilanzen und Anreicherungsszenarien für Stoffe in Böden	D 1
Abb. D 2: Mittlere Elementkonzentrationen im Bodenwasser auf Level-II-Flächen in Bodentiefen von 0,1 bis 2,5 m (ohne Flächen mit Vorsorgewertüberschreitung im Oberboden (standortbezogene Medianwerte über den gesamten Messzeitraum)	D 14
Abb. D 3: Mittlere Schwermetallkonzentrationen im Bodenwasser von Waldböden in Bodentiefen von 10 bis 25 cm (Level-II-Flächen der Bundesländer ohne Flächen mit Vorsorgewertüberschreitung im Oberboden, bundeslandbezogene Medianwerte über den gesamten Messzeitraum)	D 15
Abb. D 4: Werteverteilungen von Bleikonzentrationen im Sickerwasser von Waldböden an Level-II-Standorten in Baden-Württemberg (links) und Rheinland-Pfalz (rechts)	D 15
Abb. D 6: Bleikonzentration im Bodenwasser von Waldböden in Abhängigkeit von der Sickerwassermenge. Datengrundlage: Level-II-Datenbank (Standorte ohne Vorsorgewertüberschreitung im Boden, soweit Daten vorh.; tensionsgesteuerte Saugkerzen/-platten)	D 16
Abb. D 7: Bleigehalte in Boden und Pflanze am Beispiel Grünkohl bei Bodengehalten unter 70 mg/kg. Datengrundlage: Auswahl aus der Ernte-Projektdatenbank (ungewaschene Pflanzenproben, Standorte ohne Hinweise auf bestimmte Belastungsquellen)	D 20
Abb. D 8: Bleikonzentration im Bodenwasser von Waldböden in Abhängigkeit vom Bleigehalt im Boden. Datengrundlage: Level-II-Datenbank (Flächen ohne Vorsorgewertüberschreitung im Boden)	D 22
Abb. D 9: Zusammenhang zwischen Grenz-pH-Wert und Transferfaktor Boden – Pflanze. Quelle: HINTERMAIER-ERHARD & ZECH (1997).....	D 25

Abb. D 10: Cadmiumgehalte in der Pflanze in Abhängigkeit von der Bodenreaktion für Winterweizen. Datengrundlage: Auswahl aus der Ernte-Projektdatebank (verschiedene Probenvorbehandlung, Standorte mit und ohne Hinweise auf bestimmte Belastungsquellen mit Stoffgehalten im Boden unter den Vorsorgewerten).	D 26
Abb. D 11: Blei- (oben) und Cadmiumgehalte (unten) in Grünkohl in Abhängigkeit von der Bodenreaktion. Datengrundlage: Auswahl aus der Ernte-Projektdatebank (Gesamtgehalt Boden / beliebige Pflanzenvorbehandlung / kein Hinweis auf bestimmte Belastungsquellen; Standorte mit Gehalten unter den Vorsorgewerten; Ausreißer und Extremwerte sind ausgeblendet)	D 27
Abb. D 12: Bleigehalte in Grünkohl in Abhängigkeit vom Humusgehalt des Bodens für Roggen Korn. Datengrundlage: Auswahl aus der Ernte-Projektdatebank (königswasserlösliche Bodengehalte/ungewaschene Pflanzenproben/Standorte ohne Hinweise auf bestimmte Belastungsquellen/Böden mit Stoffgehalten unter den Vorsorgewerten).....	D 28
Abb. D 13: Blei- (oben) und Cadmiumgehalte (unten) in Grünkohl in Abhängigkeit von Humusgehalt und pH-Wert der Böden. Datengrundlage: Auswahl aus der Ernte-Projektdatebank (Gesamtgehalt Boden/beliebige Pflanzenvorbehandlung/ Standorte ohne Hinweise auf bestimmte Belastungsquellen; Ausreißer und Extremwerte sind ausgeblendet. Böden mit Stoffgehalten unter den Vorsorgewerten)	D 29
Abb. D 14: Cadmiumkonzentration im Bodenwasser an Waldstandorten in Abhängigkeit vom pH-Wert des Bodens (links: alle Level-II-Flächen; rechts: Flächen mit Sickerwassermenge < 200 mm/a und Bodenart Sand). Datengrundlage: Level-II-Datenbank (Standorte ohne Vorsorgewertüberschreitung im Boden, soweit Daten vorh.; tensionsgesteuerte Saugkerzen/-platten)	D 31
Abb. D 15: Blei- und Cadmiumkonzentration im Bodenwasser an Waldstandorten in Abhängigkeit vom Gehalt an organischem Kohlenstoff im Boden (ohne Standorte mit Sickerwassermengen unter 200 mm/a und Bodenart Sand). Datengrundlage: Level-II-Datenbank (Standorte ohne Vorsorgewertüberschreitung im Boden, soweit Daten vorh.; tensionsgesteuerte Saugkerzen/-platten).....	D 31
Abb. D 16: Cadmiumgehalte in Winterweizen Stroh in Abhängigkeit von der Bodenart. Datengrundlage: Auswahl aus der Ernte-Projektdatebank.....	D 33
Abb. D 17: Cadmiumgehalte in Grünlandaufwuchs (oben) und Bleigehalte in Winterweizen Korn (unten) in Abhängigkeit von verschiedenen Belastungsquellen. Datengrundlage: Auswahl aus der Ernte-Projektdatebank mit königswasserlöslichen Bodengehalten unter den Vorsorgewerten Lehm/Schluff; Ausreißer und Extremwerte sind ausgeblendet.	D 36
Abb. D 18: Cadmiumgehalte verschiedener Teile der Kartoffel für vier handelsübliche Kartoffelsorten (Berlin-Malchow; Mittel von zwei Jahren; Cadmiumgehalt im Boden: 1,1 mg/kg TS; verändert nach METZ & KLOKE 1998).	D 39

Abb. D 19: Verteilungen von Cadmiumgehalten (oben) und Transferfaktoren (unten) für ausgewählte Pflanzen (-teile). Datengrundlage: Auswahl aus der Ernte-Projekt-datenbank mit königswasserlöslichen Bodengehalten < 1 mg/kg, ungewaschenen Pflanzenproben und Standorten ohne Hinweise auf bestimmte Belastungsquellen (Ausreißer und Extremwerte sind ausgeblendet).....	D 41
Abb. D 20: Kupfergehalte in Zuckerrüben unterschiedlicher Sorten (Gefäßversuch, Rieselfeldboden mit 21 mg/kg Cu im Königswasserextrakt); Daten nach METZ et al. (2002)	D 42
Abb. D 21: Cadmiumgehalte im Roggenkorn unterschiedlicher Sorten (Sortenvergleich Berlin-Dahlem 1998, Cadmiumgehalt im Boden: < 0,02 – 0,1 mg/kg TS; verändert nach Metz & Kloke 1998)	D 42
Abb. D 22: Cadmiumgehalte in Grünkohl in Abhängigkeit von der Pflanzenvorbereitungsmethode. Datengrundlage: Auswahl aus der Ernte-Projekt-datenbank mit königswasserlöslichen Bodengehalten < Vorsorgewerten Lehm/Schluff; Ausreißer und Extremwerte sind ausgeblendet.....	D 43
Abb. D 23: Bleigehalte in Winterweizen-Stroh in Abhängigkeit vom Versuchsaufbau. Datengrundlage: Auswahl aus der Ernte-Projekt-datenbank mit königswasserlöslichen Bodengehalten unter den Vorsorgewerten Lehm/Schluff (Ausreißer und Extremwerte sind ausgeblendet).....	D 45
Abb. D 24: Blei- und Kupfergehalte im Bodenwasser von Waldböden in Abhängigkeit von der Sickerwassermenge. Datengrundlage: Level-II-Datenbank (Standorte ohne Vorsorgewertüberschreitung im Boden, soweit Daten vorh.; tensionsgesteuerte Saugkerzen-/platten)	D 46
Abb. D 25: pH-Werte im Oberboden von Waldböden an Standorten mit unterschiedlicher Sickerwassermenge (Auswahl von Level-II-Flächen mit vorliegenden Messdaten für Bleikonzentrationen im Sickerwasser)	D 47
Abb. D 26: Blei und Kupfer im Bodenwasser von Waldböden in Abhängigkeit von Sickerwassermenge und Bodenart. Datengrundlage: Level-II-Datenbank (Standorte ohne Vorsorgewertüberschreitung im Boden, soweit Daten vorh.; tensionsgesteuerte Saugkerzen-/platten)	D 48
Abb. D 27: Blei- und Kupfergehalte im Bodenwasser in Abhängigkeit von Sickerwassermenge und forstlicher Bestockung. Datengrundlage: Level-II-Datenbank (ohne Standorte mit Vorsorgewertüberschreitung; tensionsgesteuerte Saugkerzen-/platten)	D 50
Abb. D 28: Anteile des mittels Nullspannungslsylimetern, tensionsgesteuerten Lsylimetern und Zentrifugation gewonnenen Bodenwassers. Quelle: ICP FORESTS (2003)	D 51
Abb. D 29: Vorgehensweise bei der Ermittlung von durchschnittlichen Stoffgehalten in verschiedenen Pflanzen(-teilen).....	D 56
Abb. D 30: Vorgehensweise bei der Ermittlung von mittleren Stoffgehalten im Bodensickerwasser durch Datenauswertung für land- und forstwirtschaftliche Flächen.....	D 70

Abb. D 31: Arsen-Austragsfrachten für bilanzierte Raumeinheiten	D 81
Abb. D 32: Cadmium-Austragsfrachten für bilanzierte Raumeinheiten	D 82
Abb. D 33: Chrom-Austragsfrachten für bilanzierte Raumeinheiten.....	D 83
Abb. D 34: Kupfer-Austragsfrachten für bilanzierte Raumeinheiten.....	D 84
Abb. D 35: Nickel-Austragsfrachten für bilanzierte Raumeinheiten.....	D 85
Abb. D 36: Blei-Austragsfrachten für bilanzierte Raumeinheiten	D 86
Abb. D 37: Quecksilber-Austragsfrachten für bilanzierte Raumeinheiten	D 87
Abb. D 38: Thallium-Austragsfrachten für bilanzierte Raumeinheiten.....	D 88
Abb. D 39: Zink-Austragsfrachten für bilanzierte Raumeinheiten.....	D 89
Abb. D 40: Sorptionsverhalten (Sorbent Humus), Wasserlöslichkeit und Persistenz wichtiger Kohlenwasserstoffe in normalen lehmigen Ackerböden (Quelle: HINTERMAIER-ERHARD & ZECH 1997).....	D 99
Abb. D 41: Schematische Darstellung der Bindung und Umwandlung organischer Schadstoffe in Böden. (Quelle: LITZ et al. 2004)	D 105
Abb. E 1: Nettostoffumsatz für Arsen (Boxplots und statistische Kenngrößen)	E 14
Abb. E 2: Verhältnis von Eintrags- zu Austragsfrachten für Arsen.....	E 15
Abb. E 5: Nettostoffumsatz für Cadmium (Boxplots und statistische Kenngrößen)	E 18
Abb. E 6: Verhältnis von Eintrags- zu Austragsfrachten für Cadmium.....	E 19
Abb. E 7: Nettostoffumsatz für Chrom (Boxplots und statistische Kenngrößen).....	E 20
Abb. E 8: Verhältnis von Eintrags- zu Austragsfrachten für Chrom	E 21
Abb. E 9: Nettostoffumsatz für Kupfer (Boxplots und statistische Kenngrößen)	E 22
Abb. E 10: Verhältnis von Eintrags- zu Austragsfrachten für Kupfer.....	E 23
Abb. E 11: Nettostoffumsatz für Nickel (Boxplots und statistische Kenngrößen).....	E 24
Abb. E 12: Verhältnis von Eintrags- zu Austragsfrachten für Nickel	E 25
Abb. E 13: Vergleichende Darstellung von Eintrags- und Austragsfrachten für den Parameter Nickel	E 25
Abb. E 14: Nettostoffumsatz für Quecksilber (Boxplots und statistische Kenngrößen).....	E 27
Abb. E 15: Verhältnis von Eintrags- zu Austragsfrachten für Quecksilber	E 28
Abb. E 16: Nettostoffumsatz für Thallium (Boxplots und statistische Kenngrößen).....	E 29
Abb. E 17: Verhältnis von Eintrags- zu Austragsfrachten für Thallium.....	E 30

Abb. E 18: Nettostoffumsatz für Zink (Boxplots und statistische Kenngrößen).....	E 31
Abb. E 19: Verhältnis von Eintrags- zu Austragsfrachten für Zink	E 32
Abb. E 20: Nettostoffumsatz für PAK (Boxplots und statistische Kenngrößen; Abb. unten: Ausschnitt für kleineren Wertebereich).....	E 33
Abb. E 21: Auswertung für BaP (Boxplots und statistische Kenngrößen; Abb. unten: Aus- schnitt für kleineren Wertebereich).....	E 34
Abb. E 22: Nettostoffumsatz für PCB (Boxplots und statistische Kenngrößen)	E 35
Abb. E 23: Nettostoffumsatz für PCDD/F (Boxplots und statistische Kenngrößen)	E 36
Abb. E 24: Cadmium-Frachten im konv. Ackerbau mit Bewirtschaftungsstrategie Kompost	E 38
Abb. E 25: Cadmium-Frachten im konv. Ackerbau mit Bewirtschaftungsstrategie Wirt- schaftsdünger	E 39
Abb. E 26: Cadmium-Frachten in der konv. Grünlandwirtschaft, im Ökolandbau und beim Anbau von Sonderkulturen	E 40
Abb. E 27: Cadmium-Frachten in der Forstwirtschaft	E 41
Abb. E 28: Kupfer-Frachten im konv. Ackerbau mit Bewirtschaftungsstrategie Kompost.....	E 42
Abb. E 30: Kupfer-Frachten im konv. Ackerbau mit Bewirtschaftungsstrategie Mineral- dünger	E 44
Abb. E 31: Kupfer-Frachten im Ackerbau mit Bewirtschaftungsstrategie Wirtschaftsdünger.....	E 45
Abb. E 32: Kupfer-Frachten in der konv. Grünlandwirtschaft, im Ökolandbau und beim Anbau von Sonderkulturen	E 46
Abb. E 33: Zeitraum bis zum Erreichen des Vorsorgewertes für Cadmium für Bilanz- Szenarien mit Bewirtschaftungsstrategie Kompost	E 71
Abb. E 34: Vergleich der Anreicherung von Blei im Oberboden bei unterschiedlichen De- positionseinträgen für die Bewirtschaftungsstrategie Wirtschaftsdünger	D 72
Abb. F 1: Grundmodell für Bilanzen und Anreicherungsszenarien für Stoffe in Böden	F 2

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. B 1: Flächenanteile der Bodenausgangsgesteine differenziert nach Nutzungen (Datengrundlage für Flächen: nutzungsdifferenzierte BÜK 1000).....	B 3
Tab. B 2: Betrachtungsrelevante Bodenausgangsgesteine für Stoffbilanzen (nach BÜK 1000)	B 5
Tab. B 3: Prioritäre Bodenartenhauptgruppen in Abhängigkeit der Bodenausgangs- gesteine.....	B 6
Tab. B 4: Übersicht der Rahmenbedingungen für die Berechnung von Bilanzen.....	B 8
Tab. B 5: Datengrundlagen zur Typisierung von Raumeinheiten	B 11
Tab. B 6: Betrachtungsrelevante Nutzungsarten (nach CORINE-Landcover).....	B 11
Tab. B 7: Daten zur Quantifizierung von Bilanzgrößen.....	B 13
Tab. B 8: Flächenanteil nach CORINE-Landcover und betrachtungsrelevante Raumein- heiten.....	B 15
Tab. B 9: Raumeinheiten für die Bilanzierung	B 16
Tab. B 10: Sensitivitätsanalyse anhand einer Beispielraumeinheit (A_25/Lösse/rural) bei gleichen Eintragsfrachten und unterschiedlicher Lagerungsdichte für den Pa- rameter Blei	B 21
Tab. B 11: Sensitivitätsanalyse anhand einer Beispielraumeinheit (A_25/Lösse/rural) bei gleichen Eintragsfrachten und unterschiedlicher Bearbeitungstiefe für den Pa- rameter Blei	B 21
Tab. B 12: Trockenmassegehalt und langfristig im Boden verbleibender Anteil bei Aus- bringung organischer Düngemittel.....	B 22
Tab. B 13: Jährliche Zunahme der Horizontmächtigkeit (Beispiel für Anbautyp A_25)	B 23
Tab. B 14: Vergleich der Anreicherungen von Blei mit und ohne Berücksichtigung langfris- tig im Boden verbleibender Anteile für die Raumeinheit ‚A_25/Lösse/Rural‘	B 24
Tab. B 15: Unsicherheiten der Bilanzberechnungen	B 26
Tab. B 16: Parameter und Verfahren der Bilanzberechnung.....	B 28
Tab. C 1: Beispielhafte Ableitung eines Anbautyps innerhalb der dominierenden Kultur Weizen	C 6
Tab. C 2: Anbautypen und –regionen für den konventionellen Anbau – Übersicht.....	C 8
Tab. C 3: Übersicht über die Anbautypen im Ackerbau	C 9
Tab. C 4: Übersicht über die Haupttypen einer Dauergrünlandnutzung	C 11
Tab. C 5: Nährstoffversorgung der Böden für die einzelnen Gehaltsklassen	C 11

Tab. C 6: Gesamtnährstoffbedarfe der Pflanzen in Abhängigkeit vom Ertrag bei einer mittleren Versorgung der Böden nach (ACHILLES 2001).....	C 13
Tab. C 7: Ableitung der Gesamtnährstoffbedarfe für Anbautyp Getreide/Kartoffel/Zuckerrüben (Anbautyp A_27).....	C 14
Tab. C 8: Gesamtnährstoffbedarfe für die verschiedenen Anbautypen im konventionellen Ackerbau	C 15
Tab. C 9: Verhältnis Ernterückstand zu Produktmenge (HEYN 2002)	C 16
Tab. C 10: Ableitung der über Ernterückstände dem Boden zugeführte Nährstoffmengen – Anbautyp Getreide/Kartoffeln/Zuckerrüben (Anbautyp A_27).....	C 17
Tab. C 11: Verbleibender Düngebedarf für die einzelnen Anbautypen.....	C 18
Tab. C 12: Düngebedarf für die Dauergrünlandtypen (ACHILLES 2001, verändert).....	C 19
Tab. C 13: Anrechenbare Nährstoffgehalte für organische Düngemittel (KRATZ 2005, verändert), als Mittelwert	C 22
Tab. C 14: Pflanzenverfügbare Wirkstoffmenge nach Düngemittelarten – Düngestrategie Wirtschaftsdünger	C 24
Tab. C 15: Pflanzenverfügbare Wirkstoffmenge nach Düngemittelarten – Düngestrategie Kompost	C 25
Tab. C 16: Pflanzenverfügbare Wirkstoffmenge nach Düngemittelarten – Düngestrategie Klärschlamm.....	C 26
Tab. C 17: Düngestrategie nach Düngemittelarten – Düngestrategie Wirtschaftsdünger auf Grünland.....	C 27
Tab. C 18: Bandbreite der (v.a. in KRATZ 2005) genannten Gehalte an Zink, Kupfer und Cadmium für die ausgewählten Düngemittel.....	C 28
Tab. C 19: Schadstoffgehalte (anorganisch) der verschiedenen Düngemittel (in Klammern: Angabe des Datenumfanges) (KRATZ 2005) als Mittelwerte	C 30
Tab. C 20: Belastung der verschiedenen Düngemittel an organischen Schadstoffen (KRATZ 2005) als Mittelwerte	C 31
Tab. C 21: Belastung von Komposten und kommunalen Klärschlämmen mit weiteren organischen Schadstoffen nach BBodSchV als Mittelwerte	C 31
Tab. C 22: Schwermetallbilanz rinderhaltender Betriebe und Anteil der Schadstoffe aus wirtschaftseigenem Futtermittel an der Schadstoffbelastung der Gülle (DÖHLER 2004, verändert)	C 32
Tab. C 23: Anwendungshäufigkeiten von Pflanzenschutzmitteln im Ackerbau	C 34
Tab. C 24: Wirkstofffranking für die einzelnen Pflanzenschutzmittel (ROSSBERG 2002).....	C 34
Tab. C 25: Nährstoffbilanzen für Phosphor und Kalium.....	C 38

Tab. C 26: N-, P- und K-Entzüge des betrachteten Marktfruchtbetriebs.....	C 40
Tab. C 27: Bedarf an Pflanzennährstoffen und seine Deckung über die Düngestrategie Kompost	C 43
Tab. C 28: Bedarf an pflanzenverfügbaren Pflanzennährstoffen und seine Deckung über die Düngestrategie Wirtschaftsdünger	C 44
Tab. C 29: Bedarf an Pflanzennährstoffen für Erdbeeren und seine Deckung über die Düngestrategie Kompost.....	C 45
Tab. C 30: Bedarfsdeckung für Erdbeeren über Düngestrategie Wirtschaftsdünger.....	C 45
Tab. C 31: Bedarfsdeckung für Möhren/Karotten über Düngestrategie Kompost.....	C 46
Tab. C 32: Bedarfsdeckung für Möhren/Karotten über Düngestrategie Wirtschaftsdünger.....	C 46
Tab. C 33: Bedarfsdeckung für Spargel über Düngestrategie Kompost.....	C 47
Tab. C 34: Bedarfsdeckung für Spargel über Düngestrategie Wirtschaftsdünger	C 47
Tab. C 35: Bedarfsdeckung im Weinbau über Düngestrategie Kompost	C 48
Tab. C 36: Bedarfsdeckung im Weinbau über Düngestrategie Wirtschaftsdünger.....	C 48
Tab. C 37: Bedarfsdeckung in Baumschulen über die Düngestrategie Komposteinsatz.....	C 49
Tab. C 38: Bedarfsdeckung in Baumschulen über die Düngestrategie Klärschlammeinsatz	C 49
Tab. C 39: Bedarfsdeckung in Baumschulen über die Düngestrategie Wirtschaftsdünger	C 49
Tab. C 40: Schadstofffrachten aus der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in den Sonderkulturen	C 52
Tab. C 41: Schadstofffrachten (Schwermetalle) aus der konventionellen Bewirtschaftung von Ackerflächen in g/ha	C 55
Tab. C 42: Schadstofffrachten (org. Schadstoffe) aus der konventionellen Bewirtschaftung von Ackerflächen in g/ha	C 59
Tab. C 43: Schadstofffrachten aus der konventionellen Bewirtschaftung von Dauergrünland in g/ha	C 62
Tab. C 44: Schadstofffrachten in Sonderkulturen (Apfelanbau).....	C 62
Tab. C 45: Schadstofffrachten in Sonderkulturen (Erdbeeren)	C 63
Tab. C 46: Schadstofffrachten in Sonderkulturen (Spargel)	C 63
Tab. C 47: Schadstofffrachten in Sonderkulturen (Möhren/Karotten).....	C 63
Tab. C 48: Schadstofffrachten in Sonderkulturen (Weinbau).....	C 64
Tab. C 49: Schadstofffrachten in Sonderkulturen (Baumschulen)	C 64

Tab. C 50: Schadstoffeinträge in landwirtschaftliche Flächen bei einem Öko-Mischbetrieb.....	C 65
Tab. C 51: Schadstoffeinträge in landwirtschaftliche Flächen bei einem Öko-Marktfruchtbetrieb	C 66
Tab. C 52: Vergleich der Schadstofffrachten für Schwermetalle für Anbautyp A_15 mit verschiedenen Komposthöchstmengen in g/ha.....	C 66
Tab. C 53: Vergleich der Schadstofffrachten für Schwermetalle für Anbautyp A_20 mit verschiedenen P-Verfügbarkeiten im Klärschlamm in g/ha.....	C 67
Tab. C 54: Vergleich der der Berechnung zugrunde liegenden Schwermetallgehalte mit den zulässigen Höchstgehalten.....	C 68
Tab. C 55: Gegenüberstellung der errechneten Schadstofffrachten bei einer Ertragschwankung um 20% am Beispiel Anbautyp A_7; in g/ha	C 69
Tab. C 56: Schadstofffrachten aus der Kalkung von Forstflächen.....	C 73
Tab. C 57: Nährstoffbedarfe im Landschaftsbau (Parkanlage) (ZVG 2002)	C 75
Tab. C 58: Schadstofffrachten im Landschaftsbau (Parkanlage).....	C 76
Tab. C 59: Bonitätssystem der in die Bilanzierung eingehenden statistischen Kenngrößen für die atmosphärische Deposition	C 86
Tab. C 60: Übersicht über die Vorgehensweise zur Bestimmung der atmosphärischen Stoffeinträge	C 87
Tab. C 61: Atmosphärische Schwermetallfrachten für urbane und rurale Gebiete (Analyse der Bulkmessungen der Ländermessnetze – Datenbank „heavymetal“ As, Cd, Cr, Cu, (Hg), Ni, Pb und Zn).....	C 93
Tab. C 62: Mittleres Verhältnis von wet-only/bulk Messungen auf Basis von Parallelmessungen am gleichen Standort (GAUGER et al. 2000)	C 94
Tab. C 63: Die aus den Bulk-Messungen abgeleiteten Werte für die nasse Deposition. Für die Raumeinheiten urban und rural sowie die Variante Verkehrsstandorte.	C 94
Tab. C 64: Mittlere Depositionsgeschwindigkeiten (vd) für Fein- und Grobpartikel für urbane und rurale Landbedeckung nach GAUGER et al. (2002)	C 95
Tab. C 65: Schwermetall Immissionskonzentrationen für die Berechnung der trockenen Deposition (Quellen: FRITSCH 2004 und Datenbank „HeavyMetal“).....	C 96
Tab. C 66: Verteilung der Fein- und Grobpartikel einzelner Komponenten im Feinstaub.....	C 97
Tab. C 67: Ergebnisse der Berechnung/ Abschätzung der trockenen Deposition für As, Pb, Cd, Cr, Cu, Ni und Zn	C 97
Tab. C 68: Abgeleitete Schwermetallfrachten für Antimon, Kobalt, Molybdän, Selen, Thallium und Zinn für urbane und rurale Gebiete auf Basis von Messnetz- und Literaturwerten. Die mittlere Eintragungshöhe wird als Mittelwert der aufgeführten Bulk-Messungen (BERGERHOFF) berechnet.	C 99

Tab. C 69: Gesamtdeposition von Schwermetallen im „Freiland“ nach den Raumeinheiten urban und rural sowie die Variante Verkehrsstandorte	C 100
Tab. C 70: Der aus Bulk-Messungen abgeleitete atmosphärischen Stoffeintrag von Antimon, Kobalt, Molybdän, Quecksilber, Selen, Thallium und Zinn (Grundlage vgl. Tab. C 68)	C 101
Tab. C 71: Mittlere Tagesfrachten von Benzo(a)pyren und PAH16 verschiedener Messnetze sowie der abgeleitete atmosphärische Eintrag für urbane und rurale Gebiete.....	C 104
Tab. C 72: Literaturwerte zur Deposition von BaP und PAK in ruralen und urbanen Gebieten.	C 105
Tab. C 73: Mittlere Tagesfrachten von Dioxinen und Furanen angegeben als I-TEq nach NATO/CCMS für urbane und rurale Gebiete. Der abgeleitete Eintragswert beruht auf der ermittelten Tagesfracht mit voller Bestimmungsgrenze für den Messzeitraum 1999-2002.....	C 106
Tab. C 74: Mittlere Tagesfrachten von PCB6 verschiedener Messnetze sowie die abgeleitete Eintragsfracht für die Stoffbilanzierung für urbane und rurale Gebiete.	C 107
Tab. C 75: Mess- und Literaturwerte der Tagesfrachten von verschiedenen Chlorpestiziden	C 109
Tab. C 76: Mess- und Literaturwerte der Deposition von Hexachlorbenzol und BTEX.....	C 109
Tab. C 77: Mess- und Literaturwerte der Deposition von LHKW sowie Naphthalin, Phenol, 4-Nitrophenol und Trichloressigsäure	C 109
Tab. C 78: Nasse Schwermetall-Deposition auf Forstflächen.....	C 111
Tab. C 79: Mittlere Depositionsgeschwindigkeiten (vd) für Fein- und Grobpartikel für Laub- und Nadelwald nach Gauger et al. (2002).....	C 112
Tab. C 80: Die mit der inferentiellen Methode berechnete trockene Deposition für Waldflächen.....	C 112
Tab. C 81: Atmosphärische Schwermetallfrachten in den Wald. Abgeleitet über die gemessene Bestandsdeposition unter Nadel- u. Laubwald im Rahmen des Level-II-Monitorings.....	C 113
Tab. C 82: Streufallmenge nach verschiedenen Quellen.....	C 114
Tab. C 83: Streufallkonzentrationen und -frachten nach Messungen des Level-II-Monitorings.....	C 114
Tab. C 84: Streufrachten von 4 Messstellen in Baden-Württemberg nach UMEG U5232.....	C 114
Tab. C 85: Vergleichswerte des atmosphärischen Schwermetalleintrags auf Waldflächen - Summe der Bestandsdeposition u. Streufracht. (Literaturwerte kursiv)	C 115

Tab. C 86: Abgeleitete Gesamtdeposition von Schwermetallen auf Forstflächen, unterschieden nach Laub- und Nadelwald (Summe aus Messwert Level-II-Monitoring „Freiland“ und berechneter trockener Deposition). Zum Vergleich ist die Summe der Bestandesdeposition und Streufracht gegenübergestellt.	C 116
Tab. C 87: Literaturwerte und abgeleiteter Eintragswert zur Deposition von BaP und PAK in Waldgebieten.....	C 117
Tab. D 1: Bewertungsmaßstäbe für Gehalte anorganischer Schadstoffe im Boden für den Ausschluss belasteter Böden aus der statistischen Auswertung	D 7
Tab. D 2: Auswahl von Pflanzen(-teilen) und Datenumfang für die Untersuchung der Abhängigkeit des Stofftransfers von Gehalt im Boden, bestimmten Belastungsquellen und verschiedenen Bodeneigenschaften.....	D 8
Tab. D 3: Anzahl von Level-II-Flächen mit Sickerwasseranalysen	D 10
Tab. D 4: Anzahl von Level-II-Flächen auf Böden verschiedener Ausgangsgesteine	D 11
Tab. D 5: Stoffspezifische Eigenschaften verschiedener anorganischer Schadstoffe (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002a, KNOCHE 1996b; HINTERMAIER-ERHARD & ZECH, 1997c, LITZ et al. 2004d; ADRIANO 1986e).....	D 18
Tab. D 6: Schwermetallaufnahme durch Nahrungspflanzen (Quelle: SAUERBECK 1989)	D 37
Tab. D 7: Eigenschaften von ausgewählten Pflanzen (-teilen) bezüglich des Schwermetalltransfers anorganischer Schadstoffe	D 38
Tab. D 8: Beispielrechnung für den Austrag von Blei über Ernte für einen Anbautyp.....	D 54
Tab. D 9: Bonitätssystem der in die Bilanzierung eingehenden statistischen Kenngrößen für den Transfer Boden – Pflanze	D 57
Tab. D 10: Bilanzgrößen für den Austragspfad Boden – Pflanze (Stoffkonzentration in Pflanzen)	D 59
Tab. D 11: Beispielrechnung für den Austrag von Blei über das Sickerwasser für ausgewählte Raumeinheiten.....	D 69
Tab. D 12: Eigenschaften von Lysimeter-Standorten unter Ackernutzung mit ausgewerteten Sickerwasserdaten (nach BIELERT et al. 1999)	D 71
Tab. D 13: Eigenschaften von forstlichen Versuchsflächen (Level II) mit Sickerwasserdaten	D 73
Tab. D 14: Bonitätssystem der in die Bilanzierung eingehenden statistischen Kenngrößen für den Transfer Boden – Sickerwasser	D 75
Tab. D 15: Bilanzgrößen für den Austragspfad Boden – Sickerwasser für verschiedene Standorteigenschaften (Stoffkonzentration im Sickerwasser).....	D 76
Tab. D 16: Mittlere Sickerwasserraten in Abhängigkeit der Raumeinheiten	D 79

Tab. D 17: Geringfügigkeitsschwellen zur Beurteilung lokal begrenzter Grundwasserverunreinigungen und Prüfwerte BBodSchV für den Pfad Boden-Grundwasser	D 80
Tab. D 18: Weitere organische Stoffe mit Umweltrelevanz.....	D 91
Tab. D 19: Eigenschaften von ausgewählten Pflanzen(-teilen) bezüglich des Transfers organischer Schadstoffe (meist Untersuchungen von belasteten Böden).....	D 96
Tab. D 20: Relevante Eigenschaften von PAK für den Austrag aus Böden. (Quellen: SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002a, HINTERMAIER-ERHARD & ZECH 1997b, HARMS 1989, HÜLSTER & MARSCHNER 1995c, UvM / LfU Baden-Württemberg 1998, LITZ et al. 2004d; WILD & JONES 1992, NESTLER 2000e, CRÖßMANN 1992af)	D 100
Tab. D 21: Relevante Eigenschaften von PCB, PCDD/F und PCP f für den Austrag aus Böden. (Quellen: SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002a, HINTERMAIER-ERHARD & ZECH 1997b, HARMS 1989, HÜLSTER & MARSCHNER 1995c, UVM / LfU Baden-Württemberg 1998, LITZ et al. 2004d; WILD & JONES 1992; FÖRSTNER & VAN RAAIJ 1996; BREITSCHWERDT et al. 2002e).....	D 101
Tab. D 22: Relevante Eigenschaften von Pflanzenschutzmitteln für den für den Austrag aus Böden. (Quellen: SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002a, HINTERMAIER-ERHARD & ZECH 1997b, HARMS 1989, HÜLSTER & MARSCHNER 1995c, UVM / LfU Baden-Württemberg 1998, LITZ et al. 2004d; WILD & JONES 1992; BREITSCHWERDT et al. 2002).	D 102
Tab. D 23: Überblick über Halbwertszeiten und Bound Residues für organische Schadstoffe in Böden	D 107
Tab. E 1: Übersicht der Rahmenbedingungen für die Berechnung von Bilanzen.....	2
Tab. E 2: Übersicht über vorhandene Daten der Ein- und Austragsfrachten anorganischer Stoffe	3
Tab. E 3: Übersicht über vorhandene Daten der Ein- und Austragsfrachten organischer Stoffe	6
Tab. E 4: Eintragsfrachten über alle Teilfrachten (Anorganik) im Freiland (in g/ha)	9
Tab. E 5: Eintragsfrachten über alle Teilfrachten (Anorganik) im Forst (in g/ha)	9
Tab. E 6: Gruppen von Szenarien für die Auswertung der Stoffbilanzen.....	12
Tab. E 7: Szenarien mit ausgeglichener Bilanz für anorganische Schadstoffe*	48
Tab. E 8: Szenarien mit negativer Bilanz für anorganische Schadstoffe*	49
Tab. E 9: Szenarien mit deutlichen Anreicherungen (Eintrag 10- bis 100-fach über Austrag)	52
Tab. E 10: Szenarien mit sehr deutlichen Anreicherungen (Eintrag >100fach über Austrag)	54

Tab. E 11: Raumeinheiten mit Überschreitung der Vorsorgewerte nach BBodSchV durch den 50. Perzentilwert der Hintergrundwerte	56
Tab. E 12: Raumeinheiten mit Überschreitung der Vorsorgewerte nach BBodSchV durch den 90. Perzentilwert der Hintergrundwerte (kursiv = Raumeinheiten mit Überschreitung des 50. Perzentils)	56
Tab. E 13: Zulässige zusätzliche jährliche Frachten in g/(ha*a) nach Anhang 2, Abs. 5 BBodSchV	59
Tab. E 14: Raumeinheiten mit Überschreitung der zulässigen Frachten nach BBodSchV.....	60
Tab. E 15: Raumeinheiten mit Überschreitung von Vorsorgenwerten (90. Perzentil) und zulässigen Frachten nach BBodSchV	67
Tab. E 16: Raumeinheiten mit zeitnahe Erreichen des Vorsorgewertes nach BBodSchV	68
Tab. E 17: Erste grobe Abschätzung der jährlichen Schwermetallemissionen in Deutschland, differenziert nach Emittentengruppen (DENIER 2005).....	73

A EINFÜHRUNG

A 1 ZIELE UND HINTERGRUND DES VORHABENS

A 1.1 Hintergrund

Persistente anorganische und organische Schadstoffe gelangen auf vielfältigen Eintragspfaden in und auf Böden und können (langfristig) zu unerwünschten Stoffanreicherungen in Böden führen. Nach § 7 BBodSchG ist "Vorsorge gegen das Entstehen schädlicher Bodenveränderungen zu treffen". Aufgrund der Vielfalt der Eintragspfade sind konkrete Regelungen zur Begrenzung von Stoffeinträgen in die Böden in verschiedenen Rechtsbereichen verankert. Daraus ergibt sich ausgehend von den Schutzziele des BBodSchG ein übergeordneter Harmonisierungsbedarf.

Um eine Anreicherung von unerwünschten Stoffen in Böden zu verhindern, bietet neben der Begrenzung der Schadstoff*konzentration* von Materialien, die auf den Boden aufgebracht werden, eine Limitierung der eingetragenen Schadstoff*frachten* geeignete Möglichkeiten, um nachhaltig die Umweltqualität und die Funktionen des Bodens zu sichern.

Als Basis zur Aktualisierung und Ableitung von zulässigen Stoffeinträgen auf Böden sind aktualisierte Datengrundlagen bezüglich Ein- und Austragsfrachten notwendig. Zu betrachten ist zum einen der Gesamteintrag über alle relevanten Eintragspfade. Zum anderen ist zu berücksichtigen, dass sich die Eintragspfade vor allem aufgrund unterschiedlicher Flächennutzungen räumlich stark unterscheiden. Relevante Stoffeinträge erfolgen sowohl in Abhängigkeit der sich aus der unterschiedlichen Nutzung ergebenden Bedarfe an Düngemitteln und Bodenhilfsstoffen sowie in Folge von unterschiedlichen gebietsspezifischen Immissionen, z.B. in Abhängigkeit von Siedlungsstrukturen. Auf der anderen Seite sind Austräge durch Ernteentzug und Sickerwasser relevant.

Für Prognosen von langfristigen Anreicherungen der Schadstoffe in den Böden ist unter Berücksichtigung der Eintrags- und Austragsbedingungen eine Stoffbilanzierung, d.h. eine Massenbilanz der Stoffströme in und aus dem Boden, erforderlich. Dabei müssen die Hintergrundbelastungen der Böden sowie Bodeneigenschaften und Bodenausgangsgesteine, die sich räumlich unterscheiden, berücksichtigt werden.

Die Bewertung von Schadstoffanreicherungen anhand der Bodenvorsorgewerte nach BBodSchV ergibt Informationen über Möglichkeit und Machbarkeit von Frachtenbegrenzungen für die verschiedenen Eintragspfade sowie Erfordernisse zur Fortschreibung der vorhandenen materiellen Anforderungen.

A 1.2 Ziele

Ein wesentlicher Aspekt des Bodenschutzes liegt in der Verhinderung von Anreicherungen unerwünschter Stoffe im Boden. Ziel nach § 1 BBodSchG ist die Sicherstellung, dass es durch Stoffeinträge zu keinen langfristigen Anreicherungen persistenter organischer und anorganischer Stoffe im Boden kommt, die schädliche Bodenveränderungen verursachen sowie weitere Schutzgüter beeinträchtigen können. Wesentliche Grundlage für die Fortschreibung materieller Anforderungen zur Begrenzung von unvermeidbaren Stoffeinträgen ist die Identifizierung von Stoffströmen, die zu

einer signifikanten Anreicherung von Schadstoffen in Böden führen und dadurch potenziell eine Gefährdung der Bodenfunktionen nach § 2 BBodSchG, d.h. schädliche Bodenveränderungen, hervorrufen können

Unter diesem Blickwinkel werden dem Forschungsvorhaben drei Ziele zugewiesen:

Erstes Ziel des F+E-Vorhabens ist die Bereitstellung einer aktuellen Datengrundlage der rezenten Stoffeinträge in die Böden und Austräge aus den Böden. Diese werden räumlich und nutzungsbezogen differenziert betrachtet.

Zweites Ziel ist die Berechnung von Bilanzen und die Entwicklung von zeitlich abgestuften Anreicherungs-szenarien für persistente Schadstoffe in Böden. Diese sind in Abhängigkeit von den Bodeneigenschaften und Bodenausgangsgesteinen, den vorhandenen Stoffvorräten im Boden und den regionalen Rahmenbedingungen zu bewerten. Sie bieten die Grundlage für die Ableitung von zulässigen Stoffeinträgen mit dem Ziel der Verhinderung schädlicher Bodenveränderungen.

Drittes Ziel ist die Auswertung der Stoffbilanzen. Diese Auswertung kann nachfolgend genutzt werden, um notwendige Fortschreibungen der materiellen Anforderungen zur Begrenzung unvermeidbarer Stoffeinträge aus den entsprechenden Rechtsbereichen zu identifizieren. Eintragsbegrenzende Frachtenregelungen sind z.B. im Abfallrecht, im Immissionsschutzrecht oder im Düngemittel- und Pflanzenschutzrecht enthalten.

A 1.3 Stoffspektrum

Gegenstand des Vorhabens sind persistente organische und anorganische Stoffe, die zum Entstehen von schädlichen Bodenveränderungen beitragen können. Um eine Auswahl der potenziell relevanten Stoffe zu treffen, werden die in der BBodSchV genannten Parameter berücksichtigt.

In der Bilanz werden - sofern entsprechende Grundlagendaten verfügbar sind - die persistenten Halb- und Schwermetalle Arsen (As), Antimon (Sb), Blei (Pb), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Chromat, Kobalt (Co), Kupfer (Cu), Molybdän (Mo), Nickel (Ni), Quecksilber (Hg), Selen (Se), Thallium (Tl), Zink (Zn), Zinn (Sn) sowie die nichtmetallischen Schadstoffe Bor (B), Fluorid (F⁻) und Cyanide (CN⁻) berücksichtigt.

Als organische Parameter werden – soweit es die Datenlage zulässt - Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Benzo(a)pyren (BaP), Polychlorierte Biphenyle (PCB), Polychlorierte Dioxine/Furane (PCDD/F), Pentachlorphenol (PCP), Hexachlorbenzol (HCB), Hexachlorcyclohexan (HCH), Aldrin und Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT) berücksichtigt. Mineralölkohlenwasserstoffe, Benzol, BTEX-Aromate, leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (LHKW), Phenole und Naphthalin zählen aufgrund ihrer Stoffeigenschaften nicht zu den im Boden persistenten Stoffen und werden daher im Vorhaben nicht bilanziert.

Die Recherche von Grundlagendaten zu Ein- und Austragsfrachten erstreckt sich über die vorangehend genannten Schadstoffe. Bilanzierungen über die Einträge und Austräge können nur dann erfolgen, wenn sich über alle relevanten Wirkungspfade Frachten ermitteln lassen. Wie die nachfolgenden Ausführungen in den Teilberichten C und D zeigen, war dies nicht immer möglich.

So liegen vollständige Daten zu Einträgen, Austrägen bzw. vorhandenen Stoffvorräten im Boden vorwiegend für die gut untersuchten Schwermetalle As, Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Tl, Zn vor, während

vor allem für organische Parameter nur begrenzt Informationen vorliegen. Ein- und Austräge von PAK, BaP, PCB und PCDD/F können für ausgewählte Nutzungen bilanziert werden. Für eine Prognose langfristiger Anreicherungen fehlen jedoch belastbare Informationen zur Hintergrundbelastung der Böden. Die in den Unterkapiteln enthaltenen Tabellen geben einen Überblick über die vorhandenen Daten.

A 2 VORGEHENSWEISE

A 2.1 Gesamtkonzept und Bilanzierungsmodell

Die Stoffbilanzierung erfolgt auf Grundlage einer räumlich und nach Nutzungseinflüssen differenzierten Bewertung der einzelnen Parameter.

- In einem ersten Schritt werden auf Grundlage der recherchierten Daten die Eintrags- und Austragsfrachten in $g/(ha \cdot a)$ über ausgewählte Pfade ermittelt. Die Beschreibung der Eintragspfade erfolgt möglichst ausdifferenziert, so dass etwaige Optimierungsnotwendigkeiten möglichst konkret Ursachen zugeordnet werden können.
- Für eine Bewertung der Frachten ist die Anreicherung (bzw. Abreicherung) im relevanten Oberbodenhorizont von Bedeutung. Ausgangspunkt der vorhandenen Stoffvorräte für die Bilanzierung sind die Hintergrundwerte nach LABO (2003). In einem zweiten Schritt erfolgt daher auf Basis der Hintergrundwerte eine Aussage zur Stoffan- bzw. -abreicherung in mg/kg auf der Grundlage der jährlichen Ein- und Austragsfrachten.
- In einem dritten Schritt werden die Stoffan-/ bzw. -abreicherungen im zeitlichen Ablauf bis zum Erreichen der Vorsorgewerte der BBodSchV bilanziert. Das Erreichen der Vorsorgewerte wird als Erreichen des stoffbezogenen Critical Limit gewertet.

Basis einer nachvollziehbaren Ableitung von zulässigen Stoffeinträgen ist zunächst eine Analyse und Quantifizierung der bestehenden Eintragspfade von Stoffen in Böden (vgl. Abb. A 1). Für die Stoffströme bzw. Eintrags- und Austragspfade werden vorhandene Messwerte zur Deposition aus der Atmosphäre und Daten zu den spezifischen Bedarfen unterschiedlicher Flächennutzungen vor allem an Düngemitteln zusammengetragen und analysiert.

Einträge

Relevante Stoffeinträge erfolgen in der Regel in Abhängigkeit der Hauptnutzungsformen (Acker, Grünland, Wald) sowie entsprechenden weiteren Differenzierungen von Anbautypen, Bewirtschaftungsformen und Düngestrategien, da aus dem Bedarf der Flächennutzung heraus Gaben an Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, aber auch Pflanzenschutzmittel ausgebracht werden und sich ggf. die Notwendigkeit zu Bewässerungen ergibt. Da diese Stoffströme neben Pflanzennährstoffen etc. auch Schadstoffe enthalten, ergeben sich aus der Bewirtschaftung der Flächen auch entsprechende Schadstoffeinträge in Böden, die zu schädlichen Bodenveränderungen führen können. Eine Analyse von Stoffströmen auf Böden muss differenziert nach den unterschiedlichen Nutzungen erfolgen. Innerhalb der drei genannten Haupt-Bodennutzungsarten werden vielfältige Ausdiffe-

renzierungen vorgenommen. So wird bei der landwirtschaftlichen Nutzung zwischen 42 Anbaupflanzen auf Ackerland und vier Bewirtschaftungstypen auf Grünland unterschieden, da hieraus Art und Mengen der Düngemittel und Bodenhilfsstoffe bestimmt werden (vgl. Kap. C).

Zur Ermittlung der Schadstoffeinträge aus der Atmosphäre werden zunächst alle verfügbaren Messergebnisse der unterschiedlichen Messstationen zusammengetragen und ausgewertet. Ergänzt wird dies mit einer Literaturrecherche. Es gibt unterschiedlichste Messeinrichtungen und -konzepte, die die tatsächlichen Eintragsraten zu unterschiedlichen Anteilen erfassen können, niemals jedoch vollständig. Zu den Messdaten werden daher immer auch Informationen zur angewandten Methodik und Technik erhoben. Um für die einzelnen Schadstoffe möglichst die vollständigen Eintragsfrachten ermitteln zu können, wird folgendes Verfahren gewählt: Aus den Bulkmessungen wird soweit möglich zunächst der Anteil abgeschätzt, der allein auf eine nasse Deposition zurückzuführen ist. Die trockene Deposition wird über Luftschadstoffkonzentrationen und Depositionsraten abgeschätzt. Aus beidem ergibt sich in Summe die Gesamtdepositionsfracht. Ist dieser Ansatz aufgrund mangelnder Datenlage nicht möglich, werden nur die Messwerte aus Bulk-Messungen zur Bilanzierung herangezogen (vgl. Kap. C).

Der Eintrag von Schadstoffen durch Überschwemmungsereignisse wird nicht in der Bilanzierung berücksichtigt, da keine repräsentativen Daten vorliegen und der Eintrag je nach Einzugsgebiet und Ausmaß von Hochwasserereignissen sehr unterschiedlich sein kann. Dieser Pfad kann in Außenbereichen jedoch eine dominierende Rolle einnehmen und quantitativ die im Bericht betrachteten Pfade über die Luft und die Düngung deutlich übersteigen.

Austräge

Im Rahmen dieses F+E-Vorhabens werden der Entzug durch Ernteabfuhr und der Austrag über das Bodensickerwasser berücksichtigt. Für diese beiden Austragspfade werden bundesweit repräsentative Austragsfrachten ermittelt (vgl. Kap. D).

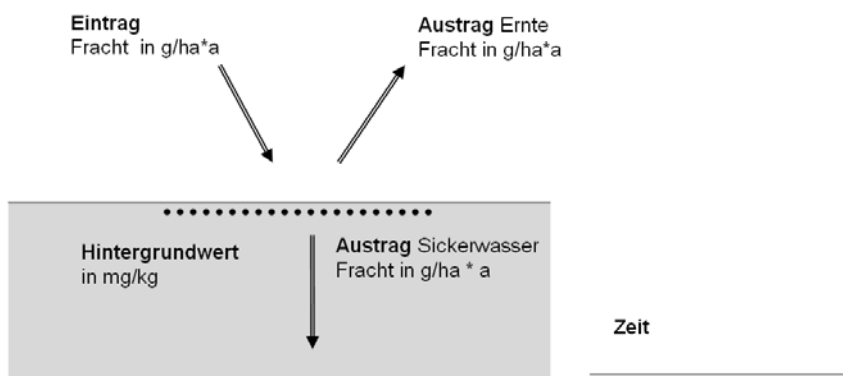


Abb. A 1: Grundmodell für Bilanzen und Anreicherungszenarien für Stoffe in Böden

Stoffvorräte

Für die Bilanzierung ist es notwendig, die vorhandenen Stoffvorräte in den Böden zu berücksichtigen. Diese unterscheiden sich in Abhängigkeit von Nutzung und durch die Siedlungsstruktur bedingte Immissionen sowie bei anorganischen Stoffen durch die Bodenausgangsgesteine. Daher ist für eine räumliche Differenzierung neben einer Differenzierung nach Nutzungen und Immissions Einfluss auch eine Berücksichtigung der Bodenausgangssubstrate erforderlich. Es bietet sich an, für die Bodenausgangsgesteine die Unterscheidung der LABO (2003) zur Ermittlung von Hintergrundwerten für anorganische Stoffe als Grundlage für die Bilanzierung zu verwenden (vgl. Kap. B).

Bilanzierungsmodell

Um die Bilanzierung durchzuführen, werden die wesentlichen Eintrags-, Austrags- und Standortbedingungen als Attribute von Raumeinheiten definiert. Die Attribute beschreiben die Randbedingungen bzw. Ursachen, unter denen in Art und Menge unterschiedliche Schadstoffeinträge bzw. -austräge entstehen.

Attribute zur Typisierung von Raumeinheiten sind:

- Hauptnutzungsarten der Böden, differenziert nach Anbautypen in der Landwirtschaft und Forstwirtschaft; Landschaftsbau
- Siedlungsstrukturtypen zur Differenzierung des Schadstoffeintrags aus der Atmosphäre, Unterscheidung in emittentennah und emittentenfern
- Bodenausgangsgesteine (BAG) und Hintergrundwerte nach LABO (2003)

Grundlage des Bilanzierungsmodells sind somit typisierte Flächenbeschreibungen bzw. Raumeinheiten, die sich durch vergleichbare Eintrags- und Austragsbedingungen und ähnliche Stoffvorräte in den Oberböden auszeichnen. Über die Raumeinheiten werden charakteristische Verhältnisse und Situationen der Land- und Forstwirtschaft in Deutschland abgebildet (vgl. Kap. B).

A 2.2 Rahmenbedingungen der Bilanzierung

Die Aufgabenstellung hat einen bundesweiten Bezug. Eine räumliche Differenzierung ist notwendig, um Regionalisierungstypen aus den verschiedenen Merkmalen abzuleiten und daraus Bandbreiten bundesdeutscher Gegebenheiten zu entwickeln. Daraus lassen sich Randbedingungen für die Fortschreibung von eintragsbegrenzenden Frachtenregelungen ableiten.

Die Erkenntnisse sollen auf Bundesebene allgemeingültig sein. Dabei gilt es herauszuarbeiten, unter welchen Randbedingungen es in Art und Menge zu unterschiedlichen Schadstoffeintrags- und -austrägen bzw. zur Akkumulation kommt. Die Randbedingungen werden durch die natürliche Ausstattung – d.h. Bodeneigenschaften –, die Art der Nutzung des Bodens – v.a. Forst- und Landwirtschaft – und die Nähe zu Emittenten bestimmt. Diese Randbedingungen sowie die bestehende Hintergrundbelastung von Stoffen in Böden gehen als Merkmale ein und werden über Raumeinheiten beschrieben.

Die unterschiedliche Relevanz der verschiedenen Raumeinheiten in der Bundesrepublik, z.B. aufgrund ihres jeweiligen Flächenanteils, wird bei einer Ableitung von Ergebnissen für das gesamte Land berücksichtigt. Mit Ergebnissen zu einzelnen Raumeinheiten lassen sich jedoch auch Erkenntnisse für Teilräume der Bundesrepublik gewinnen.

Keine Bilanzierung wird durchgeführt, wenn die Datenlage sehr heterogen und statistisch nicht abgesichert ist. Beispielsweise werden keine überschwemmungsbedingten Einträge in der Bilanzierung berücksichtigt (s.o.), da keine repräsentativen Informationen zu Stoffeinträgen durch Hochwasserereignisse vorliegen. Gleiches gilt z.B. für den Stoffaustrag von organischen Schadstoffen aus dem Oberboden über den Sickerwasserpfad.

Bei den Stoffbilanzen muss darauf geachtet werden, möglichst nur die Netto-Einträge von Schadstoffen in Böden zu identifizieren und zu quantifizieren. Wird beispielsweise Futtermittel auf betriebseigenen landwirtschaftlichen Flächen gewonnen, entstammt zwangsläufig ein Teil der Schadstoffbelastung der Ausscheidungen der Tiere, die auf den Böden ausgebracht werden. Ähnlich verhält es sich mit dem organischen Material im Wald, das auf den Böden verbleibt und mineralisiert wird. Ein Teil der damit auf die Böden gelangenden Schadstofffrachten wurde zuvor von den Pflanzen eben diesen Böden entzogen.

Ökologisch wirtschaftende landwirtschaftliche Betriebe achten auf möglichst geschlossene Kreisläufe, d.h. darauf, Futtermittel z.B. möglichst vollständig auf eigenen Betriebsflächen zu erzeugen und die Düngung der Flächen durch gezielte betriebliche Maßnahmen z.B. der Fruchtfolge zu ermöglichen. Entsprechend wird der Zukauf von Futtermitteln aber auch von Düngemitteln stark limitiert. Der Netto-Schadstoffeintrag in die Böden dieser Betriebe ergibt sich demnach aus der Differenz der zugekauften Betriebsmittel zu den vermarkteten Produkten. Für die Bilanzierung dieser Betriebe wird daher eine Hoftorbilanz durchgeführt. Für alle anderen konventionellen Betriebsformen (aber auch für Forst) wird eine Flächenbilanz durchgeführt.

A 2.3 Fragestellungen der Auswertung

Die nachfolgende Auswertung orientiert sich an den folgenden Fragestellungen, die sich aus der Aufgabenstellung für das Projekt ableiten:

- Bei welchen Schadstoffen und unter welchen Randbedingungen finden die höchsten Anreicherungen statt? Welche Einflüsse dominieren die Ergebnisse?
- In welchen Raumeinheiten sind Eintrag und Austrag gleich (ausgeglichene Bilanz)?
- In welchen Raumeinheiten sind Eintrag und Austrag verschieden (Abweichung nach oben bzw. unten)?
- Welche Einflussfaktoren sind bei welchen Schadstoffen maßgeblich für An- oder Abreicherungen im Boden?
- Woher stammen die Schadstoffe (z.B. Düngung, Deposition etc.)?
- Welche Möglichkeiten bestehen, um die Schadstofffracht zu reduzieren?

B BILANZIERUNGSMODELL

B 1 GRUNDKONZEPT DER BILANZIERUNG

Anreicherungen persistenter Stoffe werden bilanziert, indem die Eintragsfrachten (Input) in und die Austragsfrachten (Output) aus Oberböden quantifiziert und gegenübergestellt werden. Während auf Seiten des Input die Faktoren Düngung und Eintrag aus der Atmosphäre vorrangig berücksichtigt werden, bezieht sich die Quantifizierung des Outputs auf die Faktoren Pflanzenentzug von Schadstoffen und Abfuhr von Erntegut sowie Auswaschung über das Bodensickerwasser. Die Differenz aus Einträgen und Austrägen ergibt den Nettostoffumsatz (Nettostoffbilanz) im Oberboden, d.h. die An- oder Abreicherung, die unter bestimmten Randbedingungen zu erwarten ist und zum vorhandenen Stoffvorrat im Boden addiert wird (vgl. Abb. B 1).

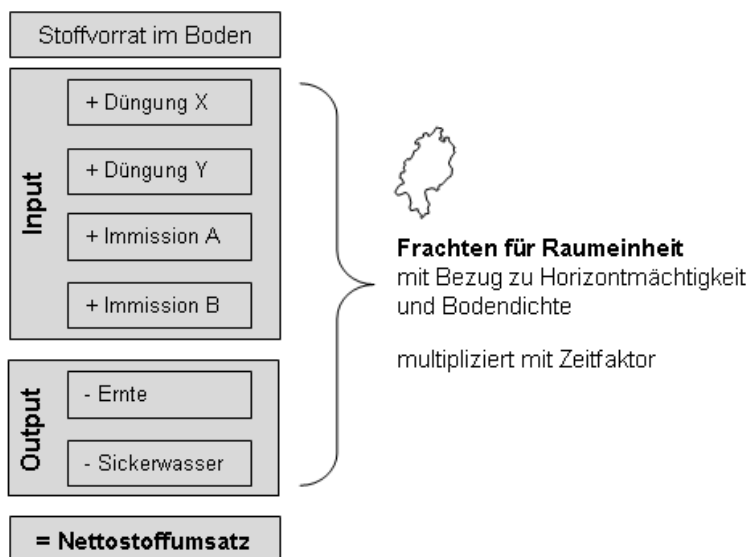


Abb. B 1: Bilanzierungsmodell

Bezugsraum der Bilanzierung ist die gesamte Bundesrepublik. Die Erkenntnisse sollen auf nationaler Ebene allgemeingültig sein. Demgemäß ist die Aussagekraft für kleinräumigere Skalen und räumliche Zuordnungen, z.B. der Bezug auf eine landwirtschaftlich genutzte Parzelle, begrenzt. Ziele dieser Bilanzierung sind vielmehr eine Abschätzung von Tendenzen bei Stoffanreicherungen und die Identifizierung von Randbedingungen für kritische Stoffeinträge in Böden.

Um die aus Sicht des vorsorgenden Bodenschutzes kritischen Eintragspfade und das Gefährdungspotenzial von Anreicherungen zu ermitteln, werden die Bilanzierungsergebnisse auch anhand der Vorsorgewerte nach Anhang 2 der BBodSchV (1999) bewertet.

B 2 TYPISIERUNG VON RAUMEINHEITEN

Grundlage des Bilanzierungsmodells sind typisierte Flächenbeschreibungen bzw. Raumeinheiten (RE), die sich durch vergleichbare Eintrags- und Austragsbedingungen und ähnliche Stoffvorräte in den Oberböden auszeichnen. Über die Raumeinheiten werden charakteristische Verhältnisse und Situationen der Land- und Forstwirtschaft in Deutschland abgebildet.

Die Randbedingungen der Szenarien ergeben sich aus den aktuell in Deutschland angewandten Bewirtschaftungsformen, der Immissionssituation sowie aus den Bodeneigenschaften, Ausgangsgesteinen und Stoffvorräten.

Um relevante Stoffströme zu erkennen, werden Anreicherungsszenarien und eintragsbestimmende Bedingungen beschrieben und typisierten, räumlichen Einheiten zugeordnet (vgl. Abb. B 2). Die typisierten Raumeinheiten sollen charakteristische Eintrags- und Standortverhältnisse in Deutschland abbilden. Ihre Attribute beschreiben die Randbedingungen bzw. Ursachen, unter denen es in Art und Menge zu unterschiedlichen Ein- und Austrägen von Schadstoffen in bzw. aus Böden kommt.

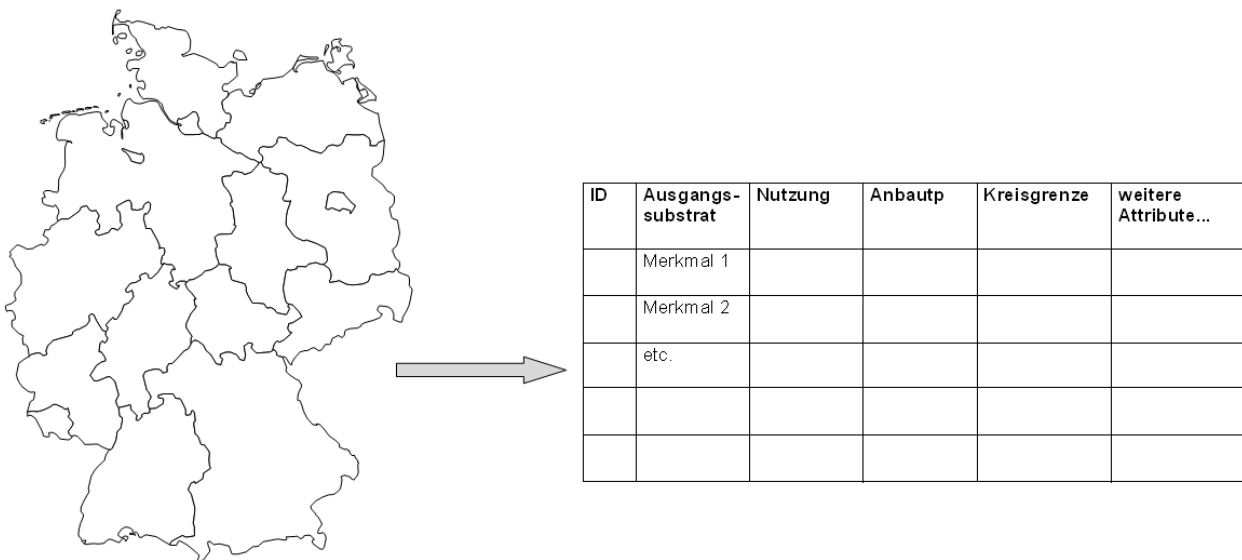


Abb. B 2: Beispiel für die Typisierung von Raumeinheiten

Die Typisierung der Raumeinheiten erfolgt durch die Differenzierung unterschiedlicher Eintrags- und Austragsbedingungen sowie durch die nach Nutzung, Bodenausgangsgestein und nach siedlungsstrukturellem Gebietstyp unterschiedlichen Stoffvorräten im Boden (Hintergrundwerte). Das heißt, dass die Raumeinheiten die Grundlage des Bilanzierungsmodells darstellen.

Für Böden im Siedlungsbereich, die durch Versiegelung und Bebauung gekennzeichnet sind, wird keine Bilanzierung durchgeführt, da die in der Regel kleinräumig variablen Nutzungs- und Immissionseinflüsse durch die Umlagerung von Bodenmaterial und anthropogene Bestandteile überlagert werden.

B 3 BODENAUSGANGSGESTEINE

Eine Differenzierung nach Bodenausgangsgesteinen ist für die Bilanzierung anorganischer Stoffe notwendig, da sich gesteinsbedingte Unterschiede in den Schadstoffgehalten der Oberböden aufgrund der mineralischen Zusammensetzung des Ausgangsgesteins ergeben können. Für organische Stoffe ist keine Unterscheidung nach Bodenausgangsgesteinen notwendig. So wird im Bericht über Hintergrundwerte der LABO (2003) bei organischen Stoffen nicht zwischen Bodenausgangsgesteinen differenziert.

Die je nach Bodenausgangsgestein bereits im Boden vorhandenen Stoffvorräte sind eine wesentliche Eingangsgröße für die Berechnung von Anreicherungsszenarien auf Grundlage der Eintrags-/ Austragsbilanzierung. Ein wesentliches Auswahlkriterium zur Bildung von Raumeinheiten für die Bilanzierung ist daher die flächenhafte Priorität der Bodenausgangsgesteine (vgl. Tab. B 1).

Tab. B 1: Flächenanteile der Bodenausgangsgesteine differenziert nach Nutzungen
(Datengrundlage für Flächen: nutzungsdifferenzierte BÜK 1000)

Bodenausgangsgestein (BAG)	Fläche		Acker	Grünland	Wald	Sonst. Nutzung
	[km ²]	[%]	[% von D]	[% von D]	[% von D]	[% von D]
Sedimente im Gezeitenbereich	5.746	1,6	0,55	0,93	0,02	0,15
Auensedimente	23.001	6,5	3,97	0,91	0,78	0,85
Terrassen- und Flussablagerungen	9.953	2,8	1,32	0,28	0,73	0,45
Sande; Klimaregion Nordwest	40.739	11,5	6,68	1,73	2,53	0,69
Sande; Klimaregion Nordost	22.772	6,4	2,58	0,32	3,16	0,39
Sande; Klimaregion Süd	1.263	0,4	0,13	0,03	0,15	0,05
Geschiebelehm/-mergel mit sandiger Deckschicht	8.107	2,3	1,44	0,09	0,64	0,14
Geschiebelehm und -mergel; Klimaregion Nordwest	6.283	1,8	1,46	0,11	0,11	0,09
Geschiebelehm und -mergel; Klimaregion Nordost	15.768	4,5	3,3	0,18	0,85	0,13
Geschiebelehm und -mergel; Klimaregion Süd	9.573	2,7	0,81	1	0,76	0,11
Lösse	56.422	16	11,49	0,8	2,55	1,12
Sandlössse	4.717	1,3	1,07	0,03	0,16	0,08
Karbonatgesteine	28.039	7,9	3,65	0,48	3,41	0,4
Tongesteine	42.358	12	4,55	1,44	5,39	0,6
Sandsteine	31.811	9	3,42	0,63	4,59	0,36
Basische Magmatite / Metamorphite	4.177	1,2	0,33	0,31	0,52	0,02
Bimstuff	288	0,1	0,05	0	0,02	0,01
Saure Magmatite / Metamorphite	19.309	5,5	1,64	0,66	2,95	0,16
Moore; Klimaregion Nordwest	9.565	2,7	1,08	1,41	0,19	0,05
Moore; Klimaregion Nordost	5.898	1,7	0,73	0,58	0,27	0,08
Moore; Klimaregion Süd	484	0,1	0,06	0,02	0,05	0,01
Moore; Klimaregion Alpen	1.781	0,5	0,2	0,23	0,06	0,02
sonstige anthropogen / technogen geprägte Flächen	5.580	1,6	0,24	0,03	0,17	1,14
<i>Summe</i>			<i>51</i>	<i>12</i>	<i>30</i>	<i>7</i>

Zu unterscheiden ist zwischen den folgenden weit verbreiteten BAG-Gruppen:

- Flächenhaft prioritäre Lockergesteine: Sande, Löss, Geschiebemergel/-lehme mit insgesamt ca. 47 % Anteil an der Gesamtfläche in Deutschland;
- Festgesteinsböden: Tongesteine, Sandsteine, saure Magmatite / Metamorphite, Karbonatgesteine mit einem Anteil von ca. 36 % an der Gesamtfläche in Deutschland;
- Auensedimente mit einem Anteil von rund 7 % an der Gesamtfläche in Deutschland wurden für die Nutzung Wald in die Auswertung einbezogen. Für eine landwirtschaftliche Nutzung von Auensedimenten liegen in den Ländern teilweise landesspezifische Hintergrundwerte vor (Hessen, Rheinland-Pfalz, Sachsen-Anhalt und dem Saarland).

Weitere Bodenausgangsgesteine mit bundesweit geringen Flächenanteilen wurden ausgewählt, da sie für bestimmte Nutzungen und Regionen charakteristisch sind, wie z.B. Sedimente im Gezeitenbereich, Terrassen- und Schotterablagerungen, Sandlöss, basische Magmatite / Metamorphite sowie Moore.

Berücksichtigung der Hintergrundwerte nach LABO 2003

Um die zum Anfangszeitpunkt einer zeitlichen Hochrechnung bereits im Boden enthaltenen Stoffvorräte zu berücksichtigen, werden mit Ausnahme der bundesweiten Werte für Arsen die Hintergrundwerte aus der Zusammenstellung der Bund-/ Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz verwendet (LABO 2003). Als Datengrundlage für Arsen auf Bundesebene dienen aktuell von der BGR vorgelegte bodenartenspezifische Hintergrundwerte (BGR 2006). Als Grundlage für die Prognose von künftigen Anreicherungen werden sowohl die Mediane (50. Perzentil) als auch die 90. Perzentilwerte der Hintergrundwerte berücksichtigt (vgl. Kap. E).

Die Hintergrundwerte für Stoffgehalte in Oberböden unterscheiden sich regional und sind von der Nutzung, dem Siedlungsstrukturtyp und bei anorganischen Stoffen vom Ausgangsgestein der Bodenbildung abhängig. Bundesweit repräsentative Werte für anorganische Schadstoffe liegen für die in Tab. B 2 angegebenen Bodenausgangsgesteine vor.

Da für Flussauen und Überschwemmungsflächen regional sehr unterschiedliche Stoffgehalte in Böden und keine repräsentativen Informationen zu Stoffeinträgen durch Hochwasserereignisse vorliegen, wird der Überschwemmungseinfluss nicht bilanziert. Für Wald- und Ackerböden liegen auf bundesweiter Ebene Hintergrundwerte für Fluss- und Schotterablagerungen vor. Teilweise sind auch für die Gebiete der Bundesländer Hintergrundwerte für Auenbereiche unter Acker, Grünland und/oder Wald vorhanden. Es fehlen jedoch überschwemmungsbedingte Eintragsfrachten, so dass dieser Eintragspfad in der Bilanzierung vernachlässigt wird.

Zur Quantifizierung der als Hintergrundbelastung vorliegenden Stoffvorräte werden sowohl die bundesweiten als auch die für einzelne Bundesländer vorliegenden Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden herangezogen, die im Jahr 2003 von der LABO fortgeschrieben wurden.

Tab. B 2: Betrachtungsrelevante Bodenausgangsgesteine für Stoffbilanzen (nach BÜK 1000)

relevant*	nicht relevant
Moore (einschl. kultivierte Moore)	Siedlungsflächen
Sedimente im Gezeitenbereich	Gewässer
Auensedimente	
Terrassen- und Schotterablagerungen	
Sande	
Geschiebemergel /-lehme mit sandiger Deckschicht	
Geschiebemergel /-lehme	
Lösse	
Sandlösse	
Karbonatgesteine	
Tongesteine	
Sandsteine	
Basische Magmatite und Metamorphite	
Bimstuff	
Saure Magmatite und Metamorphite	

* **fett** = Hintergrundwerte für die Bundesrepublik Deutschland, Siedlungsstrukturtyp III vorhanden

Durch eine GIS-gestützte Auswertung (vgl. Kap. B 5.1) kann ermittelt werden, in welchen Bundesländern Raumeinheiten vorkommen. Liegen Raumeinheiten ausschließlich innerhalb eines Bundeslands, werden die länderspezifischen Hintergrundwerte nach LABO (2003) für die Ermittlung der Stoffvorräte herangezogen. Ist eine Raumeinheit in mehreren Bundesländern vertreten, werden die bundesweiten Hintergrundwerte für die Bilanzierung herangezogen, d.h. dass länderspezifische Besonderheiten in diesem Fall nicht erfasst werden.

In der Bilanzierung wird weitergehend zwischen urbanen und ruralen Raumeinheiten unterschieden. Bei der Anwendung der Hintergrundwerte werden deshalb urbane Gebiete (Ballungskerne / Siedlungsstrukturtyp I) ergänzend betrachtet. Im Rahmen der GIS-gestützten Auswertung wurde geprüft, welche Raumeinheiten zusätzlich zu ruralen auch von urbanen Siedlungsstrukturen geprägt sind. Für diese Raumeinheiten werden zwei Bilanzierungen durchgeführt. Zum einen werden rurale Bedingungen unterstellt, zum anderen werden urbane Bedingungen angenommen. Urbane Bedingungen werden in diesem Modell sowohl durch erhöhte Einträge über atmosphärische Deposition, wie sie in unversiegelten Bereichen auf den Boden gelangen, gekennzeichnet, als auch durch erhöhte Hintergrundwerte für Böden in Ballungsräumen.

Insgesamt liegen für vier Bundesländer Hintergrundwerte für anorganische Stoffe in Ballungsräumen vor (Hamburg, Hessen, Schleswig-Holstein und Nordrhein-Westfalen). Bundesweit wurden bislang keine Hintergrundwerte für Ballungsräume abgeleitet. Bei der Prüfung der Raumeinheiten waren ausschließlich in Nordrhein-Westfalen die Randbedingungen gegeben, dass Raumeinheiten in nur einem Bundesland vorkommen und zudem Hintergrundwerte für urbane Böden vorliegen.

Zuordnung von Bodenarten

Von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) wurden den in Deutschland vorherrschenden Bodenausgangsgesteinen auf Grundlage der jeweiligen Flächenanteile dominierende Bodenartenhauptgruppen zugeordnet (UTERMANN et al. 1999; vgl. Tab. B 3). Dies erfolgte im Rahmen der Erarbeitung methodischer Anforderungen an die Flächenrepräsentanz von Hintergrundwerten in Oberböden. Diese Zuordnung ist Voraussetzung dafür, die nach Bodenarten differenzierten Vorsorgewerte nach BBodSchV zur Bewertung der Bilanzierungsergebnisse heranzuziehen.

Tab. B 3: Prioritäre Bodenartenhauptgruppen in Abhängigkeit der Bodenausgangsgesteine

Bodenausgangsgesteine	Ziel-pH-Wert	Tongehalt [%]	Prioritäre Bodenartenhauptgruppe
Sedimente im Gezeitenbereich	6,5	26	Lehm / Schluff
Auensedimente	6,5	15,2	Lehm / Schluff
Terrassen- und Flussablagerungen	6	11,6	Sand
Sande; Klimaregion Nordost, Nordwest, Süd	5,5	5	Sand
Geschiebelehm/-mergel mit sandiger Deckschicht	5,5	5	Sand
Geschiebelehm und -mergel	6	11	Lehm / Schluff
Lösse	6,5	17,3	Lehm / Schluff
Sandlöss	6,5	9	Lehm / Schluff
Karbonatgesteine (und deren Verwitterungsprodukte)	6,5	22,7	Lehm / Schluff
Tongesteine (und deren Verwitterungsprodukte)	6,5	19,8	Lehm / Schluff
Basische Magmatite / Metamorphite	6,5	23,3	Lehm / Schluff
Bimstufe			
Sandsteine (und deren Verwitterungsprodukte)	6	12,3	Lehm / Schluff
Saure Magmatite / Metamorphite	6	15	Lehm / Schluff
Moore			organogen
sonstige anthropogen / technogen geprägte Flächen			

B 4 RAHMENBEDINGUNGEN FÜR EIN- UND AUSTRÄGE VON SCHADSTOFFEN

Ziel ist eine weitgehend flächenrepräsentative Bestimmung der nutzungsbedingten Schadstoffeinträge in Böden, die sich aus der unterschiedlichen Bewirtschaftung der Flächen ergeben. Auf Grundlage der nutzungsbedingten Stoffeinträge ist zwischen den in Tab. B 4 zusammengefassten Eintragungstypen zu unterscheiden (vgl. Kap. C).

Nutzungsbedingte Einträge

Die Bilanzierung der mit der Bewirtschaftung der Böden verbundenen Schadstoffeinträge erfolgt sehr ausdifferenziert. Zur Beschreibung der Schadstoffeinträge im Ackerbau in der konventionellen Landwirtschaft werden 42 Anbautypen unterschieden, für die konventionelle Grünlandbewirtschaftung vier Bewirtschaftungstypen. Außerdem wird der Anbau von Sonderkulturen mit sechs verschiedenen Früchten berücksichtigt. In der Forstwirtschaft werden zwei Formen der Bewirtschaftung unterschieden.

Zur Bilanzierung der Schadstoffeinträge im Ökolandbau werden zwei Szenarien verwendet: zum einen der klassische Mischbetrieb mit Ackerbau, Grünlandbewirtschaftung und einem flächengebundenen Viehbesatz (Milchvieh) und zum anderen der viehlose Marktfruchtbetrieb. In beiden Fällen wurden Betriebsbilanzen (Hoftorbilanzen) erstellt, um die Mengen an Futter- oder Düngemittel zu identifizieren, die extern bezogen werden müssen. Diese werden in diesen Betrieben möglichst klein gehalten und bestimmen den Nettostoffeintrag in die Böden.

Für die konventionelle Landwirtschaft werden vier verschiedene Düngestrategien unterschieden, die in Kapitel C beschrieben werden:

- Mineraldünger,
- Wirtschaftsdünger (Unterszenarien mit ausschließlich Schweinegülle),
- Kompost,
- Klärschlamm.

Die Düngung erfolgt in der Praxis entweder als rein mineralische Düngung oder als Kombination aus organischer mit mineralischer Düngung. In der Bilanzierung werden Wirtschaftsdünger, Kompost und Klärschlamm als organische Düngemittel unterschieden. Die Zusammensetzung der Wirtschaftsdünger ergibt sich für jeden diskutierten Anbautyp aus dem jeweiligen Bestand an Rindern, Schweinen und Geflügel in den Landkreisen, die diese Anbautypen abbilden. Da Schweinegülle für einige Schadstoffe bedeutsam ist, wurden zusätzlich fünf weitere Szenarien aufgenommen, in denen der Wirtschaftsdünger ausschließlich aus Schweinegülle besteht.

Für Grünland und Sonderkulturen wird jeweils der Einsatz von Wirtschafts- und Mineraldünger bilanziert, da nicht alle organischen Düngemittel in der Grünlandbewirtschaftung und im Sonderkulturanbau eingesetzt werden dürfen.

Unter forstlicher Nutzung werden Waldkalkungen bei Raumeinheiten mit nährstoffarmen Böden berücksichtigt. Kalkungsmaßnahmen werden in der Bilanzierung nicht berücksichtigt, wenn es sich um nährstoffreiche Böden aus Auensedimenten, Löss, Karbonatgesteinen und basischen Vulkangesteinen handelt, da diese in der Praxis in der Regel nicht gekalkt werden.

Tab. B 4: Übersicht der Rahmenbedingungen für die Berechnung von Bilanzen

Nutzung der Raumeinheit	Anbautyp	Berücksichtigte Bewirtschaftungsstrategien für die jeweilige Raumeinheit	Berücksichtigte Siedlungsstruktur als Merkmal für atmosphärische Deposition
Konventioneller Landwirtschaft	42 Anbautypen (A_1 bis A_42 vgl. Kap. C)	Wirtschaftsdünger Wirtschaftsdünger Schweinegülle (5 Raumeinheiten) Kompost Klärschlamm Mineraldünger	rural (alle Raumeinheiten) urban (5 Raumeinheiten in NRW)
Ökologischer Landbau	Milchviehbetrieb (Öko_1) Marktfruchtbetrieb (Öko_2)	Kraftfutter und Einstreu Mineraldünger und Kalkung	rural
Konventionelle Grünlandbewirtschaftung	Wiese (G_1) Mähweide (G_2) Weide (G_3) Mähweide/Wiese (G_4)	Wirtschaftsdünger Mineraldünger	rural (alle Raumeinheiten) urban (5 Raumeinheiten in NRW)
Sonderkultur	Äpfel (S_1) Erdbeeren (S_2) Gemüse (Möhren, S_3) Spargel (S_4) Wein (S_5) Baumschulen (S_6)	Wirtschaftsdünger Kompost Mineraldünger (z.T. Klärschlamm)	rural
Wald	Laub- und Mischwald (W_1) Nadelwald (W_2)	keine Waldkalkung Waldkalkung (Raumeinheiten mit nährstoffarmen Böden)	rural

Atmosphärische Einträge

Um die unterschiedlichen Verhältnisse der Luftschadstoffbelastung und dem damit verbundenen Eintrag in Böden zu berücksichtigen, wird bei der Quantifizierung des atmosphärischen Stoffeintrags zwischen ruralen und urbanen Randbedingungen bzw. Siedlungsstrukturtypen unterschieden. Die Differenzierung nach siedlungsstrukturellem Gebietstyp entspricht im Wesentlichen der Gliederung der Hintergrundwerte für Böden nach LABO (2003). Urbane Raumeinheiten entsprechen Regionen mit großen Verdichtungsräumen (Typ I). Rurale Raumeinheiten repräsentieren ländlich geprägte Regionen (Typ III).

Wie in Tab. B 4 dargestellt, wird die Differenzierung zwischen ‚rural‘ und ‚urban‘ nur für Ackerbau und Grünlandnutzung durchgeführt. Für Forst ist - nach Auswertung der vorhandenen Daten - eine Unterscheidung von ruralen und urbanen Eintragsfrachten nicht möglich. Hier sind Unterschiede zwischen Laub-/ Mischwald und Nadelwald prägend. Insbesondere Verkehrsstationen zeigen jedoch abweichende Depositionsraten. Dieser Eintrag in der Nähe von Straßen und Autobahnen wird in Kapitel C beispielhaft dargestellt. Bei der Bildung der Raumeinheiten werden Räume in Verkehrsnähe nicht abgegrenzt.

Austräge durch Ernteentzug und Sickerwasser

Bei der Bilanzierung werden weiterhin die Austräge von Schadstoffen durch die Abfuhr von Ernteprodukten und Sickerwasser-Austräge berücksichtigt. Hier wird entsprechend der fachlichen Anforderungen differenziert:

Die Ernteentzüge werden auf der Grundlage der Anbau- und Bewirtschaftungstypen ermittelt. Die Höhe der Austragsfrachten resultiert aus Art und Menge der geernteten Pflanzen(-teile) und ist damit vom jeweiligen Anbautyp abhängig. Faktoren, die den Austrag über Ernte maßgeblich beeinflussen – wie z.B. die Pflanzenart und der geerntete Pflanzenteil (Korn und/oder Stroh) – werden bei der Bilanzierung berücksichtigt. Für die Bildung der Raumeinheiten entsprechen die Randbedingungen für den Ernteaustrag somit den Bedingungen für den nutzungsbedingten Eintrag.

Die Austräge durch Sickerwasser sind vorrangig von den Bodenausgangsgesteinen und den mittleren Sickerwasserraten abhängig. Für die Bilanzierung werden den nutzungs- und substratdifferenzierten Raumeinheiten mittlere Sickerwasserraten zugewiesen. Unterschiedliche Bedingungen werden berücksichtigt, sofern dies aufgrund vorhandener Informationen möglich ist. Auswertungen von Sickerwasseruntersuchungen in forstlich genutzten Böden zeigen, dass bei leicht mobilisierbaren Schwermetallen, wie z.B. Cadmium, eine Unterscheidung der Bewirtschaftungsformen (Laub-/Mischwald gegenüber Nadelwald) sinnvoll ist. Auf die Betrachtung des Austragspfads über Erosion wird unter der Annahme der Einhaltung guter fachlicher Praxis in der Bodenbewirtschaftung verzichtet.

B 5 RELEVANZANALYSE UND AUSWAHL VON RAUMEINHEITEN FÜR DIE BILANZIERUNG

Die Bilanzierung wird für Raumeinheiten (RE) mit ähnlichen Eintrags- und Austragsbedingungen durchgeführt. Erwartungsgemäß ergibt sich mit zunehmendem Differenzierungsgrad eine hohe Anzahl an Raumeinheiten. Beispielsweise werden für die Nutzung Ackerbau durch die Kombination von 42 Anbautypen mit dem Merkmal ‚Bodenausgangsgestein‘ mit maximal 14 verschiedenen Gesteinseinheiten über 300 unterschiedliche Raumeinheiten gebildet. Bei einer GIS-gestützten Verschneidung von allen nutzungsdifferenzierten Eintragstypen mit den Kategorien der Bodenausgangsgesteine nach LABO (2003) entstehen ohne Berücksichtigung des Immissionseinflusses über 750 typisierte Raumeinheiten mit vergleichbaren Randbedingungen für stoffliche Ein- und Austräge aus Oberböden.

Diese Anzahl an Fallunterscheidungen ist für eine praktikable Auswertung zu hoch. Zur Begrenzung der Anzahl von Raumeinheiten findet zum einen eine fachliche Auswahl statt, zum anderen wird eine Priorisierung über die Flächengröße über eine GIS-gestützte Auswertung durchgeführt.

B 5.1 GIS-gestützte Auswertung – Vorgehensweise und Datengrundlagen

Den Hauptnutzungen Acker, Grünland und Wald werden jeweils unterschiedliche Anbau- und Bewirtschaftungstypen zugeordnet und mit den Bodenausgangsgesteinen kombiniert. Über die Flächengröße der einzelnen Raumeinheiten können die in Deutschland vorrangig relevanten Szenarien für die Berechnung von Stoffbilanzen ausgewählt werden.

Die Bildung von nutzungs- und substratdifferenzierten Raumeinheiten erfolgt durch eine GIS-gestützte räumliche Verschneidung verschiedener Flächendaten (vgl. Tab. B 5):

- Karte der Bodenausgangsgesteine: Nutzungsdifferenzierte Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (BÜK 1000), BGR (2004),
- Karte der Bodennutzung: CORINE-Landcover 1:100.000, Statistisches Bundesamt (1997),
- Karte der Kreisgrenzen, BBR (2001), mit Verknüpfung der prägenden Anbau- und Bewirtschaftungstypen für Acker- und Grünlandflächen aus der kreisspezifischen Landwirtschaftsstatistik der Bundesländer.

Vorgehensweise

Aus der BÜK 1000 und dem CORINE-Landcover werden zunächst die benötigten Geometrien und Attributdaten für die Karten der Bodenausgangsgesteine und der Bodennutzung ausgewählt. Mit den räumlichen Kreisgrenzen werden der jeweils charakteristische Anbautyp im Ackerbau und der prägende Bewirtschaftungstyp in der Grünlandwirtschaft verknüpft. Die Verschneidung der genannten Karten erfolgt nach Projektion der Geometrien in ein einheitliches Bezugssystem (Lambert-Projektion). Im Ergebnis liegt eine Karte mit typisierten Raumeinheiten in Deutschland vor, die jeweils durch einheitliches Ausgangsgestein, Nutzung und Anbau- bzw. Bewirtschaftungstyp gekennzeichnet sind. Den Raumeinheiten werden schließlich charakteristische Bilanzgrößen, d.h. Hintergrundwerte, Ein- und Austragsfrachten, zugewiesen.

Datengrundlagen zur Ermittlung des Stoffvorrats im Boden

Zur Abgrenzung von Raumeinheiten, denen nach Bodenausgangsgestein und Nutzung differenzierte Hintergrundwerte zugewiesen werden können, werden die Karte der Bodenausgangsgesteine aus der nutzungsdifferenzierten BÜK 1000 und die Karte der Bodennutzung nach CORINE-Landcover verwendet. Anstelle der Nutzung in der aktuellen BÜK 1000 wird direkt auf CORINE zugegriffen, um eine differenzierte Betrachtung von Laub-/Mischwald und Nadelwald vornehmen zu können. Die Nutzungsdifferenzierung ermöglicht Aussagen über Rahmenbedingungen für Ein- und Austräge für die in einem Gebiet vorherrschende Bodennutzung.

Die räumlichen Informationen zu Bodenausgangsgesteinen in Kombination mit Nutzungsarten werden mit den Hintergrundwerten für Böden nach LABO (2003) verknüpft. Die Klimaregionen bleiben erhalten, um eine Unterscheidung zwischen z.B. Sanden in Nordwest- und Nordostdeutschland vorzunehmen. Können Bodenausgangsgesteine und Nutzungstypen regional eingegrenzt werden, finden vorrangig länderspezifische Hintergrundwerte Verwendung.

Tab. B 5: Datengrundlagen zur Typisierung von Raumeinheiten

Merkmal der Raumeinheit*	Flächendaten zur Typisierung von Raumeinheiten
Stoffvorrat im Oberboden	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Karte der Bodenausgangsgesteine <i>Quelle:</i> BÜK 1000, BGR (2004) ▪ Karte der Bodennutzung <i>Quelle:</i> CORINE-Landcover 1:100.000, Statistisches Bundesamt (1997)
Nutzungsbedingte Stoffeinträge	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Karte der Bodennutzung <i>Quelle:</i> CORINE-Landcover 1:100.000, Statistisches Bundesamt (1997) ▪ Karte der Anbau- und Bewirtschaftungstypen für Acker- und Grünlandflächen <i>Quellen:</i> Karte der Kreisgrenzen, BBR (2001); kreisspezifische Landwirtschaftsstatistik der Bundesländer mit unterschiedlichen Bezugsjahren ab Ende der 1990er Jahre
Stoffausträge über Ernteabfuhr	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Karte der Anbau- und Bewirtschaftungstypen für Acker- und Grünlandflächen <i>Quellen:</i> Karte der Kreisgrenzen, BBR (2001); kreisspezifische Landwirtschaftsstatistik der Bundesländer mit unterschiedlichen Bezugsjahren ab Ende der 1990er Jahre

* Stoffflüsse über atmosphärische Deposition und Sickerwasser werden als Bilanzmerkmal berücksichtigt, dienen jedoch nicht zur Abgrenzung von Raumeinheiten.

Datengrundlagen zur Ermittlung nutzungsbedingter Stoffeinträge

Für die Untersuchung der flächenabhängigen Relevanz werden Raumeinheiten gleichen Eintrags-typs abgegrenzt. Als Datengrundlage werden die in Tab. B 6 angegebenen Nutzungsarten von CORINE herangezogen, die auch in der BGR-Gliederung für die BÜK 1000 verwendet wurden (Zweite Aggregierungsebene). Wälder sind in den CORINE-Daten auf der zweiten Aggregierungsebene nicht in Laub-, Misch- und Nadelwälder untergliedert, so dass hier die dritte Ebene für die Abgrenzung von Raumeinheiten verwendet wurde.

Tab. B 6: Betrachtungsrelevante Nutzungsarten (nach CORINE-Landcover)

Relevant	Nicht relevant
Ackerflächen landwirtschaftl. Flächen heterogener Struktur Grünland Laub- und Mischwald Nadelwald Dauerkulturen (Weinbauflächen, Obst- und Beerenobstbestände)	Siedlungsflächen Strauch- und Krautvegetation offene Flächen, Strände, Dünen, Felsen Feuchtfächen im Landesinneren (Sümpfe, Torfmoore) Salzwiesen Flächen in der Gezeitenzone Wasserflächen (Binnengewässer) Deponie und Abbaufächen (Abbaufächen, Deponien und Ab-raumhalden, Baustellen)

Für die Hauptnutzungsarten Acker und Grünland werden Raumeinheiten weiter untergliedert, da durch die regionalspezifischen Anbaufolgen unterschiedliche Düngebedarfe anzusetzen sind und damit unterschiedliche Stoffströme aufgebracht werden:

- Die ackerbauliche Nutzung wird mit 42 Anbautypen differenziert, die auf der Auswertung von landwirtschaftlichen Kreisstatistiken basieren. Mit Hilfe der Kreisgrenzen werden die jeweiligen Anbautypen den Ackerflächen aus CORINE zugewiesen.
- Für die Grünlandbewirtschaftung wird zwischen vier Bewirtschaftungstypen unterschieden, die den Grünlandflächen aus CORINE zugewiesen werden.

Für die Waldnutzung wird zwischen zwei Anbauformen unterschieden. Laub- und Mischwälder werden zu einer Einheit zusammengefasst, Nadelwald bleibt als Einheit erhalten.

In der Karte der Bodennutzung auf Basis von CORINE-Landcover sind neben Ackerflächen als weitere Nutzungsart ‚Landwirtschaftliche Flächen heterogener Struktur‘ ausgewiesen. Es handelt sich um Flächen mit einjährigen Kulturen in Verbindung mit Dauerkulturen, komplexe Parzellenstrukturen sowie landwirtschaftlich genutztes Land mit Flächen natürlicher Vegetation von signifikanter Größe. Im Rahmen der Bilanzierung werden diese Flächen als Ackerflächen behandelt, d.h. es werden ackerbauliche Bewirtschaftungstypen zugeordnet. Grund dafür ist, dass hier die Einträge aus ackerbaulicher Bewirtschaftung thematisch im Vordergrund stehen. Die Ergebnisse für diese Flächen beziehen sich somit ausschließlich auf ackerbaulich genutzte Flächen innerhalb der Raumeinheit.

Datengrundlagen zur Ermittlung der Stoffausträge über Ernteabfuhr

Die Quantifizierung von Austragsfrachten durch die Abfuhr von Erntegütern wird auf der Grundlage der Anbau- und Bewirtschaftungstypen in den Raumeinheiten durchgeführt, so dass keine zusätzlichen räumlichen Informationen notwendig sind. Die Höhe der Stoffausträge resultiert aus der jeweils vorliegenden Art und Menge angebauteer bzw. geernteter Pflanzen(-teile).

Datengrundlagen zur Ermittlung der Stoffausträge über das Sickerwasser

Die Menge des Austrags von Stoffen über das Bodensickerwasser ist von der Stoffkonzentration im Sickerwasser und der Sickerwasserrate abhängig. Für die Bilanzierung werden den nutzungs- und substratdifferenzierten Raumeinheiten mittlere Sickerwasserraten zugewiesen. Als Datenquelle wird die Karte der mittleren Sickerwasserrate aus dem Boden des Hydrologischen Atlas Deutschlands verwendet (BGR 2004a).

Durch eine GIS-gestützte Auswertung der Karte der mittleren Sickerwasserrate wird den typisierten Raumeinheiten jeweils eine charakteristische Sickerwasserrate zugewiesen. Zu diesem Zweck werden die als 1x1 km-Raster vorliegenden Informationen zur Sickerwasserrate für die einzelnen Raumeinheiten statistisch ausgewertet. Auf Grundlage der mittleren Sickerwasserrate sowie der Variabilität wird jeweils auf Klassen mit einer Weite von 50 mm/a gerundet (vgl. Kap. D).

Die Datenquellen zur Quantifizierung der Eingangsgrößen für die Berechnung von Bilanzen sind in Tab. B 7 zusammengefasst.

Tab. B 7: Daten zur Quantifizierung von Bilanzgrößen

Bilanzgröße	Datengrundlagen
Nutzungsbedingte Stoffeinträge	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Nutzungsspezifische Ertragsfrachten auf Grundlage von Flächenanteilen der Kulturen <i>Quellen:</i> Landwirtschaftsstatistiken auf Kreisebene mit unterschiedlichen Bezugsjahren seit Ende der 1990er Jahre ▪ Ertragsmengen <i>Quellen:</i> Landwirtschaftsstatistiken auf Kreisebene der letzten Jahre über möglichst mindestens 3 Jahre ▪ Nährstoffbedarfe nach KTBL-Faustzahlen <i>Quelle:</i> ACHILLES (2001) ▪ Schadstoffgehalte der Düngemittel <i>Quellen:</i> weitere UBA-Forschungsvorhaben (KRATZ 2005, REINHOLD 2004) bzw. Berichterstattung der Länder zu Klärschlamm
Atmosphärische Einträge	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Gesamtdeposition oder Bulk-Deposition <i>Quellen:</i> Ländermessnetze, Level II-Monitoring
Stoffausträge über Ernteabfuhr	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Pflanzenspezifische Stoffkonzentrationen in Pflanzen(-teilen) <i>Quellen:</i> SCHNUG et al. (2006), TRANSFER-DB des UBA (1997), Datenrecherche, Literatur ▪ Mittlere Wassergehalte des Ernteguts <i>Quellen:</i> SOUCI et al. (2000), BANNICK (schriftl. Mittlg. 2004), KALTSCHMITT & HARTMANN (2001) ▪ Erntemengen <i>Quelle:</i> kreisspezifische Landwirtschaftsstatistik der Bundesländer mit unterschiedlichen Bezugsjahren ab Ende der 1990er Jahre
Stoffausträge über Bodensickerwasser	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Nutzungsspezifische Stoffkonzentrationen im Sickerwasser <i>Quellen:</i> BIELERT et al. (1999), DUIJNISVELD et al. (2006), Level II-DB der BFH (2004), Datenrecherche, Literatur ▪ Mittlere Sickerwasserrate aus dem Boden <i>Quelle:</i> BGR (2004a)
Stoffvorrat im Oberboden	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Gesteins- und nutzungsspezifische Hintergrundwerte für Stoffe in Böden <i>Quelle:</i> LABO (2003) ▪ Annahme einer mittleren Trockenrohdichte des Bodens von 1,4 g/cm³ (1.400 kg/m³) ▪ Festlegung der betrachtungsrelevanten Bodentiefe (Acker 30 cm, Grünland 10 cm, Wald 10 cm)

B 5.2 Priorisierung nach Flächengröße und Relevanz

In Abhängigkeit von ihrer Größe besitzen die Raumeinheiten eine unterschiedliche Relevanz für die Betrachtung von Schadstoffanreicherungen. Im Rahmen dieser Untersuchung werden daher typische Verhältnisse in der Bundesrepublik in Abhängigkeit von der Flächengröße ausgewählt und zusätzlich fachlich priorisiert (z.B. kleinflächige, aber besonders typische Anbauformen). Ein wesentliches Kriterium für die Auswahl ist, dass insbesondere flächenhaft dominierende Bodenausgangsgesteine und Bewirtschaftungstypen in der Bilanz vertreten sind.

Die Flächengrößen der Raumeinheiten werden mit Hilfe eines geographischen Informationssystems (GIS) ermittelt. Bei der Auswertung zeigt sich, dass die Mehrzahl der gebildeten Raumeinheiten sehr geringe Anteile von unter 0,1 % an der betrachtungsrelevanten Fläche aufweisen und daher nur bedingt repräsentativ für die Bodennutzung in Deutschland ist. Im Gegenzug decken die 100 flächengrößten Raumeinheiten bereits 68 % der Gesamtfläche der Bundesrepublik ab (vgl. Abb. B 3).

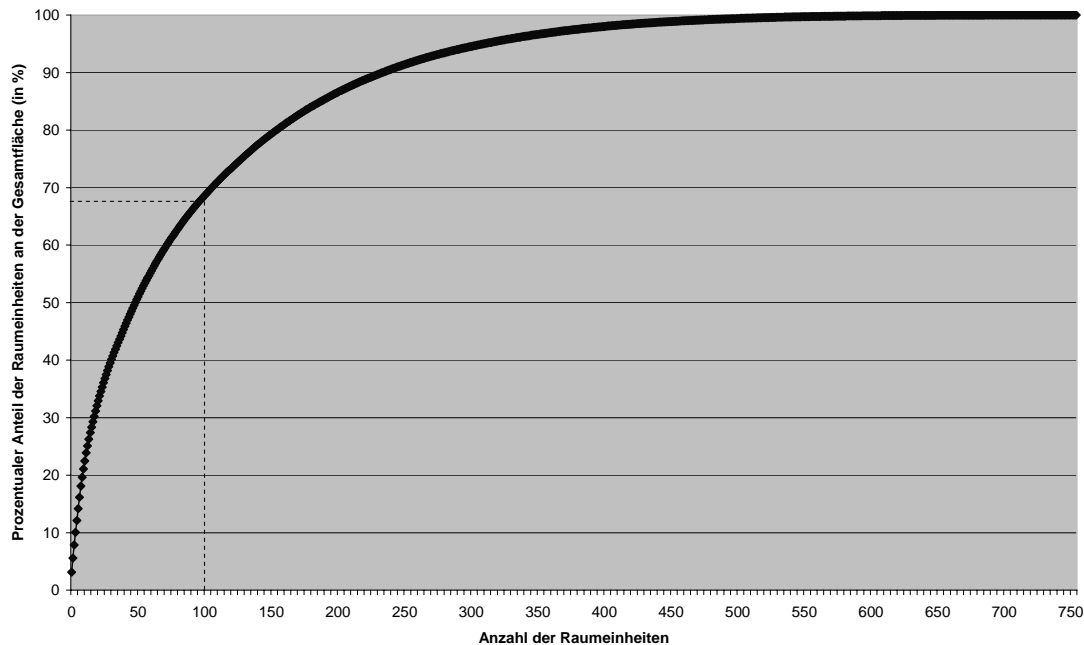


Abb. B 3: Anteil der erfassten Flächen in Abhängigkeit von der Anzahl der Raumeinheiten (sortiert nach Flächengröße)

Um eine sinnvolle Anzahl an Raumeinheiten zu erhalten, werden - differenziert nach Nutzungen - die flächengrößten Raumeinheiten für die Berechnung von Bilanzen ausgewählt. Aufgrund des hohen Differenzierungsgrades auf Ackerflächen werden 40 Raumeinheiten aufgrund ihrer Flächengröße ausgewählt. Unter fachlichen Aspekten werden weitere 16 Raumeinheiten ausgewählt, um alle 42 Anbautypen und relevanten Bodenausgangsgesteine abzudecken. Für Grünland und Wald werden jeweils die 15 flächengrößten Raumeinheiten ausgewählt, wobei die Auswahl für Grünland ebenfalls unter dem Aspekt durchgeführt wurde, alle vier Bewirtschaftungstypen (Wiese, Mähweide, Weide und Mähweide/Wiese) abzudecken. Für vier Acker- und einer Grünlandraumeinheit lassen sich landesspezifische Hintergrundwerte für den Siedlungsstrukturtyp ‚Ballungsraum‘ zuordnen. Für diese fünf Raumeinheiten in Nordrhein-Westfalen kann zusätzlich eine Bilanzierung für urbane Gebiete durchgeführt werden (vgl. Tab. B 4).

Mit den in Tab. B 8 aufgeführten Nutzungen werden ca. 55 % der Gesamtfläche Deutschlands abgedeckt. Die Gesamtfläche der Bundesrepublik beträgt rund 35.654.200 ha¹, wobei 7,1 % der Fläche auf Siedlungen und Ortslagen entfallen (2.518.400 ha). Für die GIS-gestützte Auswertung sind diverse Nutzungen, wie z. B. Deponien und Abbauf Flächen, offene Flächen, Strände, Dünen und Salzwiesen nicht betrachtungsrelevant. Für die Nutzung durch Dauerkulturen kann keine GIS-gestützte Auswertung durchgeführt werden.

¹ Der Anteil der Gewässer bedingt unterschiedliche Angaben zur Flächengröße der Bundesrepublik, je nachdem ob die Gezeiten- und Meereszonen einbezogen werden.

B 5.3 Qualitative Auswahl

Raumeinheiten, die kleiner als 60.000 ha sind bzw. weniger als 0,16 % an der Gesamtfläche Deutschlands' ausmachen, werden in der Bilanzierung i.d.R. nicht betrachtet. Ausnahmen gelten für Raumeinheiten mit besonderer Sensibilität bzw. besonders hohen Eintragswahrscheinlichkeiten. Dies trifft zum Beispiel zu, wenn die Nutzungsbedingungen auf eine erhöhte Anreicherung von Schadstoffen im Oberboden schließen lassen. Weiterhin sind Raumeinheiten betrachtungsrelevant, die besonders typisch für eine Region sind (z.B. Grünlandbewirtschaftung auf sauren Magmatiten und Metamorphiten). Daher wird zusätzlich zur Flächenbetrachtung eine qualitative Auswahl von Raumeinheiten durchgeführt.

Für den Ökolandbau und den Anbau von Sonderkulturen wird auf eine Zuweisung von Bodenausgangsgesteinen und Hintergrundwerten verzichtet. Hier wird eine Quantifizierung von Ein- und Austragsfrachten und des Verhältnisses von Eintrag zu Austrag vorgenommen, es werden jedoch keine zeitlichen Hochrechnungen von Anreicherungen durchgeführt.

Tab. B 8: Flächenanteil nach CORINE-Landcover und betrachtungsrelevante Raumeinheiten

Nutzungsbezeichnung nach CORINE-Landcover	Fläche [ha]	Anteil Gesamtfläche D [%]	Fläche der RE nach Hauptnutzungen [ha]	Flächenanteil betrachtungsrelevanter RE Gesamtfläche D [%]
Ackerflächen	14.267.323	40,0	ca. 8.776.000	24,6 %
Landwirtschaftliche Flächen heterogener Struktur	2.807.116	7,9		
Grünland	4.316.542	12,1	1.830.900	5,2 %
Nadelwald	5.711.454	16,0	8.663.100	24,4 %
Laub- und Mischwald	4.716.672	13,2		
Dauerkulturen	258.592	0,7		
Siedlungsflächen	2.518.427	7,1		
Binnengewässer	357.203	1,0		
Strauch- und Krautvegetation	330.287	0,9		
Feuchtf Flächen im Landesinneren	153.883	0,4		
Deponien und Abbauf lächen	151.197	0,4		
Offene Flächen, Strände, Dünen, Felsen	65.467	0,2		
<i>Gesamtfläche der Bundesrepublik Deutschland</i>	<i>35.654.163</i>	<i>100</i>		

B 5.4 Relevante Raumeinheiten

Auf der Grundlage des beschriebenen Bilanzierungsmodells und der vorhandenen Datengrundlagen werden für 98 ausgewählte typisierte Raumeinheiten Bilanzen für die wesentlichen Schadstoffparameter berechnet (vgl. Tab. B 9). Durch die zusätzliche Berücksichtigung verschiedener Bewirtschaftungsstrategien, wie Düngung oder Kalkung, ergeben sich insgesamt 322 Bilanz-Szenarien.

Tab. B 9: Raumeinheiten für die Bilanzierung

BL = Bundesland, sofern Raumeinheit nur in einem Bundesland vertreten ist; **W_1** = Laub- und Mischwald, **W_2** = Nadelwald

ID	Nutzung	Name	Anbautyp	BAG	Siedlungsstruktur	BL
1	Acker	A_01 / Löss	Weizen/ Zuckerrüben/ Wintergerste	LÖS	Rural	NI
2	Acker	A_02 / Löss	Weizen/ Zuckerrüben (Raps)/ Wintergerste	LÖS	Rural	
3	Acker	A_03 / Geschiebemergel / -lehme (Nordost)	Weizen/ Raps/ Wintergerste	GLMno	Rural	
4	Acker	A_03 / Geschiebemergel / -lehme (Nordwest)	Weizen/ Raps/ Wintergerste	GLMnw	Rural	SH
5	Acker	A_04 / Löss	Weizen/ (Sommer)Gerste/ Raps	LÖS	Rural	TH
6	Acker	A_05 / Löss	Weizen/ Hackfrüchte	LÖS	Rural	NW
7	Acker	A_05 / Löss / Urban	Weizen/ Hackfrüchte	LÖS	Urban	NW
8	Acker	A_06 / Geschiebemergel / -lehme mit sandiger Deckschicht	Roggen (Getreide)/ Silomais(Raps)	G/ S	Rural	
9	Acker	A_06 / Sande (Nordost)	Roggen (Getreide)/ Silomais(Raps)	SANno	Rural	
10	Acker	A_06 / Sande (Nordwest)	Roggen (Getreide)/ Silomais(Raps)	SANnw	Rural	
11	Acker	A_07 / Löss	Weizen/ (Sommer)Gerste/ Körnermais	LÖS	Rural	BW
12	Acker	A_08 / Löss	Weizen/ (Sommer)Gerste/ Körnermais	LÖS	Rural	
13	Acker	A_09 / Löss	Weizen/ (Winter)Gerste/ Mais	LÖS	Rural	
14	Acker	A_09 / Sande (Nordwest)	Weizen/ (Winter)Gerste/ Mais	SANnw	Rural	
15	Acker	A_10 / Geschiebemergel / -lehme (Süd)	Weizen/ Wintergerste/ Silomais/ Raps	GLMs	Rural	BW
16	Acker	A_11 / Sande (Nordwest)	Weizen(Getreide)/ Silomais	SANnw	Rural	NI
17	Acker	A_11 / Sedimente im Gezeitenbereich	Weizen(Getreide)/ Silomais	SIG	Rural	NI
18	Acker	A_12 / Terrassen- und Schotterablagerungen	Weizen(Getreide)/ Silomais	TUS	Rural	NW
19	Acker	A_12 / Terrassen- und Schotterabl. / Urban	Weizen(Getreide)/ Silomais	TUS	Urban	NW
20	Acker	A_13 / Sande (Nordwest)	Weizen(Getreide)/ Silomais	SANnw	Rural	SH
21	Acker	A_14 / Sande (Nordwest)	Gerste/ Mais/ Kartoffeln	SANnw	Rural	NI
22	Acker	A_15 / Sande (Nordwest)	Gerste/ Mais	SANnw	Rural	NW
23	Acker	A_15 / Sande (Nordwest) / Urban	Gerste/ Mais	SANnw	Urban	NW

ID	Nutzung	Name	Anbautyp	BAG	Siedlungsstruktur	BL
24	Acker	A_16 / Sandlöss	Weizen/ Hackfrüchte/ Silomais	SLÖ	Rural	NW
25	Acker	A_16 / Sandlöss / Urban	Weizen/ Hackfrüchte/ Silomais	SLÖ	Urban	NW
26	Acker	A_17 / Löss	Weizen/ Wintergerste/ Raps	LÖS	Rural	
27	Acker	A_18 / Tongesteine	Weizen/ Wintergerste/ Raps/ Silomais	TST	Rural	
28	Acker	A_19 / Karbonatgesteine	Weizen/ Sommergerste/ Raps/ Silomais	KST	Rural	
29	Acker	A_19 / Sandsteine	Weizen/ Sommergerste/ Raps/ Silomais	SST	Rural	
30	Acker	A_19 / Tongesteine	Weizen/ Sommergerste/ Raps/ Silomais	TST	Rural	
31	Acker	A_20 / Löss	Weizen/ Sommergerste/ Hackfrüchte	LÖS	Rural	
32	Acker	A_21 / Tongesteine	Sommergerste/ Raps/ Silomais	TST	Rural	
33	Acker	A_22 / Karbonatgesteine	Weizen/ Gerste/ Raps/ Silomais	KST	Rural	
34	Acker	A_22 / Tongesteine	Weizen/ Gerste/ Raps/ Silomais	TST	Rural	
35	Acker	A_23 / Löss	Weizen/ Sommergerste/ Zuckerrüben	LÖS	Rural	
36	Acker	A_24 / Löss	Weizen/ Sommergerste/ Hackfrüchte	LÖS	Rural	
37	Acker	A_25 / Löss	Weizen/ Gerste/ Zuckerrüben/ Raps	LÖS	Rural	
38	Acker	A_26 / Löss	Weizen/ Sommergerste/ Zuckerrüben/ Mais	LÖS	Rural	
39	Acker	A_27 / Sande (Nordwest)	Getreide/ Kartoffeln	SANnw	Rural	NI
40	Acker	A_28 / Löss	Getreide/ Kartoffeln/ Silomais	LÖS	Rural	BY
41	Acker	A_29 / Sande (Nordwest)	Getreide/ Silomais/ Kartoffeln	SANnw	Rural	NI
42	Acker	A_30 / Löss	Weizen/ Wintergerste/ Raps	LÖS	Rural	
43	Acker	A_30 / Sandsteine	Weizen/ Wintergerste/ Raps	SST	Rural	
44	Acker	A_31 / Löss	Weizen/ Wintergerste/ Raps	LÖS	Rural	
45	Acker	A_32 / Geschiebemergel / -lehme (Nordost)	Weizen/ Wintergerste/ Raps	GLMno	Rural	MV
46	Acker	A_32 / Sande (Nordost)	Weizen/ Wintergerste/ Raps	SANno	Rural	MV
47	Acker	A_33 / Löss	Weizen/ Gerste/ Raps/ Silomais	LÖS	Rural	
48	Acker	A_33 / Saure Magmatite und Metamorphite	Weizen/ Gerste/ Raps/ Silomais	SMM	Rural	
49	Acker	A_34 / Löss	Weizen/ Gerste/ Raps/ Silomais	LÖS	Rural	
50	Acker	A_34 / Sandlöss	Weizen/ Gerste/ Raps/ Silomais	SLÖ	Rural	SN
51	Acker	A_35 / Sandsteine	Getreide/ Raps	SST	Rural	BY

ID	Nutzung	Name	Anbautyp	BAG	Siedlungsstruktur	BL
52	Acker	A_36 / Geschiebemergel / -lehme (Nordost)	Getreide/ Raps	GLMno	Rural	
53	Acker	A_36 / Sande (Nordwest)	Getreide/ Raps	SANnw	Rural	MV
54	Acker	A_37 / Löss	Weizen/ Wintergerste/ Mais	LÖS	Rural	BY
55	Acker	A_38 / Löss	Weizen/ Wintergerste/ Silo- mais	LÖS	Rural	BY
56	Acker	A_39 / Sandsteine	Weizen/ Wintergerste/ Silo- mais/ Raps	SST	Rural	BY
57	Acker	A_40 / Saure Magmatite und Meta- morphite	Gerste/ Mais	SMM	Rural	BY
58	Acker	A_41 / Tongesteine	Gerste/ Silomais	TST	Rural	BY
59	Acker	A_42 / Karbonatgesteine	Weizen/ Gerste/ Zuckerrü- ben/ Raps	KST	Rural	BY
60	Acker	A_42 / Sandsteine	Weizen/ Gerste/ Zuckerrü- ben/ Raps	SST	Rural	BY
61	Grünland	G_1 / Geschiebemergel / -lehme (Süd)	Wiese	GLMs	Rural	BW
62	Grünland	G_1 / Karbonatgesteine	Wiese	KST	Rural	
63	Grünland	G_1 / Löss	Wiese	LÖS	Rural	
64	Grünland	G_1 / Saure Magmatite und Meta- morphite	Wiese	SMM	Rural	
65	Grünland	G_1 / Tongesteine	Wiese	TST	Rural	
66	Grünland	G_2 / Basische Magmatite und Meta- morphite	Mähweide	BMM	Rural	
67	Grünland	G_2 / Löss	Mähweide	LÖS	Rural	
68	Grünland	G_2 / Moore (einschl. kultivierte Moore) (Nordwest)	Mähweide	MOO	Rural	NI
69	Grünland	G_2 / Sande (Nordwest)	Mähweide	SANnw	Rural	
70	Grünland	G_2 / Sande (Nordwest) / Urban	Mähweide	SANnw	Urban	NW
71	Grünland	G_2 / Sandsteine	Mähweide	SST	Rural	
72	Grünland	G_2 / Sedimente im Gezeitenbereich	Mähweide	SIG	Rural	NI
73	Grünland	G_2 / Tongesteine	Mähweide	TST	Rural	
74	Grünland	G_3 / Sande (Nordwest)	Weide	SANnw	Rural	SH
75	Grünland	G_4 / Sandsteine	Mähweide/ Wiese	SST	Rural	
76	Wald	W_1 / Auensedimente	Laub- und Mischwald	AUE	Rural	
77	Wald	W_1 / Karbonatgesteine	Laub- und Mischwald	KST	Rural	
78	Wald	W_1 / Löss	Laub- und Mischwald	LÖS	Rural	
79	Wald	W_1 / Sande (Nordwest)	Laub- und Mischwald	SANnw	Rural	
80	Wald	W_1 / Sandsteine	Laub- und Mischwald	SST	Rural	
81	Wald	W_1 / Saure Magmatite und Meta- morphite	Laub- und Mischwald	SMM	Rural	
82	Wald	W_1 / Tongesteine	Laub- und Mischwald	TST	Rural	
83	Wald	W_2 / Geschiebemergel / -lehme (Süd)	Nadelwald	GLMs	Rural	
84	Wald	W_2 / Karbonatgesteine	Nadelwald	KST	Rural	
85	Wald	W_2 / Löss	Nadelwald	LÖS	Rural	

ID	Nutzung	Name	Anbautyp	BAG	Siedlungsstruktur	BL
86	Wald	W_2 / Sande (Nordost)	Nadelwald	SANno	Rural	
87	Wald	W_2 / Sande (Nordwest)	Nadelwald	SANnw	Rural	
88	Wald	W_2 / Sandsteine	Nadelwald	SST	Rural	
89	Wald	W_2 / Saure Magmatite und Metamorphite	Nadelwald	SMM	Rural	
90	Wald	W_2 / Tongesteine	Nadelwald	TST	Rural	
91	Ökolandbau	Oeko_1	Mischbetrieb im Ökolandbau (Milchvieh)	-	Rural	
92	Ökolandbau	Oeko_2	Marktfruchtbetrieb im Ökolandbau	-	Rural	
93	Sonderkultur	S_1	Anbau von Äpfeln	-	Rural	
94	Sonderkultur	S_2	Anbau von Erdbeeren	-	Rural	
95	Sonderkultur	S_3	Anbau von Gemüse (Möhren/ Karotten)	-	Rural	
96	Sonderkultur	S_4	Anbau von Spargel	-	Rural	
97	Sonderkultur	S_5	Weinbau	-	Rural	
98	Sonderkultur	S_6	Baumschulen	-	Rural	

Auf der Grundlage der dargestellten Raumeinheiten werden in Kapitel E die folgenden Aspekte betrachtet und ausgewertet:

- Summe der Einträge durch Bewirtschaftung und Deposition,
- Nettostoffumsatz als Differenz von Eintrag und Austrag,
- Verhältnis von Eintrags- und Austragsfrachten,
- Zeitliche Anreicherungsszenarien und Zeitraum bis zum Erreichen der Vorsorgewerte nach BBodSchV

B 6 GRUNDANNAHMEN UND BONITÄTSSYSTEM

B 6.1 Ermittlung von Stoffvorräten

Die Hintergrundwerte sind als Schadstoffkonzentrationen, in der Regel in mg/kg, angegeben. Auf dieser Basis können mit Angaben zu Trockenrohdichte und Horizontmächtigkeit des Oberbodens Stoffvorräte ermittelt werden, die in g/ha angegeben werden (vgl. Gleichung B 1).

Gleichung B 1	$V = C_{Bo} \cdot m \cdot d \cdot 10$	V	Stoffvorrat [g/ha]
		m	Horizontmächtigkeit [m]
		C_{Bo}	Hintergrundkonzentration im Boden [mg/kg]
		d	Trockenrohdichte [mg/cm ³]
		10	Umrechnungsfaktor in g/ha

Für die Quantifizierung von Stoffvorräten werden bestimmte Annahmen getroffen. Dazu zählen neben den aus Literatur und statistischen Auswertungen von Messdaten ermittelten Bilanzgrößen die folgenden Rahmenbedingungen:

Relevante Bodentiefe

Für die betrachteten Nutzungsarten werden relevante Horizonttiefen zur Abgrenzung des Bilanzraums definiert. Diese wirken sich insbesondere bei der Umrechnung von Frachten in Konzentrationen aus.

- Ackerbau: 30 cm
- Grünlandnutzung: 10 cm
- Wald: 10 cm

Durchschnittliche Trockenrohdichte

In der Bilanzierung wird von einer mittleren Trockenrohdichte von 1,4 g/cm³ ausgegangen. Diese repräsentiert den von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) angegebenen Schwankungsbereich (s. Kasten). Eine Unterscheidung zwischen den verschiedenen Bodenarten wird nicht vorgenommen, da die Trockenrohdichte von 1,4 g/cm³ für alle Bodenarten im mittleren Bereich der angegebenen Wertespannen liegt.

Lagerungsdichte in Mineralböden	
Quelle: SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002)	
Sande	1,16 - 1,70 g/cm ³
Schluffe	1,17 - 1,63 g/cm ³
Lehme	1,20 - 2,00 g/cm ³
Tone	0,93 - 1,72 g/cm ³

Die mittlere Lagerungsdichte von 1,4 g/cm³ kann auf Ackerböden je nach Nutzungsintensität auch höher liegen (z.B. 1,7 g/cm³). Oberböden von Grünland und Wald können dagegen auch geringere Lagerungsdichten aufweisen (z.B. 1,2 g/cm³ bis 1,0 g/cm³), d.h. dass hier die Konzentrationserhöhung unterschätzt wird, weil gleiche Einträge bei geringerer Lagerungsdichte zu einer höheren Konzentration führen. Der Einfluss dieser Differenzierung wird im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse beispielhaft dargestellt (vgl. Tab. B 10).

Tab. B 10: Sensitivitätsanalyse anhand einer Beispielraumeinheit (A_25/Lösse/rural) bei gleichen Eintragsfrachten und unterschiedlicher Lagerungsdichte für den Parameter Blei

Nettostoffbilanz / Anreicherung	Horizontmächtigkeit	Hintergrundkonzentration	Dichte	Stoffkonzentration nach 1 Jahr	Stoffkonzentration nach 10 Jahren	Stoffkonzentration nach 100 Jahren	Stoffkonzentration nach 500 Jahren	Stoffkonzentration nach 1.000 Jahren	Vorsorgewerte nach BBodSchV
[g/ha*a]	[m]	[mg/kg]	[g/cm³]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
333,2	0,3	31	1,7	31,1	31,6	36,9	52,2	62,4	70
333,2	0,3	31	1,4	31,1	31,8	38,2	56,8	69,1	70
333,2	0,3	31	1,2	31,1	31,9	39,4	61,0	75,5	70
333,2	0,3	31	1,0	31,1	32,1	41,0	67,1	84,4	70

In der Sensitivitätsanalyse zeigt sich, dass bei einer geringeren Dichte der Böden der Zeitraum bis zum Erreichen der Vorsorgewerte bei gleicher Fracht geringer wird bzw. die Konzentration im Boden bei gleicher Fracht und Eintragsdauer höher ist als bei Böden mit einer höheren Dichte. Bei dicht gelagerten Böden ist im Gegenzug der Zeitraum bis zum Erreichen der Vorsorgewerte geringer.

Skelettanteil und Volumeneinheit

Die Bilanzierung bezieht sich auf den Oberboden (Grünland und Wald bis 10 cm und Ackerböden 30 cm Tiefe). Der Skelettanteil im Oberboden wird mit Ausnahme von sehr flachgründigen Böden wie z.B. Rendzinen als vernachlässigbar angenommen. Die Berechnung der Stoffvorräte bezieht sich aus diesem Grund und da eine repräsentative Schätzung des Skelettanteils mit Unsicherheiten behaftet ist ausschließlich auf den Feinbodenanteil.

Bei flachgründigen Böden mit ackerbaulicher Nutzung können die Skelettanteile mit entsprechender Auswirkung auf die pro Volumeneinheit verfügbare Feinbodenmenge bzw. den hierauf bezogenen Elementvorrat jedoch dazu führen, dass die Anreicherungen im Feinboden unterschätzt werden, d.h. dass bei hohem Skelettanteil die Zeitspannen bis zum Erreichen der Vorsorgewerte deutlich geringer sind als angegeben.

Gleiches gilt auch, wenn anstelle von 30 cm als relevante Oberbodentiefe für Ackerböden nur 10 cm angenommen werden, wie es beispielsweise bei einer pfluglosen Bewirtschaftung der Fall sein könnte. Die Zeitspanne bis zum Erreichen der Vorsorgewerte reduziert sich hier jeweils ca. um den Faktor 3, d.h. auch hier werden die Einträge deutlich unterschätzt. Der Einfluss wird in der nachfolgenden Sensitivitätsanalyse dargestellt.

Tab. B 11: Sensitivitätsanalyse anhand einer Beispielraumeinheit (A_25/Lösse/rural) bei gleichen Eintragsfrachten und unterschiedlicher Bearbeitungstiefe für den Parameter Blei

Nettostoffbilanz / Anreicherung	Horizontmächtigkeit	Hintergrundkonzentration	Dichte	Stoffkonzentration nach 1 Jahr	Stoffkonzentration nach 10 Jahren	Stoffkonzentration nach 100 Jahren	Stoffkonzentration nach 500 Jahren	Stoffkonzentration nach 1.000 Jahren	Vorsorgewerte nach BBodSchV
[g/ha*a]	[m]	[mg/kg]	[g/cm³]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
333,2	0,3	31	1,4	31,1	31,6	36,9	52,2	62,4	70
333,2	0,1	31	1,4	31,2	33,3	49,0	76,4	87,1	70

B 6.2 Berücksichtigung der langfristig im Boden verbleibenden Anteile

Von organischen Düngemitteln, die auf Böden aufgebracht werden, verbleibt ein Anteil langfristig im Boden. Es handelt sich dabei v.a. um die im Düngemittel enthaltene mineralische Substanz, die - je nach Düngemittel - einen unterschiedlichen Anteil ausmacht. Ein kleinerer Teil mineralischer Substanz mit geringer Verwitterungsstabilität wird langfristig jedoch auch abgebaut. Hingegen wird ein Großteil von der im Düngemittel enthaltenen organischen Substanz abgebaut (vgl. Abb. B 4). Die Größenordnung von langfristig im Boden verbleibenden Anteilen wurde in einem Beitrag von BANNICK (2003) im Rahmen eines Forums des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein zum gebietsbezogenen Bodenschutz am 24. Juni 2003 in Neumünster vorgestellt und in das Konzept „Gute Qualität und sichere Erträge“ aufgenommen (BANNICK et al. 2006).

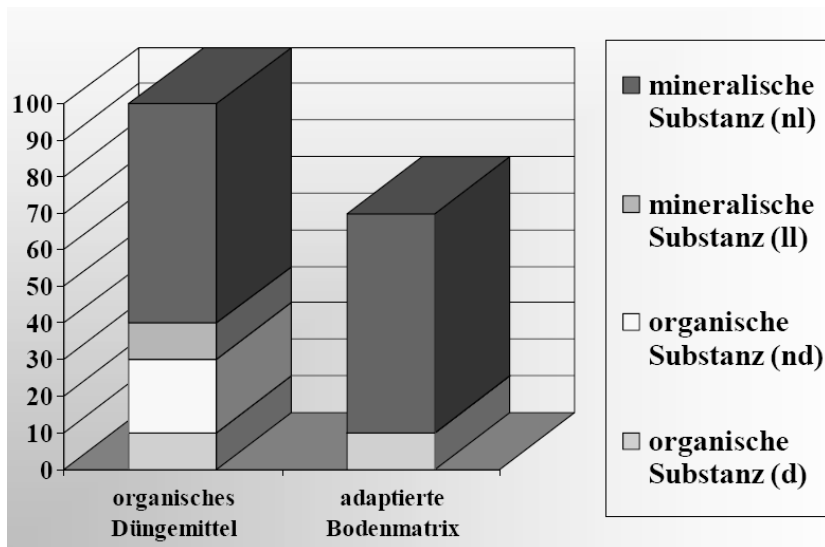


Abb. B 4: Langfristig im Boden verbleibender Anteil organischer Düngemittel (nl = nicht löslich, ll = leicht löslich, nd = nicht dauerhaft, d = dauerhaft) (Quelle: BANNICK 2003)

Langfristig im Boden verbleibende Anteile organischer Düngemittel werden bei der zeitlichen Hochrechnung von stofflichen Anreicherungen berücksichtigt. Dazu werden in Anlehnung an BANNICK et al. (2006) die in Tab. B 12 genannten prozentualen Anteile und Trockenmassegehalte verwendet.

Tab. B 12: Trockenmassegehalt und langfristig im Boden verbleibender Anteil bei Ausbringung organischer Düngemittel

Düngemittel	Langfristig im Boden verbleibender Anteil [%]	Trockenmassegehalt (TS) [%]
Kompost	70	66
Klärschlamm	40	30
Wirtschaftsdünger	40	7,5
Festmist im Ökolandbau	40	25

Mit Hilfe der Aufbringungsmengen, die auch zur Quantifizierung von Eintragsfrachten verwendet werden (vgl. Kap. C), sowie der Trockenrohddichte des Bodens, dem Trockenmassegehalt des Düngemittels und dem Anteil der im Boden verbleibenden Anteile lässt sich die jährliche Zunahme der Horizontmächtigkeit berechnen (vgl. Gleichung B 2). Bei der zeitlichen Hochrechnung von Schadstoffanreicherungen wird dementsprechend zugrunde gelegt, dass die Einträge auf einen jährlich anwachsenden Horizont aufgebracht werden (vgl. Tab. B 13).

Gleichung B 2
$$mZ = \frac{M_{TS}}{d} \cdot V_{lang} \cdot 0,1$$

mZ Jährliche Zunahme der Horizontmächtigkeit [m/a]

M_{TS} Aufgebrachte Materialmenge in Trockenmasse [t TS / (ha*a)]

d Trockenrohddichte des Bodens [mg/cm³]

V_{lang} = Langfristig im Boden verbleibender Anteil

Tab. B 13: Jährliche Zunahme der Horizontmächtigkeit (Beispiel für Anbautyp A_25)

Düngestrategie	Aufbringungsmenge frisch [t FS/(ha*a)]	Aufbringungsmenge trocken [t TS/(ha*a)]	Jährliche Zunahme der Horizontmächtigkeit [mm/a]
Kompost	9,82	6,48	0,324
Klärschlamm	4,30	1,29	0,037
Wirtschaftsdünger	14,54	1,09	0,031
Wirtschaftsdünger (Schwein)	14,33	1,07	0,031

Aus der Zunahme der Horizontmächtigkeit folgt, dass der Eintrag im Verhältnis zum Volumen geringer wird und die Anreicherung daher in der Bilanzierung geringer ausfällt. Dies wird in Abb. B 5 am Beispiel der Düngestrategie Kompost und in Tab. B 14 für verschiedene Düngestrategien dargestellt.

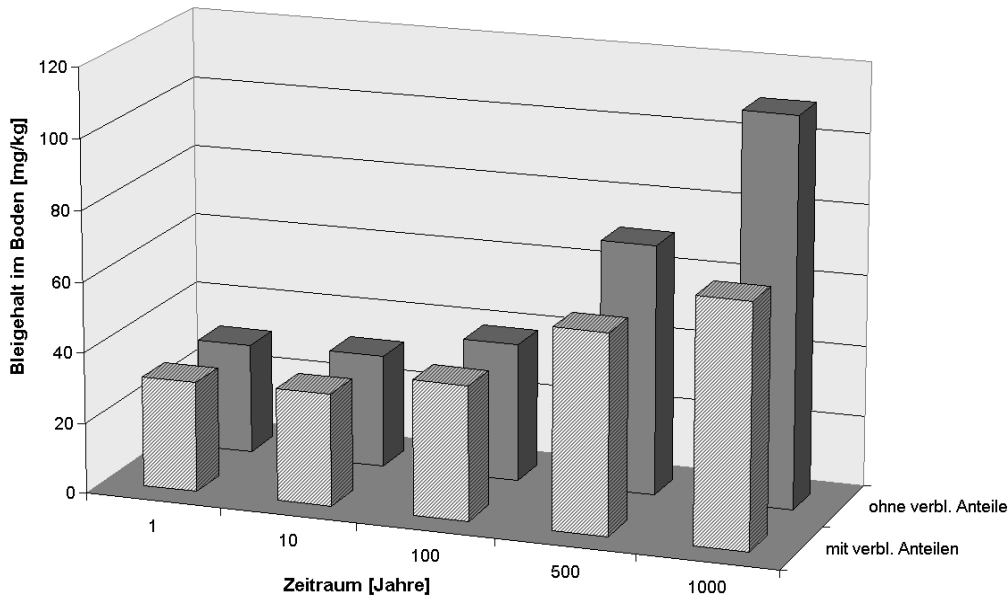


Abb. B 5: Vergleich der Schadstoffanreicherung für die Düngestrategie Kompost mit und ohne Berücksichtigung langfristig im Boden verbleibender Anteile (Beispiel für die Raumeinheit ‚A_25/Lösse/Rural‘)

Tab. B 14: Vergleich der Anreicherungen von Blei mit und ohne Berücksichtigung langfristig im Boden verbleibender Anteile für die Raumeinheit ‚A_25/Lösse/Rural‘

Düngestrategie*	Eintrag [g/(ha*a)]		Austrag [g/(ha*a)]		Netto- stoffumsatz [g/(ha*a)]	Bleigehalt im Oberboden nach ... Jahren [mg/kg]				
	B	D	E	S		1	10	100	500	1000
Mineraldünger	7,56	28,70	1,12	0,75	34,39	31,01	31,08	31,82	35,09	39,19
Mineraldünger LBA						31,01	31,08	31,82	35,09	39,19
Wirtschaftsdünger	8,82	28,70	1,12	0,75	35,65	31,01	31,08	31,85	35,24	39,49
Wirtschaftsdünger LBA						31,01	31,08	31,84	35,03	38,69
Wirtschaftsdünger Schwein	9,62	28,70	1,12	0,75	36,45	31,01	31,09	31,87	35,34	39,68
Wirtschaftsdünger Schwein LBA						31,01	31,09	31,86	35,13	38,87
Kompost	306,39	28,70	1,12	0,75	333,23	31,08	31,79	38,93	70,67	110,3
Kompost LBA						31,08	31,78	38,16	56,76	69,14

* LBA = unter Berücksichtigung langfristig verbleibender Anteile im Boden, B = Bewirtschaftung, D = Deposition, E = Ernte, S = Sickerwasser

B 6.3 Unsicherheiten und Bonitätssystem

Bei Stoffbilanzen kann im Allgemeinen zwischen drei verschiedenen Gruppen von Unsicherheiten unterschieden werden (KELLER et al. 2005).

1. *Modellunsicherheiten*: Real ablaufende Prozesse sind im Bilanzmodell nicht oder nur unvollständig erfasst und können nur vereinfacht abgebildet werden. Für die vorliegende Bilanzierung trifft dies z.B. für Prognosen über lange Zeiträume von Jahrzehnten oder gar Jahrhunderten auf Basis von statischen Bilanzen zu. Sie geben Anhaltspunkte für das Entstehen von schädlichen Bodenveränderungen durch Schadstoffanreicherungen bei gleich bleibenden Nutzungsbedingungen.

2. *Räumliche und zeitliche Variation von Bilanzgrößen*: Stoffgehalte und Stoffmengen weisen im Boden sowie in anderen Umweltmedien aufgrund chemischer, physikalischer und biologischer Prozesse eine natürliche Variabilität auf, die sich in statischen Anreicherungszenarien, die auf konstanten Eintrags- und Austragsgrößen beruhen, nur unzureichend abbilden lässt.

3. *Unsicherheit in den Bilanzdaten*: Diese Unsicherheiten sind auf Messunsicherheiten von Stoffkonzentrationen und Mengen von Bodenhilfsstoffen, wie z.B. Dünger und Erntegütern, zurückzuführen. Ursachen von Messfehlern können in der Messmethode, der Probenahme und dem Stichprobenumfang begründet sein. Auch die Übertragung von Untersuchungsergebnissen aus der Literatur auf einen anderen räumlichen oder zeitlichen Bezug ist mit Unsicherheiten verbunden.

Inwieweit sich Modellunsicherheiten auf die Unsicherheit des Bilanzierungsergebnisses auswirken, kann nur durch eine Messung der tatsächlich stattgefundenen Veränderung im Stoffhaushalt an Einzelstandorten, z.B. im Rahmen der Bodendauerbeobachtung (BDF II), erfolgen. Hier können auch zeitliche Änderungen der Landnutzung und der Qualität der eingesetzten Hilfsstoffe berücksichtigt werden.

Bei der Einordnung und Interpretation von Ergebnissen der Bilanzberechnung sind die Unsicherheiten zu berücksichtigen. So bedingt die heterogene Datenlage hinsichtlich von Ein- als auch Austragsfrachten Unsicherheiten bei der Repräsentanz der verwendeten Bilanzgrößen. In Tab. B 15 sind die Unsicherheiten des verwendeten Bilanzmodells im Überblick aufgeführt. Eine zusammenfassende Bewertung der Unsicherheiten für die Qualität der Bilanzierung wird im Vorfeld der Ergebnisbetrachtung in Kapitel E 2 vorgenommen.

Soweit es die Grundlagendaten erlauben, werden zudem jeweils Informationen zur Unsicherheit der Bilanz-Eingangsdaten mitgeführt (Bonität) und lassen so eine Beurteilung der Qualität des Ergebnisses zu (vgl. auch Kap. C und D).

Tab. B 15: Unsicherheiten der Bilanzberechnungen

Bilanzgröße / Modelleigenschaft	Unsicherheiten	Mögliche Auswirkungen
Eintrag Bewirtschaftung	Verwendung von Medianwerten von Schadstoffgehalten in Düngemitteln bei hoher Variabilität	Einträge können nach unten bzw. oben abweichen, werden in der Bilanzierung jedoch eher unterschätzt
	Nährstoffgehalte und Pflanzenverfügbarkeit bei organischen Düngemitteln	Einträge können nach unten bzw. nach oben abweichen
	Angaben zum Schadstoffgehalt von Pflanzenschutzmitteln fehlen	Einträge können nach unten bzw. nach oben abweichen
	Angaben zu Anwendungsmengen von PSM in der Praxis fehlen	Einträge können nach unten bzw. nach oben abweichen
Eintrag Deposition	Eingeschränkte Aussagekraft vorliegender Daten für die Gesamtdosition aufgrund der geringen Anzahl an Messstationen, der Messtechnik sowie der Kenntnisse zu Depositionsraten trocken	Einträge können nach unten bzw. oben abweichen
	Verwendung der Daten aus Messstationen zur Deposition für eine Aussage für die BRD	Regionaltypische Verhältnisse der atmosphärischen Deposition werden nicht wiedergegeben
Austrag Ernte	Verwendung von Medianwerten von Stoffkonzentrationen in Pflanzen bei hoher Variabilität	Austräge können nach unten bzw. oben abweichen
Austrags Sickerwasser	Verwendung von Medianwerten von Stoffkonzentrationen im Sickerwasser bei hoher Variabilität	Austräge können nach unten bzw. oben abweichen
	Verwendung von Medianwerten der Sickerwasserrate je Raumeinheit	In die Karte eingehende Sickerwasserrate kann lokal abweichen.
	Verwendung von Sickerwasserraten aus dem Boden	Sickerwasserrate für den betrachteten Bilanzraum wird eher überschätzt.
Hintergrundwerte für Schadstoffgehalte im Boden	Verwendung bundesweiter Hintergrundwerte, sofern ein Anbautyp in mehreren Bundesländern vorliegt.	Länderspezifische Besonderheiten werden bei Raumeinheiten, die in mehreren Bundesländern vorkommen, nicht erfasst.
Vorsorgewerte als Bewertungsmaßstab für Schadstoffgehalte im Boden von Bilanz-Raumeinheiten	Zuordnung von Bodenausgangsgesteinen zu jeweils dominierenden Bodenarten	Bewertung von Schadstoffgehalten im Boden gilt für die angenommene Bodenart; es können jedoch auch andere Bodenarten vorliegen. Damit wären andere Vorsorgewerte für eine Bewertung maßgeblich.
Bodeneigenschaften	Standardisiert, kleinräumige Variabilität ist nicht erfasst	Über- oder Unterschätzung der Stoffvorräte in Böden

B 7 DATENBANKTECHNISCHE UMSETZUNG

Für die Bilanzierung wurde die Access-Datenbank ‚Bilanz.MDB‘ erstellt. Diese Datenbank dient zur Berechnung von Stoffbilanzen für verschiedene Bewirtschaftungsstrategien in ausgewählten typisierten Raumeinheiten inkl. der Berechnung von Nettostoffumsatz und zeitlichen Anreicherungs-szenarien.

In der Datenbank sind alle im Projekt vorliegenden Daten zu Ein- und Austragsfrachten enthalten. Die Quantifizierung der Ein- und Austragsfrachten erfolgt außerhalb der Bilanz-Datenbank. Die Bilanzierung erfolgt über das zentrale Element der Raumeinheiten (vgl. Abb. B 6).

Die Berechnung von Stoffbilanzen erfolgt mit Hilfe von SQL-Abfragen, die jeweils Teilergebnisse liefern:

- Eintrags- und Austragsfrachten für verschiedene Bewirtschaftungsstrategien in ausgewählten Raumeinheiten
- Jährlicher Nettostoffumsatz für Raumeinheiten mit Daten zu Eintrag Bewirtschaftung, Eintrag Deposition, Austrag Ernte und Austrag Sickerwasser
- Zeitliche Anreicherungs-szenarien zur Prognose von künftigen An- bzw. Abreicherungen unter Berücksichtigung der Vorbelastung des Bodens

Die erforderlichen Rechenoperationen sind in Tab. B 16 aufgeführt.

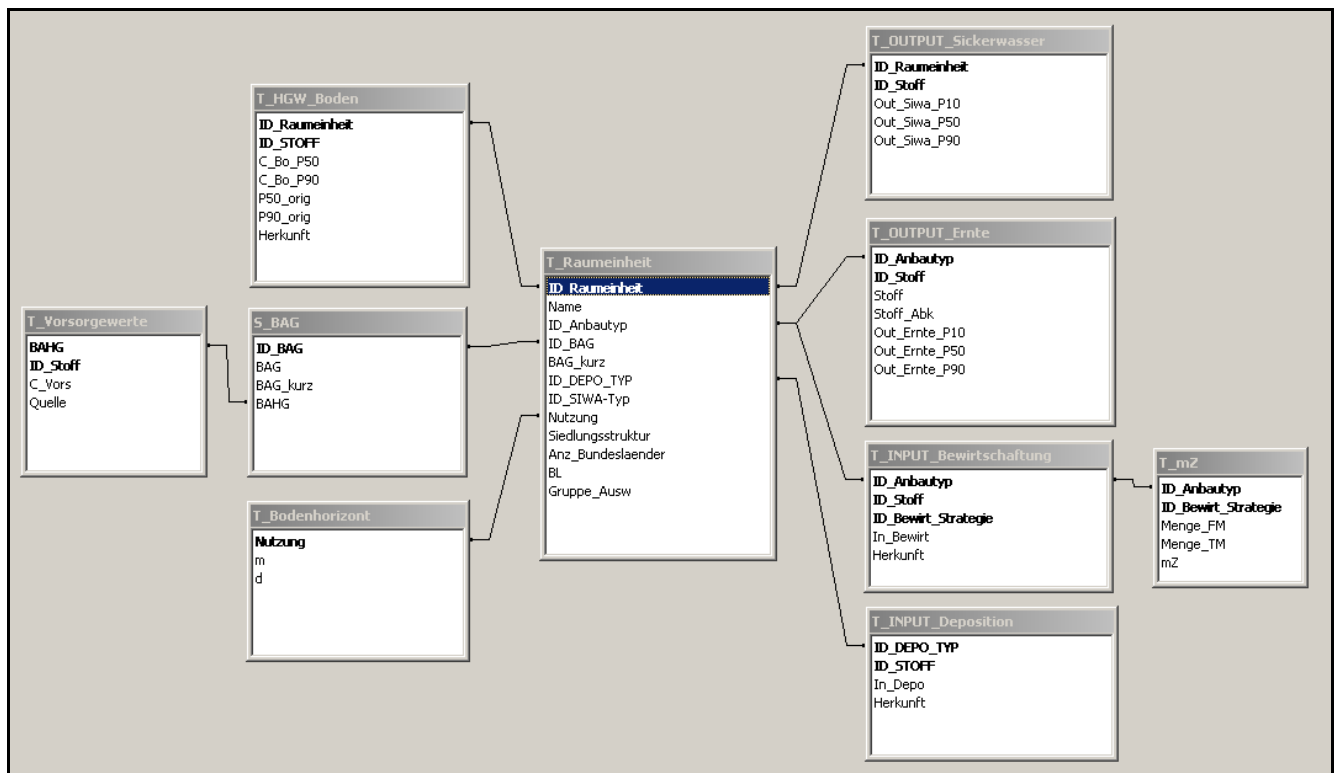


Abb. B 6: Vereinfachtes Datenbankmodell

Tab. B 16: Parameter und Verfahren der Bilanzberechnung

	Parameter	Einheit	Beschreibung
Eintrags- und Austragsfrachten	In_{Bewirt}	g/(ha*a)	Eintrag Bewirtschaftung: Eintragsfracht in der Raumeinheit für verschiedene Bewirtschaftungs-Strategien
	In_{Depo}	g/(ha*a)	Eintrag Deposition: Eintragsfracht aufgrund der Zuordnung der Raumeinheiten zu einem bestimmten Depositionstyp (Rural / Urban)
	Out_{Ernte}	g/(ha*a)	Austrag Ernte: Austragsfracht aufgrund der Zuordnung der Raumeinheiten zu Anbautypen
	Out_{Siwa}	g/(ha*a)	Austrag Sickerwasser: Austragsfracht aufgrund der Zuordnung der Raumeinheiten zu einem bestimmten Sickerwasseraustrags-Typ
	In_{ges}	g/(ha*a)	Eintrag gesamt: $In_{Bewirt} + In_{Depo}$
	Out_{ges}	g/(ha*a)	Austrag gesamt: $Out_{Siwa} + Out_{Ernte}$
Nettostoffumsatz	$Netto$	g/(ha*a)	Jährlicher Nettostoffumsatz (-bilanz): $(In_{Bewirt} + In_{Depo}) - (Out_{Siwa} + Out_{Ernte})$
	In/Out	-	Verhältnis von Eintrag und Austrag: $\frac{In_{Bewirt} + In_{Depo}}{Out_{Siwa} + Out_{Ernte}}$
	$Tendenz$	-	Tendenz: An- oder Abreicherung: Für $Netto > 0$: Anreicherung (Eintragsüberschuss) Für $Netto < 0$: Abreicherung (Austragsüberschuss)
Bodeneigenschaften für Anreicherungszenarien	C_{Bo}	mg/kg	Hintergrundkonzentration im Boden: Hintergrundwert nach LABO (2003)
	m	m	Horizontmächtigkeit (nutzungsabhängig: Acker 0,3 m; Grünland /Wald: 0,1 m)
	d	mg/cm ³	Trockenrohddichte Boden (hier stets 1400 mg/cm ³)
	V_{Bo}	g/ha	Stoffvorrat in relevantem Bodenhorizont: $C_{Bo} \cdot m \cdot d \cdot 10$
	m_Z	m/a	Jährliche Zunahme der Horizontmächtigkeit durch Auftrag von Materialien mit langfristig im Boden verbleibenden Anteilen
Zeitliche Anreicherungszenarien	$C_{Bo\ Diff}$	mg/(kg*a)	Jährliche Konzentrationsänderung in relevantem Bodenhorizont: $\frac{Netto \cdot 0,1}{d \cdot (m + m_Z)}$
	$C_{Bo\ 1a}$	mg/kg	Konzentration in relevantem Bodenhorizont nach 1 Jahr: $C_{Bo} + \frac{Netto \cdot 0,1 \cdot 1}{d \cdot (m + m_Z)}$
	$C_{Bo\ t}$	mg/kg	Konzentration in relevantem Bodenhorizont nach t Jahren (10, 100, 500 und 1000): $C_{Bo} + \frac{Netto \cdot 0,1 \cdot t}{d \cdot (m + t \cdot m_Z)}$

	Parameter	Einheit	Beschreibung
	<i>BAHG</i>	-	Prioritäre Bodenartenhauptgruppe in der Raumeinheit in Abhängigkeit des Ausgangsgesteins (nach BGR) (Lehm/Schluff, Sand)
	<i>C_{Vors}</i>	mg/kg	Vorsorgewert nach BBodSchV (1999) oder BACHMANN et al. (1997)
	<i>a_{Vors}</i>	a	Zeitraum bis zum Erreichen des Vorsorgewerts in Jahren (berechnet ausschließlich bei positiver Bilanz): $\frac{C_{Vors} - C_{Bo}}{C_{BoDiff}}$
	<i>Diff_{Vors/HGW}</i>	mg/kg	Differenz zwischen Vorsorgewert und Hintergrundgehalt im Boden: $C_{Vors} - C_{Bo}$

C EINTRÄGE

C 1 EINLEITUNG

In diesem Teilbericht werden die Randbedingungen abgeleitet und beschrieben, die den Eintrag unterschiedlicher Schadstoffe verursachen, und die damit verbundenen Massenströme quantifiziert. Es soll jeweils deutlich werden, warum es zu welchen Schadstoffeinträgen in welcher Höhe kommt. Lassen sich diese Ursache – Wirkungszusammenhänge beschreiben, können Maßnahmen entwickelt werden, um an den Ursachen ansetzen zu können, die möglicherweise zu hohen Einträgen in Boden führen.

Die Schadstoffeinträge in Boden haben zwei Ursachen. Zum einen schlägt sich die Schadstoffbelastung der Luft auf Böden nieder, zum anderen sind die Düngemittel und Bodenhilfsstoffe mit Schadstoffen belastet, die zur Bewirtschaftung der Böden eingesetzt werden.

Ziel ist eine umfassende Quantifizierung der aktuellen atmosphärischen Stoffeinträge und eine Modellierung der Gesamtdeposition von Schwermetallen sowie persistenten organischen Schadstoffen. Art und Höhe der Deposition unterscheiden sich unter anderem nach der Rauigkeit der Erdoberfläche, entsprechend werden die atmosphärischen Einträge unter anderem nach Wald und Offenland bzw. Nicht-Wald unterschieden.

Eine weitere relevante Ursache von Schadstoffeinträgen in Böden ist deren Bewirtschaftung. Vor allem in der Landwirtschaft werden größere Mengen an Düngemitteln und an anderen Stoffen verwendet, die den Ertrag landwirtschaftlicher Kulturen sicherstellen sollen. Da diese Düngemittel neben Pflanzennährstoffen immer auch Schadstoffgehalte aufweisen, ist mit der Ausbringung auf Böden zwangsläufig auch ein Schadstoffeintrag in diese Böden verbunden. Die landwirtschaftliche Produktion ist recht ausdifferenziert. Entsprechend werden die verschiedenen Flächennutzungsformen sowie die unterschiedlichen Düngestrategien unterschieden. Neben den üblichen Ackerkulturen werden auch Dauergrünland sowie Sonder- bzw. Dauerkulturen getrennt betrachtet. Neben Düngemitteln werden auch andere Stoffe, wie bspw. Pflanzenschutzmittel, auf den Kulturen aufgebracht. Teilweise erfolgt eine Beregnung der Flächen oder, wie im Falle der Erdbeerkulturen, auch eine Strohausbringung.

Auch die Gehalte an Pflanzennährstoffen können schädigend wirken und zwar dann, wenn Düngemittel über den Bedarf der landwirtschaftlichen Kulturen hinaus auf die Böden ausgebracht werden. In einer Studie für das Umweltbundesamt (GIEGRICH 2000) wurden auf Ebene der Regierungsbezirke den Pflanzennährstoffbedarfen die Nährstofffrachten gegenüber gestellt, die in diesen Regionen über Wirtschaftsdünger, kommunale Klärschlämme und/oder Komposte anfallen. Für einige Regierungsbezirke zeigt sich ein Nährstoffüberhang und damit eine potenzielle Belastung der Böden und des Grundwassers. Die vorliegende Studie jedoch untersucht nur die Frage der Einträge von Schwermetallen und organischen Schadstoffen in Böden.

In der Forstwirtschaft werden, wenn auch in einem deutlich geringeren Umfang, ebenfalls verschiedene Mittel eingesetzt, die den Produktionserfolg sichern sollen. Die damit verbundenen Schadstoffeinträge werden gesondert diskutiert und quantifiziert.

Neben den landwirtschaftlichen und forstwirtschaftlich genutzten Flächen gibt es weitere nicht überbaute Flächen, die als Grünflächen einer privaten oder öffentlichen Nutzung unterstehen, als Grünstreifen entlang von Verkehrswegen angelegt wurden oder als ehemals landwirtschaftliche Flächen nur noch zur Erhaltung des Landschaftsbildes gepflegt, d.h. gemäht werden. Nicht immer

werden diese genannten Flächen gedüngt oder Stoffe zu anderen Zwecken ausgebracht, so dass neben den atmosphärischen Einträgen keine weiteren relevanten Schadstoffeinträge erfolgen.

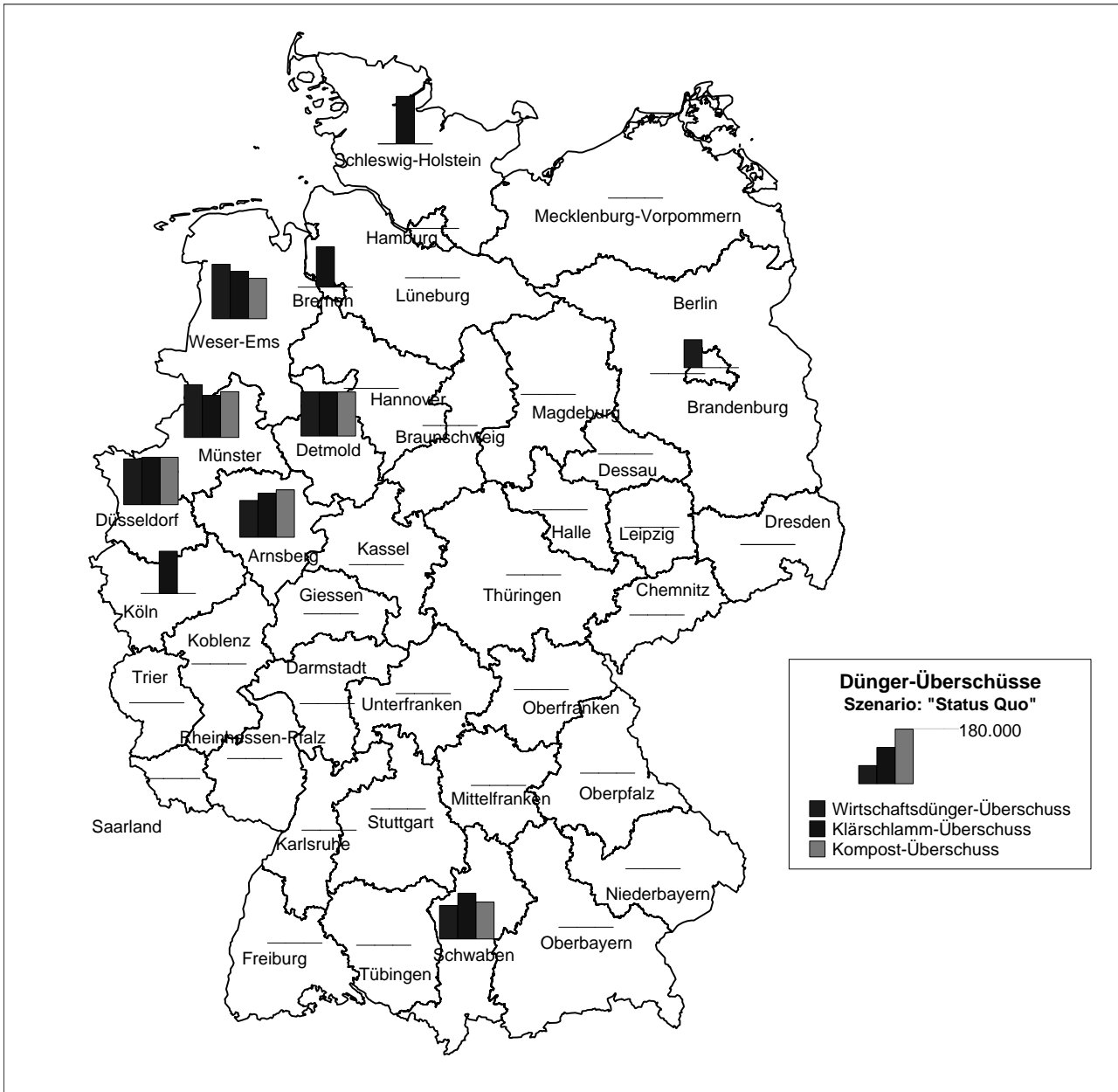


Abb. C 1: Düngerüberschüsse in den Regierungsbezirken – Status-Quo (GIEGRICH 2000), in Jahrestonnen

C 2 ERMITTLUNG DER STOFFEINTRÄGE AUS DER FLÄCHENBEWIRTSCHAFTUNG – KONVENTIONELLE LANDWIRTSCHAFT

Mit diesem Kapitel sollen die Randbedingungen in der konventionellen Landwirtschaft beschrieben werden, die Art und Höhe der aus der Flächenbewirtschaftung resultierenden Schadstoffeinträge bestimmen. Bestimmender Faktor ist der Anbau unterschiedlicher Kulturarten und deren unterschiedlicher Bedarf vor allem an Nährstoffen.

Bei der Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Flächen werden gezielt verschiedene Hilfsmittel, wie insbesondere Düngemittel und Pflanzenschutzmittel, eingesetzt, die das Gedeihen der Kulturen und eine optimale wirtschaftliche Nutzung unterstützen sollen, zugleich aber auch Schadstoffeinträge verursachen. Je nach dem unterschiedlichen Bedarf der einzelnen Kulturen werden diese Dünge- und Pflanzenschutzmittel in unterschiedlichen Mengen und Zusammensetzungen eingesetzt. Die Höhe und Art der Schadstoffeinträge ergibt sich somit aus dem unterschiedlichen Bedarf der einzelnen Kulturen an Dünge- und Pflanzenschutzmittel, verknüpft mit der für jedes Mittel unterschiedlichen spezifischen Schadstoffbelastung.

Um die typische landwirtschaftliche Flächennutzung in der Bundesrepublik und aus dieser abgeleitet die daraus resultierenden Schadstoffeinträge in Böden zu bilanzieren, wurde folgendermaßen vorgegangen:

1. Ermittlung der wichtigsten Kulturpflanzen
2. Ermittlung typischer Anbauverhältnisse
3. Ermittlung der Bedarfe an Pflanzennährstoffen und u.a. Pflanzenschutzmittel
- 4a. Ermittlung der gängigen Düngemittel und ihrer Nähr- und Schadstoffgehalte
- 4b. Deckung der Bedarfe über verschiedene Düngestrategien
5. Quantifizierung der damit verbundenen Schadstofffrachten

Neben den Düngemitteln wurden immer auch die Bedarfe an weiteren Stoffen bzw. Hilfsmitteln ermittelt.

C 2.1 Ermittlung der wichtigsten Kulturpflanzen

Um die für Deutschland typischen Anbauverhältnisse abbilden zu können, sind die bedeutendsten Kulturpflanzen in die Untersuchung einzubeziehen. Dies lässt sich aus den Agrarstatistiken über die Anteile an den Gesamtanbauflächen ableiten. Zur Ableitung der Hauptanbaufrüchte wurde die bundesdeutsche Agrarstatistik für das Jahr 2002 herangezogen, die zu Beginn des Forschungsprojektes den aktuellsten Datenbestand darstellte. Betrachtet man sich diese Agrarstatistiken über die letzten Jahrzehnte, lässt sich über die Jahre ein Bedeutungswandel für einzelne Kulturen nachzeichnen. Dieser Wandel vollzieht sich jedoch nicht innerhalb sehr kurzer Zeit und in grundlegender Form, so dass zur Ableitung der bedeutendsten Kulturen der gewählte Zeitpunkt 2002 ausreichend aktuell ist.

Die Auswahl der Kulturen erfolgte nicht nur anhand der Größe der Anbauflächen. Die landwirtschaftliche Flächennutzung in der Bundesrepublik ist recht vielfältig und unterscheidet sich stark

nach einzelnen Regionen, bedingt durch die unterschiedlichen Einflüsse v.a. von Boden und Klima, aber auch durch ökonomische Randbedingungen. Es wurden deshalb auch Kulturen in die Untersuchung aufgenommen, die bezogen auf die gesamte Bundesrepublik nur eine geringe Bedeutung haben, in manchen Regionen jedoch typisch sind.

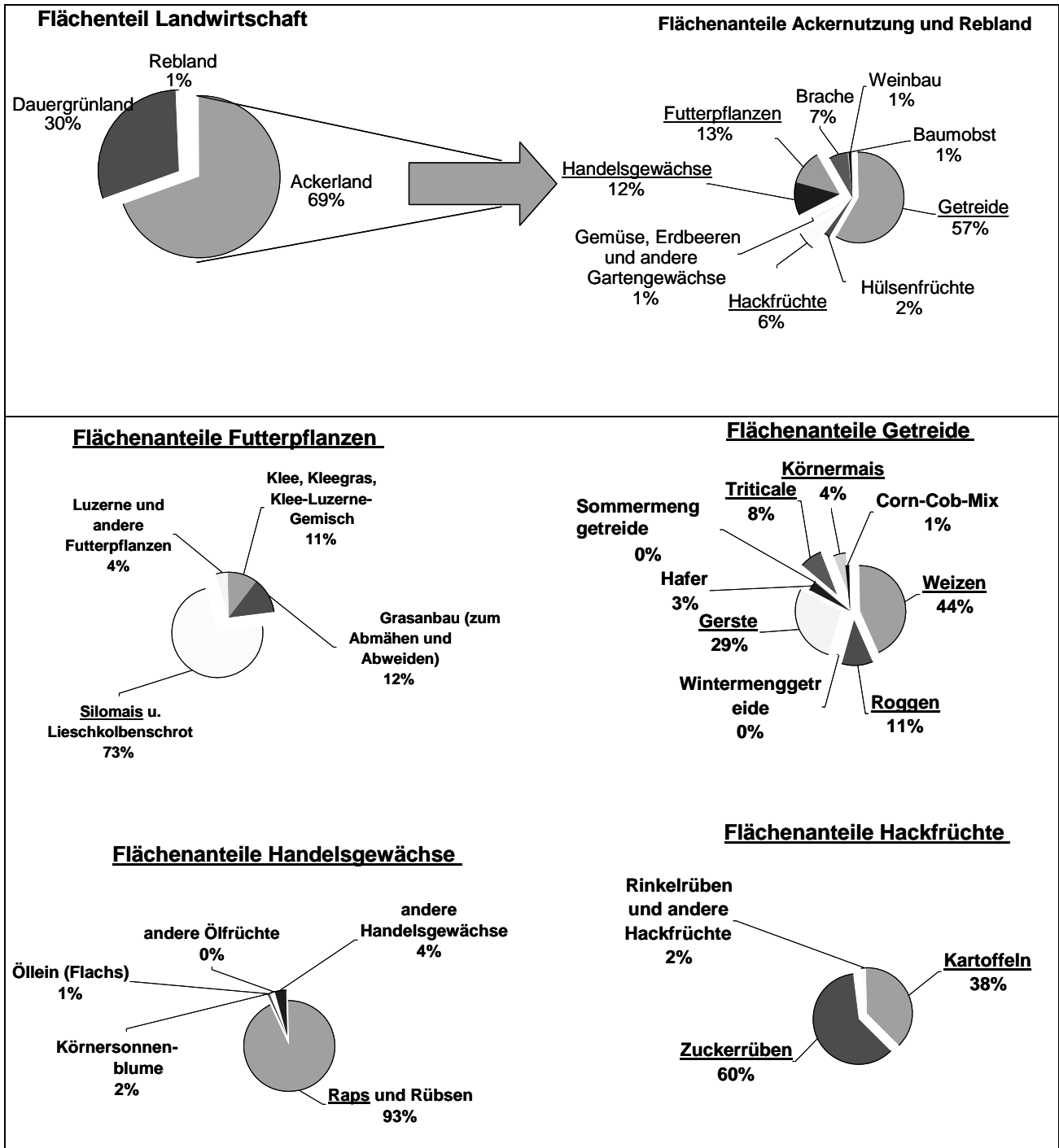


Abb. C 2: Ableitung der wichtigsten Kulturpflanzen im konventionellen Ackerbau aus den landwirtschaftlichen Statistiken

Dauergrünland wird entweder direkt beweidet, oder der Grasaufwuchs wird gemäht und direkt verfüttert, zu Silofutter verarbeitet oder als Heu gewonnen. Manche Grasflächen werden auch in Kombination aus einer Beweidung und Mahd genutzt. Diese drei Nutzungsformen werden in die nachfolgende Bilanzierung aufgenommen.

Ähnlich wurde zur Ableitung der wichtigsten Sonderkulturen vorgegangen. Auf diese wird in Kapitel C 4 näher eingegangen.

Einbezogen wurden:

- **Ackerland:**
 - Getreide: (Winter)Weizen, Wintergerste, Sommergerste, Roggen, Triticale, Körnermais
 - Futterpflanzen: Silomais
 - Handelsfrüchte: Raps und Rübsen
 - Hackfrüchte: Zuckerrüben, Kartoffeln
- **Dauergrünland:**
 - Dauerweide, Mähweide, Mähwiese

C 2.2 Ermittlung der typischen Anbauverhältnisse

Typische Fruchtfolgen lassen sich nur für wenige Gebiete benennen. Im Rahmen eines Forschungsprojektes für das Umweltbundesamt (ERHARD et al. 2002) zeigte eine bundesweit durchgeführte telefonische Befragung von Fachbehörden sowie eine Literatur- und Internetrecherche keine ausreichende Informationsgrundlage zur Benennung typischer Fruchtfolgen im Bundesgebiet. Zur Ermittlung der für Deutschland und seine Regionen typischen Anbauverhältnisse musste daher ein anderes Vorgehen gewählt werden.

Für die in Kapitel C 2.1 ausgewählten Kulturen lassen sich in der Bundesrepublik Hauptanbauregionen identifizieren. Auf Basis entsprechender Statistiken aller Bundesländer, immer möglichst differenziert nach einzelnen Kreisen und kreisfreien Städten, konnten die Regionen identifiziert werden, in denen die einzelnen Kulturen überproportionale Anteile an der gesamten Ackerfläche aufweisen. Die Flächenanteile einer Kultur an der gesamten Ackerfläche eines Kreises liegen signifikant höher als im Bundesschnitt. Auf diese Weise ist es möglich, die aus den Statistiken abgeleiteten Hauptanbauregionen mit Böden bzw. Bodenausgangsgesteinen zu verschneiden. Die für die einzelnen Kulturen ermittelten Schadstoffeinträge lassen sich so mit den zugehörigen Hintergrundwerten für Böden, der bestehenden Schadstoffbelastung, verbinden.

Analog wurden auch die Kreise identifiziert, in denen Dauergrünland einen überproportional hohen Anteil an der landwirtschaftlichen Fläche aufweist.

- (1) In einem ersten Schritt wurden die Kreise identifiziert, in denen die einzelnen Kulturen eine überproportionale / dominierende Bedeutung haben.

Für diese so identifizierten Kreise wurden aus den landwirtschaftlichen Statistiken die Flächenanteile der weiter zu betrachtenden Kulturen ausgelesen und damit im Ansatz auch typische Fruchtfolgen ermittelt. Für die einzelnen Bundesländer wurden jeweils die aktuellsten Statistiken ausgewertet, die zum Bearbeitungszeitpunkt Daten auf Kreisebene zur Verfügung stellen konnten. In aller Regel waren 2002 oder 2003 die Bezugsjahre, für manche Bundesländer musste auf Daten aus 1999 zurückgegriffen werden.

(2) In einem zweiten Schritt wurden hieraus Anbautypen gebildet, die sich aus den unterschiedlichen Flächenanteilen der ausgewählten Kulturen ableiten lassen.

Anhand der unterschiedlichen Flächenanteile der sonstigen Kulturen lassen sich Anbautypen ausdifferenzieren. So ist beispielsweise für den Weizenanbau in einigen Regionen eine starke Verbindung mit dem Zuckerrübenanbau typisch. In anderen Regionen erfolgt der Weizenanbau vor allem in Verbindung mit Raps und Wintergerste. In einigen Fällen wurden die Anbautypen noch nach verschiedenen Regionen aufgeteilt, um für die Bilanzierung einen besseren Bezug zu Böden oder Bodenausgangsgesteinen zu ermöglichen.

Tab. C 1: Beispielhafte Ableitung eines Anbautyps innerhalb der dominierenden Kultur Weizen

[tsd. ha]	Aachen, Landkreis		Kreis Düren		Erftkreis		Kreis Heinsberg	
Gesamtackerfläche	7,87		44,99		32,83		33,46	
Teilfläche	7	100%	40,03	100%	28,08	100%	29,83	100%
Weizen	3,11	44,4%	17,85	44,6%	12,75	45,4%	10,96	36,7%
Roggen	0,06	0,9%	0,51	1,3%	0,43	1,5%	0,28	0,9%
Wintergerste	0,37	5,3%	2,95	7,4%	2,3	8,2%	1,95	6,5%
Sommergerste	0,1	1,4%	0,79	2%	0,57	2%	0,05	0,2%
Triticale	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%
Körnermais u. CCM	0,03	0,4%	0,24	0,6%	0,17	0,6%	0,38	1,3%
Kartoffeln	0,46	6,6%	3,12	7,8%	1,74	6,2%	2,96	9,9%
Zuckerrüben	2,16	30,9%	12,41	31%	9,87	25,1%	8,87	29,7%
Raps	0,05	0,7%	0,96	2,4%	0,07	0,2%	0,2	0,7%
Silomais	0,66	9,4%	1,2	3%	0,18	0,6%	4,18	14%
[tsd. ha]	Rhein-Sieg- Kreis		Kreis Neuss		Anbautyp: Weizen/ Hackfrüchte			
Gesamtackerfläche	20,31		26,97		166,43			
Teilfläche	15,4	100%	21,47	100%	141,81	100%		
Weizen	7	45,5%	8,81	41%	60,48	42,6%		
Roggen	0,38	2,5%	0,39	1,8%	2,05	1,4%		
Wintergerste	1,64	10,6%	1,01	4,7%	10,22	7,2%		
Sommergerste	0,45	2,9%	0,26	1,2%	2,22	1,6%		
Triticale	0	0%	0	0%	0	0%		
Körnermais u. CCM	0,25	1,6%	0,69	3,2%	1,76	1,2%		
Kartoffeln	0,27	1,8%	2,27	10,6%	10,82	7,6%		
Zuckerrüben	3,46	22,5%	7,01	32,7%	43,78	30,9%		
Raps	0,29	1,9%	0,15	0,7%	1,72	1,2%		
Silomais	1,66	10,8%	0,88	4,1%	8,76	6,2%		

In Tabelle C 1 ist die Ableitung eines Anbautyps beispielhaft dargestellt. Wie aus der Gegenüberstellung der Gesamtackerflächen mit den Anbauflächen der für das Projekt ausgewählten Kulturen gezeigt werden kann, ist deren Auswahl zur Beschreibung der Anbauverhältnisse um die Jahrtausendwende als repräsentativ anzusehen. Die nicht im Rahmen des Projektes berücksichtigten Kulturen weisen in Summe nur einen kleinen Flächenanteil auf. Ebenso wird deutlich, dass neben dem überproportionalen Anteil der Weizenanbauflächen nicht nur Zuckerrüben einen großen Flächenanteil aufweisen, sondern auch die Kartoffel als weitere Hackfrucht. Der Anbautyp lässt sich folglich als Weizen/Hackfrüchte beschreiben. Die zugehörigen Kreise lassen sich alle mehr oder weniger dem Köln-Aachener Raum als Anbauregion zuordnen.

In Tabelle C 2 sind die Anbautypen benannt, die sich aus der Auswertung der Kreisstatistiken zu Gruppen bzw. Typen mit ähnlichen Anbauverhältnissen zusammenfassen ließen. Ähnliche Anbauverhältnisse bedeuten, dass einige Kulturen hohe Anteile an der Ackerbaufläche aufweisen und in einem ähnlichen Flächenverhältnis zueinander stehen. Die Kreise, die die einzelnen Anbautypen bilden, lassen sich teilweise räumlich zusammenfassen bzw. als Region beschreiben. Ist dies der Fall, sind diese Regionen in Tabelle C 2 benannt. Für die Bilanzierung der Ein- und Austräge in Kapitel E werden die jeweiligen Daten für die Kreise übernommen.

Die Anbauverhältnisse verändern sich kontinuierlich und passen sich den gesetzlichen Rahmenbedingungen, aktuellen Förderinstrumenten und dem Markt an. In Tabelle C 3 sind die weiteren Anbautypen in einer Übersicht dargestellt. Deutlich werden die teilweise großen Unterschiede in der Flächennutzung. So liegen diese Flächenanteile für Weizen zwischen knapp über 5 % und knapp unter 60 %, auch für die anderen Kulturen sind die Spannbreiten ähnlich. Wie die aktuelle Übersicht des Statistischen Bundesamtes (DESTATIS 2006) zu Erzeugung und Verbrauch von Nahrungsmitteln zeigt, lassen sich über die letzten Jahre bis 2005 (Bodennutzungshaupterhebung) bestimmte Trends eindeutig erkennen. Die Veränderungen erfolgen jedoch nicht sprunghaft von Jahr zu Jahr, sondern als kontinuierlicher Prozess über jährliche kleine Änderungen.

So änderte sich die Getreideanbaufläche zwischen 2001 und 2005 nahezu nicht. Deutschland ist der Mitgliedsstaat der EU mit der drittgrößten Getreideanbaufläche. Unter den Getreidearten gab es jedoch Verschiebungen der Flächenanteile und zwar zugunsten des Weizens (und auf niedrigem Niveau auch der Triticale und des Körnermais), während Roggen und Hafer beständig an Bedeutung verlieren.

Die Kartoffelanbaufläche nahm nach der aktuellen Übersicht des Statistischen Bundesamtes (DESTATIS 2006) in den letzten 10 Jahren um 12,3 % ab, wobei der Anteil Speisekartoffeln an der gesamten Kartoffelanbaufläche bei etwa 40 % liegt. Der spezifische Ertrag lag im Jahre 2005 um etwa 6 % höher als im Durchschnitt der Jahre 1995 bis 2000.

Tab. C 2: Anbautypen und –regionen für den konventionellen Anbau – Übersicht

Abk.	Anbautyp (die wichtigsten Kulturen nach Flächenanteilen)	Anbauregion (regionale Zuordnung soweit sinnvoll)
A_1	Weizen/Zuckerrüben/Wintergerste	südöstliches Niedersachsen
A_2	Weizen/Zuckerrüben (Raps)/Wintergerste	Großraum Harz
A_3	Weizen/Raps/Wintergerste	norddeutsche Küste
A_4	Weizen/(Sommer)Gerste/Raps	südwestliches Thüringen
A_5	Weizen/Hackfrüchte	Köln-Aachener Bucht
A_6	Roggen (Getreide)/Silomais(Raps)	v.a. Brandenburg
A_7	Weizen/(Sommer)Gerste/Körnermais	Südbaden
A_8	Weizen/(Sommer)Gerste/Körnermais	v.a. Mittlerer Neckarraum
A_9	Weizen/(Winter)Gerste/Mais	Münsterland und westl. Niedersachsen
A_10	Weizen/Wintergerste/Silomais/Raps	v.a. Württemberg
A_11	Weizen(Getreide)/Silomais	Nordniedersachsen
A_12	Weizen(Getreide)/Silomais	Rheinland
A_13	Weizen(Getreide)/Silomais	Schleswig-Holstein
A_14	Gerste/Mais/Kartoffeln	Emsland
A_15	Gerste/Mais	Münsterland
A_16	Weizen/Hackfrüchte/Silomais	Niederrhein
A_17	Weizen/Wintergerste/Raps	v.a. Nordhessen
A_18	Weizen/Wintergerste/Raps/Silomais	Württemberg/Ostwestfalen/Franken
A_19	Weizen/Sommergerste/Raps/Silomais	Mittelgebirge (bspw. Mittelrhein)
A_20	Weizen/Sommergerste/Hackfrüchte	v.a. Rheinhessen, Südhessen
A_21	Sommergerste/Raps/Silomais	Hunsrück/Eifel
A_22	Weizen/Gerste/Raps/Silomais	bundesweit verteilt
A_23	Weizen/Sommergerste/Zuckerrüben	v.a. Mittlerer Neckarraum/Pfalz
A_24	Weizen/Sommergerste/Hackfrüchte	Rhein/Neckar/Main
A_25	Weizen/Gerste/Zuckerrüben/Raps	bundesweit verteilt
A_26	Weizen/Sommergerste/Zuckerrüben/Mais	Nordbaden/Südhessen
A_27	Getreide/Kartoffeln	Niedersachsen Ost
A_28	Getreide/Kartoffeln/Silomais	Bayern
A_29	Getreide/Silomais/Kartoffeln	Niedersachsen West
A_30	Weizen/Wintergerste/Raps	bundesweit verteilt; Mittelgebirge
A_31	Weizen/Wintergerste/Raps	v.a. Sachsen
A_32	Weizen/Wintergerste/Raps	Mecklenburg-Vorpommern
A_33	Weizen/Gerste/Raps/Silomais	Sachsen/Thüringen
A_34	Weizen/Gerste/Raps/Silomais	Sachsen
A_35	Getreide/Raps	bundesweit verteilt
A_36	Getreide/Raps	Mecklenburg
A_37	Weizen/Wintergerste/Mais	Niederbayern
A_38	Weizen/Wintergerste/Silomais/Raps	Südbayern/Oberschwaben
A_39	Weizen/Wintergerste/Silomais/Raps	Franken
A_40	Gerste/Mais	Bayerischer Wald
A_41	Gerste/Silomais	Franken
A_42	Weizen/Gerste/Zuckerrüben/Raps	Bayern

Tab. C 3: Übersicht über die Anbautypen im Ackerbau

	in tsd ha	Weizen	Roggen	Wintergerste	Sommergerste	Triticale	Körnermais	Kartoffeln	Zuckerrüben	Raps	Silomais und C
A_1	178,38	55,6%	1,2%	9,8%	2,8%	0,8%	0,1%	1,4%	24,9%	2,8%	0,6%
A_2	498,00	53,6%	0,7%	11,5%	3,1%	1,6%	2,0%	1,5%	8,8%	13,7%	3,4%
A_3	395,50	50,6%	2,1%	10,4%	0,3%	0,4%	0,0%	0,4%	3,2%	26,1%	6,4%
A_4	294,92	46,4%	1,5%	8,2%	14,8%	1,7%	0,0%	0,6%	2,7%	18,9%	5,2%
A_5	141,81	42,6%	1,4%	7,2%	1,6%	0,0%	1,2%	7,6%	30,9%	1,2%	6,2%
A_6	753,99	13,1%	31,8%	10,0%	2,3%	9,4%	1,2%	2,5%	1,6%	9,2%	18,8%
A_7	83,26	19,2%	2,6%	4,6%	8,6%	1,7%	51,9%	1,8%	2,1%	2,3%	5,2%
A_8	101,26	27,9%	1,6%	22,2%	10,2%	1,0%	12,0%	1,7%	1,1%	8,2%	14,2%
A_9	371,93	19,8%	3,8%	18,1%	5,4%	4,4%	22,0%	3,1%	0,4%	3,6%	19,3%
A_10	123,33	32,3%	1,0%	17,7%	8,6%	2,1%	3,6%	0,7%	1,8%	13,1%	19,1%
A_11	212,62	20,7%	9,2%	7,2%	5,5%	6,7%	1,8%	4,0%	1,0%	5,2%	38,8%
A_12	28,26	22,0%	2,9%	14,2%	5,7%	0,0%	7,9%	3,5%	7,1%	1,6%	35,1%
A_13	147,07	16,6%	11,5%	13,4%	0,0%	0,0%	0,0%	1,5%	2,3%	14,1%	40,6%
A_14	210,20	8,0%	5,1%	9,8%	10,3%	6,4%	16,7%	17,9%	0,3%	2,4%	23,1%
A_15	137,14	8,3%	4,0%	15,0%	12,1%	0,0%	21,3%	2,0%	0,6%	1,1%	35,6%
A_16	55,21	20,4%	0,6%	6,3%	1,8%	0,0%	7,5%	16,2%	15,0%	0,8%	31,4%
A_17	109,50	28,6%	4,4%	27,7%	7,2%	4,5%	0,6%	0,6%	1,8%	17,5%	6,9%
A_18	131,49	26,8%	2,5%	27,7%	8,0%	4,4%	2,7%	0,6%	1,1%	14,6%	11,6%
A_19	199,73	21,4%	3,6%	11,8%	28,2%	5,3%	0,3%	3,7%	2,1%	14,4%	9,3%
A_20	54,48	32,5%	1,8%	2,8%	35,7%	0,6%	1,1%	3,5%	20,6%	0,6%	0,8%
A_21	62,51	5,4%	1,7%	17,7%	42,8%	8,8%	0,0%	0,5%	0,0%	14,1%	9,0%

Tab C 3: Übersicht über die Anbautypen im Ackerbau - Fortsetzung

	in tsd ha	Weizen	Roggen	Wintergerste	Sommergerste	Triticale	Körnermais	Kartoffeln	Zuckerrüben	Raps	Silomais und C
A_22	227,35	24,6%	1,4%	18,9%	20,1%	5,5%	0,4%	0,8%	0,4%	16,4%	11,5%
A_23	118,06	35,4%	3,0%	7,7%	20,4%	0,7%	4,2%	2,4%	15,1%	6,4%	4,7%
A_24	33,06	31,0%	5,9%	4,5%	12,3%	0,6%	1,8%	22,8%	15,5%	1,2%	4,4%
A_25	268,32	41,3%	4,1%	17,2%	4,6%	2,4%	1,4%	2,3%	10,9%	11,2%	4,7%
A_26	42,46	32,7%	3,9%	9,9%	15,0%	1,1%	12,3%	2,3%	10,1%	4,8%	7,9%
A_27	223,28	15,5%	9,4%	11,2%	15,3%	7,0%	0,9%	19,3%	11,6%	4,4%	5,4%
A_28	46,73	18,2%	7,2%	9,6%	11,1%	3,0%	1,9%	26,9%	2,7%	8,3%	11,2%
A_29	126,27	14,4%	14,7%	16,2%	6,3%	10,6%	3,6%	11,6%	2,9%	6,1%	13,5%
A_30	347,28	38,3%	3,4%	19,7%	4,3%	3,3%	2,0%	0,9%	4,7%	18,0%	5,4%
A_31	167,34	36,8%	4,3%	18,3%	2,9%	3,4%	4,3%	1,8%	5,4%	18,5%	4,5%
A_32	662,29	42,8%	3,2%	13,3%	1,7%	3,1%	0,3%	1,9%	3,3%	24,6%	5,7%
A_33	262,75	29,6%	3,1%	12,8%	13,4%	5,3%	0,7%	1,2%	1,3%	20,4%	12,4%
A_34	211,63	29,5%	6,9%	15,3%	5,6%	6,3%	1,9%	1,1%	3,0%	18,6%	11,8%
A_35	27,29	25,2%	6,6%	16,1%	15,0%	6,7%	0,1%	0,7%	2,7%	20,4%	6,3%
A_36	242,96	23,3%	17,4%	12,5%	1,7%	7,3%	1,3%	2,3%	1,9%	20,8%	11,6%
A_37	348,88	29,2%	0,7%	14,6%	2,7%	1,5%	16,1%	1,9%	3,9%	6,1%	23,3%
A_38	220,55	30,5%	0,7%	15,1%	6,6%	1,7%	5,0%	3,0%	3,1%	6,7%	27,6%
A_39	151,16	16,7%	4,6%	25,1%	9,1%	6,6%	0,6%	3,5%	1,3%	10,4%	22,3%
A_40	30,95	7,2%	1,8%	25,4%	15,9%	9,8%	0,6%	2,2%	0,0%	3,5%	33,6%
A_41	168,77	8,9%	3,0%	13,4%	35,3%	8,3%	0,1%	2,2%	0,9%	15,8%	12,1%
A_42	319,12	28,9%	3,2%	14,7%	10,8%	4,4%	3,6%	4,3%	11,4%	8,7%	10,1%

In der Bundesrepublik gibt es einige Kreise oder Regionen, in denen der Dauergrünlandanteil deutlich überwiegt. Bezogen auf die Flächengröße sind dies vor allem Schleswig mit einem hohen Anteil an Dauerweiden, einige Kreise in den Mittelgebirgen und Nordniedersachsen mit hohen Anteilen Mähweiden sowie schließlich vor allem die Region Bodensee/Oberschwaben aber auch Schwarzwald und Schwäbische Alb mit einem hohen Anteil Wiesen. In der Region Westpfalz/Saarland weisen Wiesen und Mähweiden gleich große Flächenanteile auf.

Tab. C 4: Übersicht über die Haupttypen einer Dauergrünlandnutzung

Haupttyp	in tsd ha	Wiese (%)	Maehweide (%)	Weide (%)
Wiese	657,1	67	21	12
Maehweide	977,9	17	65	18
Weide	304,0	20	31	46
Maehweide/Wiese	61,4	45	46	8

C 2.3 Ermittlung des Düngebedarfs

Nachdem die Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Flächen in 46 verschiedene Typen unterschieden werden konnte, besteht nun die Aufgabe, die sich daraus ergebenden Mengen Düngemittelbedarf abzuschätzen. Über die spezifischen Bedarfe der einzelnen Kulturen lassen sich in Verbindung mit deren Flächenanteilen für alle Anbautypen die Bedarfe an Pflanzennährstoffen ableiten. Dem liegt der Ansatz zugrunde, dass

- gemäß der guten landwirtschaftlichen Praxis nach Bedarf der angebauten Pflanzen gedüngt wird und
- die Böden eine mittlere Nährstoffversorgung aufweisen.

Eine mittlere Nährstoffversorgung bedeutet, dass gemäß der Nährstoffabfuhr (P_2O_5 , K_2O , MgO) durch die Ernteprodukte gedüngt wird. Der Bedarf an Pflanzennährstoffen entspricht der Abfuhr von der Fläche. Ist die Nährstoffversorgung der Böden geringer, muss über diese Nährstoffabfuhr hinaus bei der Berechnung des Düngebedarfs ein Zuschlag berücksichtigt werden. Sind die Böden überversorgt, muss ein entsprechender Abschlag (50 %) einbezogen werden. Die Versorgungsstufen werden dabei im Detail unter Berücksichtigung von Bodenart, Durchwurzelbarkeit, Steinanteil und Acker- und Grünlandzahl ermittelt. Die Ausgangsgrößen sind nach dem Leitfaden der Landesanstalt für Pflanzenanbau und Pflanzenschutz Rheinland-Pfalz (2000) gemäß den Vorgaben der VDLUFA in Tabelle C 5 aufgeführt.

Tab. C 5: Nährstoffversorgung der Böden für die einzelnen Gehaltsklassen

[mg/100g]	P_2O_5	K_2O	Mg	B	Na
A sehr niedrig	bis 5	bis 5	bis 2	bis 0,34	bis 2
B niedrig	6 - 11	6 - 11	3 - 5	0,35 – 0,69	3 – 5
C anzustreben	12 - 20	12 - 20	6 - 10	0,7 – 0,9	6 – 9
D hoch	21 - 30	21 - 30	11 - 15	0,91 – 1,35	10 – 14
E sehr hoch	ab 31	ab 31	ab 16	ab 1,36	ab 15

Das Ziel einer Düngestrategie ist es, die landwirtschaftlich genutzten Böden mittelfristig in eine mittlere Versorgungssituation zu überführen (Versorgungsstufe C). Entsprechend wurde für die Bilanzierung in diesem Vorhaben für alle Böden eine mittlere Versorgung mit Nährstoffen vorausgesetzt. Die Düngung orientiert sich am Bedarf der angebauten Kulturen, auf eine etwaige Über- oder Unterversorgung der Böden im Einzelfall wird im Rahmen dieses Projektes nicht eingegangen.

C 2.3.1 Ermittlung des Gesamtnährstoffbedarfs

In die Kalkulation werden die jeweils unterschiedlichen Erntemengen einbezogen, indem die entsprechenden landwirtschaftlichen Statistiken auf Ebene der zur Beschreibung der Anbautypen herangezogenen Kreise ausgewertet wurden. Analog zum Vorgehen bei der Ableitung der Flächenanteile der Kulturen für die einzelnen Anbautypen (siehe Tabelle C 1) wurde aus den Angaben zu Erntemengen für diese die Anbautypen abbildende Kreise flächengewichtet die dazugehörigen mittleren Erntemengen für die einzelnen Anbautypen errechnet.

Betrachtet man sich die Erntestatistiken über die Jahre, lassen sich teilweise größere Schwankungen in den Erntemengen aufzeigen. Besonders extrem waren die Jahre 2003 und 2004. Im Jahr 2003 wurde die niedrigste Getreideernte über die letzten 10 Jahre verbucht, das Folgejahr 2004 dagegen wies eine Rekorderntemenge auf. Um diesen Schwankungen gerecht zu werden, wurden die auf Kreisebene verfügbaren Statistiken über mehrere Jahre ausgewertet.

In einem ersten Schritt wurden demnach für alle Kreise aus den Statistiken mittlere Ernteerträge über mehrere Jahre errechnet. Je nach Datenlage für die einzelnen Bundesländer konnten für die Kreise Ernteerträge aus bis zu 5 Jahren ausgewertet werden. Diese Mittelwerte fanden in dem nächsten Bearbeitungsschritt Eingang in die Berechnung der mittleren Erntemengen für jeden einzelnen Anbautyp. Diese spezifischen Erträge der einzelnen Kulturen werden in einem abschließenden Bearbeitungsschritt flächengewichtet zur Ermittlung der Gesamtnährstoffbedarfe pro Hektar für die einzelnen Anbautypen herangezogen.

Der Nährstoffbedarf wurde den Faustzahlen der Betriebsplanung Landwirtschaft 2001/2002 (ACHILLES 2001) entnommen. Bei allen Szenarien wird von einer mittleren Nährstoffversorgung der Böden ausgegangen, d.h. P_2O_5 und K_2O werden gemäß dem Ernteentzug gedüngt. Die Bedarfs-ermittlung beschränkt sich auf N, P_2O_5 und K_2O . Für Kalk wird pauschal die Notwendigkeit zu einer Erhaltungskalkung unterstellt.

Die über viele Jahre und Jahrzehnte übliche landwirtschaftliche Praxis, die Böden reichlich mit P_2O_5 zu versorgen, hat dazu geführt, dass vielerorts eine Überversorgung zu verzeichnen ist bzw. den Böden in der Praxis derzeit weit weniger P_2O_5 zugeführt wird, als es dem aktuellen Bedarf der Feldfrüchte entsprechen würde. Nach den landwirtschaftlichen Statistiken werden derzeit weniger als 20 kg/ha P_2O_5 über Mineraldünger gedüngt, ohne dass sich dies in Ertragseinbußen zeigen würde¹. Ähnliches gilt auch für die Kalkversorgung, auch hier werden derzeit vergleichsweise geringe Mengen auf den Flächen ausgebracht. Bei diesen Kennzahlen ist allerdings zu beachten, dass die verkaufte Menge Mineraldünger auf die gesamte landwirtschaftliche Fläche umgelegt wird. Dies entspricht daher nicht den tatsächlich den Flächen zugeführten Nährstoffmengen, da

¹ Nach Angaben des Statistischen Bundesamtes (2003) wurden im Wirtschaftsjahr 2002/2003 etwa 327.000 t P_2O_5 als mineralische Düngemittel verkauft. Umgelegt auf die gesamte landwirtschaftliche Fläche ergeben sich etwa 13 kg/ha, umgelegt auf die Ackerfläche etwa 26 kg/ha.

Wirtschaftsdünger und andere organische Düngemittel wie bspw. Kompost oder Klärschlamm in der Berechnung nicht berücksichtigt sind.

Tab. C 6: Gesamtnährstoffbedarfe der Pflanzen in Abhängigkeit vom Ertrag bei einer mittleren Versorgung der Böden nach (ACHILLES 2001)

Pflanzenart	Ertrag in t/a	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
Winterweizen	5	125	60	120
	6	150	70	140
	7	175	80	160
	8	200	90	180
Roggen	4	100	50	100
	5	120	60	120
	6	140	70	140
Wintergerste	5	120	60	120
	6	140	70	140
	7	160	80	160
	8	180	90	180
Braugerste	4	50	50	100
	5	60	60	120
	6	70	70	140
Triticale	4	85	40	80
	5	105	50	100
	6	125	60	120
	7	145	70	140
Körnermais	6	160	110	180
	7	180	120	200
	8	200	130	220
	9	220	140	240
Winterraps	2,5	180	80	200
	3	210	90	220
	3,5	230	100	240
Frühkartoffeln	15	100	70	200
	20	120	80	220
	25	140	90	240
	30	160	100	260
Spätkartoffeln	30	130	100	260
	40	150	120	280
	60	190	160	320
Zuckerrüben	40	160	80	300
	50	180	100	340
	60	200	120	360
	70	220	140	380
Silomais	40	120	100	160
	50	160	120	200
	60	200	140	240
	70	240	160	280

Trotzdem bleibt diese Situation zu beachten, nach der derzeit gerade bei Kalk und P₂O₅ in der landwirtschaftlichen Praxis tendenziell eher unter dem Bedarf gedüngt wird. Beides dürfte nur ein vorübergehendes Phänomen sein. Entsprechend warnt bspw. die Landwirtschaftskammer Hannover (2005) davor, weiterhin den Abbau der Bodenvorräte zu betreiben. So hat sich die Situation bei Phosphor von Mitte der 80er Jahre bis zum Jahre 2000 gewandelt, indem sich aus einer Überversorgung eine ausgeglichene Nährstoffsituation (etwa 60 % der Böden in Klasse C) ergeben hat.

Bei Kalium werden seit Jahren negative Salden konstatiert, so dass die mangelversorgten Böden im Jahre 2000 einen Anteil von knapp 30 % erreichten. In der landwirtschaftlichen Praxis wird sich daher mittelfristig eine Düngung nach Entzug einstellen, was in diesem Forschungsprojekt der Bilanzierung zugrunde gelegt wurde.

Die aus der Betriebsplanung Landwirtschaft der KTBL (ACHILLES 2001) übernommenen Werte für den Nährstoffbedarf (brutto) liegen etwas über den tatsächlichen Nährstoffentzügen aus Erntegut und Ernterückstand, wie man bei einem Vergleich mit der Richtlinie zur Ableitung von Düngeempfehlungen der HLFU (HEYN 2002) entnehmen kann. Auch dies entspricht der landwirtschaftlichen Praxis und stützt daher das im Forschungsvorhaben gewählte Vorgehen. Die zur Berechnung übernommenen Werte berücksichtigen das Ertragsniveau, sind aber nicht auf die statistischen Angaben der tatsächlichen Erträge exakt angepasst. Für einen Ertrag von 52 dt/ha Weizen wird bspw. ein Bedarf von 125 kg N angesetzt, für einen Ertrag von 56 dt/ha ein Bedarf von 150 kg N.

In Tabelle C 7 ist am Beispiel eines Anbautyps die Berechnung des spezifischen Nährstoffbedarfs dargelegt. Der spezifische Nährstoffbedarf pro Fläche lässt sich aus dem nach dem Ertragsniveau ausgerichteten Nährstoffbedarf der Feldfrüchte und deren Flächenanteilen in den einzelnen Anbautypen errechnen. Es handelt sich um den Bruttobedarf, d.h. den Bedarf an Pflanzennährstoffen, der für den Aufwuchs der gesamten Pflanze inklusive derjenigen Pflanzenteile, die nicht als Erntegut von der Fläche abgefahren werden, benötigt wird.

Tab. C 7: Ableitung der Gesamtnährstoffbedarfe für Anbautyp Getreide/Kartoffel/Zuckerrüben (Anbautyp A_27)

	Ertrag*	Spez. Nährstoffbedarf [kg/ha]			Flächenanteile [%]	Nährstoffbedarfe [kg/ha]		
	[dt/ha]	N	P ₂ O ₅	K ₂ O		N	P ₂ O ₅	K ₂ O
Weizen	75,6	200	90	180	15,5	30,9	13,9	27,8
Roggen	62,7	140	70	140	9,4	13,2	6,6	13,2
Wintergerste	62,5	140	70	140	11,2	15,7	7,8	15,7
Sommergerste	52,1	60	60	120	15,3	9,2	9,2	18,3
Triticale	62,8	125	60	120	7,0	8,8	4,2	8,4
Körnermais	76,5	200	130	220	0,9	1,9	1,2	2,1
Kartoffeln	421,6	150	120	280	19,3	28,9	23,1	53,9
Zuckerrüben	546,6	180	100	340	11,6	20,9	11,6	39,4
Raps	29,1	210	90	220	4,4	9,2	4,0	9,7
Silomais	438,2	120	100	160	5,4	6,5	5,4	8,7
					Spez. Bedarf	145,1 kg/ha	87,0 kg/ha	197,2 kg/ha

* abgeleitet aus den Kreisstatistiken, flächengewichtet

Für alle Anbautypen wird dieser Gesamtnährstoffbedarf aus den spezifischen Bedarfen der einzelnen Feldfrüchte (ACHILLES 2001) ermittelt, gewichtet über die Flächenanteile. Im ersten Schritt der Berechnung werden die Nährstoffbedarfe der einzelnen Feldfrüchte in Abhängigkeit ihrer Flächenanteile errechnet (Weizen: 200 kg N * 15,5% = 30,9 kg). Im zweiten Schritt werden diese Teilergebnisse aufsummiert (N: 30,9 + 13,2 + ... + 6,5 = 145,1 kg) und damit der Gesamtnährstoffbedarf für diesen Anbautyp pro Hektar Anbaufläche ermittelt. Um den Entzug aus Haupt- und Nebenern-

teprodukten bzw. Erntemenge und Ernterückstände abdecken zu können, ergibt sich ein Gesamtnährstoffbedarf von etwa 145,1 kg/ha N, 87,0 kg/ha P₂O₅ und 197,2 kg/ha K₂O.

Die Erträge der einzelnen Kulturen und damit auch deren Gesamtnährstoffbedarf schwanken von Jahr zu Jahr, stärker noch von Region zu Region bis hin zu einzelnen Betrieben oder Schlägen. Aus der Statistik der „Besonderen Ernte- und Qualitätsermittlung“ (BMVEL 2004) lässt sich ersehen, dass es deutliche regionale Unterschiede in den Ernteerträgen gibt, soweit man dies aus den auf Bundesländer bezogenen Zahlen ableiten darf. Auch gibt es gewisse Schwankungen der Ernteerträge über die Jahre, wobei sich für die meisten Feldfrüchte leicht ansteigende Ernteerträge zeigen mit zwei Ausnahmejahren. Auf das Jahr 2003 mit deutlich niedrigeren Erträgen als dem Durchschnitt folgte ein Jahr 2004 mit überdurchschnittlich hohen Erträgen.

Um aus den Statistiken ablesbaren jährlichen Schwankungen im Ernteertrag gerecht zu werden, wurden aus den landwirtschaftlichen Statistiken für die gewählten Kreise jeweils mittlere Erntemengen über möglichst mehrere Jahre errechnet. Je nach Agrarstatistik der einzelnen Bundesländer konnten auf Kreisebene bis zu 5 Jahre herangezogen werden. In Tabelle C 8 sind die so abgeleiteten Nährstoffbedarfe für die verschiedenen Anbautypen des konventionellen Ackerbaus aufgeführt. Die ermittelten Bedarfe liegen für N zwischen 110 und 202 kg/ha, für P₂O₅ zwischen 67 und 111 kg/ha und für K₂O zwischen 70 und 155 kg/ha und weisen damit deutliche Spannen auf. Auch die Verhältnisse der Bedarfe der einzelnen Pflanzennährstoffe zueinander unterscheiden sich nach den einzelnen Anbautypen, was unmittelbaren Einfluss auf den Düngemittelmix und damit auch letztendlich auf die Schadstofffrachten hat. Die Verhältnisse liegen zwischen 1:0,5:1 und 1:0,6:1,4 bzw. 1:0,7:1,3.

Tab. C 8: Gesamtnährstoffbedarfe für die verschiedenen Anbautypen im konventionellen Ackerbau

[kg/ha]	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	[kg/ha]	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
A_1	202,3	98,1	232,6	A_22	139,9	76,5	155,8
A_2	189,0	91,7	199,6	A_23	154,4	86,9	191,8
A_3	197,9	93,0	198,6	A_24	150,5	88,1	207,2
A_4	165,3	83,3	176,2	A_25	182,8	92,4	200,9
A_5	198,5	106,4	250,8	A_26	154,4	88,4	183,7
A_6	125,1	69,6	138,7	A_27	145,1	87,0	197,2
A_7	156,3	98,0	177,7	A_28	138,5	84,0	185,4
A_8	160,8	90,4	175,7	A_29	148,1	85,3	174,9
A_9	163,8	96,7	180,0	A_30	173,9	86,2	183,6
A_10	162,4	88,6	175,9	A_31	165,7	83,0	177,1
A_11	144,8	89,0	166,8	A_32	188,5	90,2	193,4
A_12	169,6	104,2	200,3	A_33	138,6	73,6	152,7
A_13	155,3	90,8	175,1	A_34	128,3	68,7	144,2
A_14	141,6	95,1	182,8	A_35	128,7	67,3	144,3
A_15	165,0	108,8	192,7	A_36	148,6	76,1	159,4
A_16	175,9	111,5	232,1	A_37	155,2	91,9	175,9
A_17	173,0	86,1	178,9	A_38	153,8	89,8	176,1
A_18	151,7	79,7	161,3	A_39	120,7	70,9	140,7
A_19	128,1	74,2	155,7	A_40	126,6	80,4	149,9
A_20	134,3	80,8	188,4	A_41	110,7	69,4	142,8
A_21	112,8	70,3	143,0	A_42	143,1	80,6	175,5

Die Nährstoffbedarfe bilden die Basis der Düngemittelberechnung und damit der Ableitung der Schadstofffrachten. Mit der Vielzahl an Anbautypen wird die ganze Bandbreite an unterschiedlichen Bedarfen an Pflanzennährstoffen abgedeckt bzw. im Ansatz auch die Situation einzelner Flä-

chen berücksichtigt. Nimmt man bspw. Anbautyp A_5 mit hohen Flächenanteilen von Weizen und Zuckerrüben, so lassen sich für diesen aus Tabelle C 8 im Vergleich zu anderen Anbautypen recht hohe Nährstoffbedarfe erkennen. Würde man dies in Richtung einer Schlagbetrachtung mit einer Fruchtfolge Zuckerrüben / Weizen ändern, so ergäben sich daraus nur geringe Abweichungen im Gesamtnährstoffbedarf. Die Abweichungen liegen für P_2O_5 bei 3 %, für N bei 7 % und für K_2O bei 12 %. Auch mit einem anderen als dem für das Forschungsprojekt gewählten methodischen Ansatz sind Gesamtnährstoffbedarfe zu erwarten, die sich nicht deutlich von den hier für Anbautypen errechneten Werten unterscheiden.

C 2.3.2 Berücksichtigung der Nährstofflieferungen über Ernterückstände und Nachlieferung aus dem Boden

Um aus dem so ermittelten Bedarf an Pflanzennährstoffen den Düngbedarf ableiten zu können, müssen die Nährstoffmengen berücksichtigt werden, die über die Ernterückstände auf den landwirtschaftlichen Flächen verbleiben. Die Abschätzung, wie viel der Ernterückstände auf den Feldern verbleibt, erfolgte nach folgenden Überlegungen. Die Viehhaltung erfolgt nicht mehr im Tiefstreuverfahren, der Strohbedarf ist dementsprechend gering. Zusammen mit dem Strohbedarf für die Pferdehaltung werden 20 % des Strohanfalls von den Flächen abgefahren. Es wird zudem angenommen, dass die energetische Nutzung des Stroh noch nicht in größerem Umfang erfolgt. Zu diesem Zweck von der Fläche abgefahrenen Mengen Ernterückstand müssen nicht berücksichtigt werden. Bei allen anderen diskutierten Ackerfrüchten verbleiben sämtliche Ernterückstände auf der Fläche, die Nutzung von Zuckerrübenblatt als Futtermittel kann mittlerweile vernachlässigt werden. Bei Silomais wird im Prinzip die gesamte Pflanze genutzt und von der Fläche abgefahren. Die Gehalte an P_2O_5 und K_2O gehen in Anlehnung an HEYN (2002) vollständig in die Düngebilanz ein, nicht jedoch der über die Ernterückstände rückgeführte Stickstoff. Nur bei den Ernterückständen der Zuckerrübe und der Kartoffel wird eine Verfügbarkeit von 50 % angenommen.

Tab. C 9: Verhältnis Ernterückstand zu Produktmenge (HEYN 2002)

[%]	Verhältnis Erntegut zu Ernterückstand	unter Berücksichtigung der abgefahrenen Menge Ernterückstand
Winterweizen	0,8	0,64
Roggen	0,9	0,72
Wintergerste	0,8	0,64
Sommergerste	0,7	0,56
Triticale	0,9	0,9
Raps	1,6	1,6
Körnermais	1	1
Zuckerrüben	0,7	0,7
Kartoffeln	0,2	0,2

Die Verhältnisse von Ernterückstand zu Erntegut wurde aus der Hessischen Richtlinie zur Ableitung von Düngempfehlungen aus Bodenuntersuchungen (HEYN 2002) übernommen, die den Arbeitsbericht des AK Nährstoffhaushalt und Düngberatung beim VLK von April 2001 als Quelle benutzen. Sie decken sich nicht in allen Feldfrüchten mit den Angaben aus

KALTSCHMITT/HARTMANN (2001). Ebenfalls aus dieser Quelle (Heyn 2002) wurden die Nährstoffgehalte für die Ernterückstände übernommen. Sie entsprechen weitgehend auch Daten anderer landwirtschaftlicher Institutionen wie bspw. der Landwirtschaftskammer Hannover (2003). Es gibt Abweichungen, größere aber nur bei Kartoffelkraut bezüglich P_2O_5 .

Zur Ermittlung des Düngebedarfs muss neben den Ernterückständen (P_2O_5 und K_2O) auch die Nachlieferung von Stickstoff aus dem Boden berücksichtigt werden. Eine Nachlieferung erfolgt dabei immer, auch bei einer rein mineralischen Düngung. Der anorganische, lösliche Bodenstickstoff wird im zeitigen Frühjahr durch die Nmin-Methode als pflanzenverfügbarer Stickstoffvorrat erfasst. Da die Stickstoffmineralisation stark von der Witterung abhängt, erfolgt die Analyse unmittelbar vor Ausbringung der N-Dünger. Relevant sind vor allem die Nmin-Werte bis zu einer Bodentiefe von 60cm. Die Höhe der Nmin-Werte ist neben der Witterung (Temperatur, Wasserhaushalt) auch von den Böden und der Vorfrucht, aber auch von der organischen Düngung abhängig, die Spannweiten sind dabei enorm und können dabei deutlich über 100 kg/ha aufweisen. In die Nmin-Werte fließen auch die N-Frachten mit ein, die über eine atmosphärische Deposition auf die Böden gelangen.

Die Nmin-Werte sind tendenziell immer dann höher, wenn die Flächen mit organischen Düngemitteln gedüngt werden (LWK WESER-EMS 2001). Da über diese Düngemittel größere Mengen organisch gebundenen Stickstoffs in die Böden eingearbeitet werden, die erst über längere Zeit pflanzenverfügbar werden, ist bei diesen Flächen die Nachlieferung grundsätzlich höher als bei reiner mineralischer Düngung. Die verschiedenen organischen Düngemittel unterscheiden sich nach ihrer N-Verfügbarkeit, d.h. des Anteils, der im Anwendungsjahr in der Düngebilanz berücksichtigt werden kann. Für die Bilanzierung wird jedoch davon ausgegangen, dass die N-Nachlieferung des Bodens tendenziell gleich ist, unabhängig davon, welche Art von organischen Düngemitteln auf den Flächen über Jahre ausgebracht werden.

Tab. C 10: Ableitung der über Ernterückstände dem Boden zugeführte Nährstoffmengen – Anbautyp Getreide/Kartoffeln/Zuckerrüben (Anbautyp A_27)

	Ertrag [dt/ha]	Verhältnis Rückstand zu Erntemenge	Ernterück- stände [dt/ha]	Flächenan- teil [%]	Nährstofffrachten [kg/ha] (spez. Gehalte nach LUFA Kassel (HEYN 2002))		
					N	P_2O_5	K_2O
Weizen	75,6	0,6	48,4	15	3,74	2,25	10,48
Roggen	62,7	0,7	45,2	9	2,12	1,27	5,94
Wintergerste	62,5	0,6	40,0	11	2,24	1,35	6,28
Sommergerste	52,1	0,6	29,2	15	2,23	1,34	6,24
Triticale	62,8	0,9	56,6	7	1,99	1,19	5,56
Körnermais	76,5	1,0	76,5	1	0,91	0,22	1,02
Kartoffeln	421,6	0,2	84,7	19	3,26	4,90	22,84
Zuckerrüben	546,6	0,7	378,4	12	17,55	13,16	61,43
Raps	29,1	1,6	46,6	4	1,43	0,61	2,87
Silomais	438,2	0	0,00	5	0,00	0,00	0,00
					9,5 kg/ha	26,3 kg/ha	122,7 kg/ha

Tab. C 11: Verbleibender Düngebedarf für die einzelnen Anbautypen

[kg/ha]	N (bei ausschließlich min. Düngung)	N (bei org. Düngung)	P ₂ O ₅	K ₂ O
A_1	143,2	123,2	58,0	45,2
A_2	139,8	119,8	68,2	90,1
A_3	150,7	130,7	75,6	117,1
A_4	119,8	99,8	68,3	106,0
A_5	132,9	112,9	57,0	20,7
A_6	82,5	62,5	59,2	89,9
A_7	114,3	94,3	79,6	91,6
A_8	118,4	98,4	76,7	111,8
A_9	122,8	102,8	82,0	111,3
A_10	118,4	98,4	75,6	115,4
A_11	103,2	83,2	79,1	120,6
A_12	123,6	103,6	86,5	117,7
A-13	111,1	91,1	79,7	123,2
A_14	101,0	81,0	81,2	117,9
A_15	124,3	104,3	96,5	190,2
A_16	123,9	103,9	82,5	96,9
A_17	128,2	108,2	71,1	108,7
A_18	108,4	88,4	67,1	102,5
A_19	83,9	63,9	61,5	96,4
A_20	78,1	58,1	47,5	32,8
A_21	70,4	50,4	60,7	97,8
A_22	96,7	76,7	65,6	105,0
A_23	100,8	80,8	57,8	55,8
A_24	98,0	78,0	58,0	66,6
A_25	132,1	112,1	66,9	81,7
A_26	105,5	85,5	65,1	74,8
A_27	95,6	75,6	60,8	74,6
A_28	94,9	74,9	69,4	117,4
A_29	105,0	85,0	69,0	98,7
A_30	127,1	107,1	68,3	99,9
A_31	118,5	98,5	64,5	90,7
A_32	141,2	121,2	72,9	112,5
A_33	94,2	74,2	62,1	99,2
A_34	83,7	63,7	57,1	89,8
A_35	83,6	63,6	54,9	86,5
A_36	103,9	83,9	63,2	99,3
A_37	110,7	90,7	76,6	104,3
A_38	110,1	90,1	76,9	115,8
A_39	78,2	58,2	61,6	97,1
A_40	86,1	66,1	73,6	118,0
A_41	67,7	47,7	59,6	97,1
A_42	92,6	72,6	57,3	66,7

Zur Abgrenzung für die verschiedenen Düngeszenarien wird pauschal folgende Nachlieferung bei der Düngebilanz berücksichtigt: Bei einer mineralischen Düngung wird ein Nmin-Gehalt von 40 kg/ha angenommen. Dies entspricht nach einer Übersicht der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft und weiteren verschiedenen Quellen in etwa dem langjährigen Mittel. Für die Düngung mit Klärschlamm und Kompost aber auch Wirtschaftsdünger wird pauschal ein Wert von 60 kg/ha angenommen. Dieser einheitliche Wert berücksichtigt die unterschiedliche N-Verfügbarkeit im Anwendungsjahr in Verbindung mit den unterschiedlichen Ausgangsgehalten.

Der Düngbedarf für die einzelnen Anbautypen ergibt sich aus dem Gesamtnährstoffbedarf, der sich aus dem spezifischen Bedarf an Pflanzennährstoffen der einzelnen Kulturpflanzen in Abhängigkeit von Ernteerträgen ergibt und die anrechenbaren Nährstoffgehalte der Ernterückstände und die Nachlieferung der Böden (nur bei N) berücksichtigt. Tabelle C 11 gibt einen Überblick über die entsprechenden Bedarfe der einzelnen Anbautypen, die der Berechnung zugrunde gelegt wurden.

Abweichend vom Vorgehen bei Ackerflächen wurden für das Dauergrünland keine Erträge aus den landwirtschaftlichen Statistiken auf Kreisebene ausgewertet, sondern Pauschalannahmen getroffen (ACHILLES 2001). Bei Mähweiden wurden neben der Beweidung 2 Schnitte angesetzt. Die Düngempfehlungen der Landwirtschaftskammer Hannover (LWK, 2003) weichen von den in Tabelle C 12 genannten Werten etwas ab, vor allem die Empfehlungen für K_2O liegen deutlich höher. Abgeleitet aus den verbleibenden Nährstoffbedarfen der einzelnen Bewirtschaftungsformen lassen sich über die Flächenanteile Düngbedarfe der einzelnen Bewirtschaftungstypen errechnen. In den in Tabelle C 12 genannten Düngbedarfen sind nach Angaben des KTBL die Nährstoffe berücksichtigt, die über die Weidetiere den Flächen zugeführt werden.

Tab. C 12: Düngbedarf für die Dauergrünlandtypen (ACHILLES 2001, verändert)

[kg/ha]	N	P_2O_5	K_2O
Wiesen	130	90	70
Mähweiden	170	60	100
Weiden	180	40	35

C 2.4 Bedarfsdeckung über verschiedene Düngestrategien

Zur Deckung der aufgezeigten Bedarfe an Pflanzennährstoffen stehen den Landwirten unterschiedliche Möglichkeiten offen.

1. Düngung über eine Kombination aus Wirtschaftsdünger und Mineraldünger

Bei einem Mischbetrieb, d.h. einem landwirtschaftlichen Betrieb mit Ackerbau und Viehhaltung, stehen zunächst die Entsorgung bzw. Nutzung der betriebseigenen Wirtschaftsdünger im Vordergrund. Soweit möglich wird daher der Nährstoffbedarf der Pflanzen bzw. der Düngbedarf auf den landwirtschaftlichen Flächen zunächst über Wirtschaftsdünger gedeckt. Bei Wirtschaftsdünger handelt es sich aber um einen organischen Mehrnährstoffdünger, dessen Nährstoffzusammensetzung nie genau mit dem Bedarf der zu düngenden Kulturen übereinstimmt. Eine Bedarfsdeckung auch des letzten Pflanzennährstoffes ausschließlich über Wirtschaftsdünger wäre mit Güllemengen verbunden, die bei den anderen Nährstoffen zu einer deutlichen Überversorgung führen würden. Dies entspricht nicht der guten landwirtschaftlichen Praxis und ist rechtlich nicht zulässig.

Nach Düngeverordnung §4 (5) Düngebedarfsermittlung dürfen maximal 20 % des Gesamtstickstoffgehaltes des Düngemittels (Wirtschaftsdüngers) als Ausbringungsverlust angerechnet werden. Im Rahmen dieses Projektes wird unterstellt, dass dieser Spielraum möglichst ausgeschöpft wird. Dabei muss natürlich beachtet werden, dass die Höchstbegrenzung an Stickstoff (170 kg/ha auf Ackerland) nach §3 (7) der Düngeverordnung von 1996 (zuletzt geändert 2003) nicht überschritten wird.

Für das Szenario einer Düngung mit Wirtschaftsdünger wird nicht unrealistisch unterstellt, dass die Viehhaltung in einem Mischbetrieb flächengebunden erfolgt und soviel betriebseigener Wirtschaftsdünger zur Verfügung steht, dass eine Düngung bis zur Deckung des Bedarfs des ersten Pflanzennährstoffes durchgeführt werden kann. Bei den der Berechnung zugrundeliegenden Bedarfstypen ist meist K_2O die limitierende Größe für die Wirtschaftsdüngeremenge.

Des Weiteren wird unterstellt, dass bei Ackerfrüchten die Stickstoffdüngung abgestimmt nach dem Bedarf der Feldfrüchte und damit mehrmals während der Vegetationszeit erfolgt. Eine Überkopfdüngung mit Wirtschaftsdünger ist jedoch nur selten sinnvoll. Zudem ist bei Wirtschaftsdüngern wie auch bei anderen organischen Düngemitteln die Nährstoffverfügbarkeit und hier insbesondere die Verfügbarkeit von Stickstoff schlecht kalkulierbar. Diese Düngestrategie wird daher nie versuchen, den gesamten Bedarf an Stickstoff rechnerisch über Wirtschaftsdünger abzudecken, sondern sich die Möglichkeit offen halten, den Kulturen bereits in der Vegetationszeit gezielt sofort verfügbaren Stickstoff zuführen zu können. Für die nachfolgende Bilanzierung wird daher davon ausgegangen, dass der rechnerische Bedarf an Stickstoff nur zu maximal 70 % aus pflanzenverfügbarem N des Wirtschaftsdüngers gedeckt wird. Das deckt sich im Mittel über alle Kulturpflanzen auch mit den Empfehlungen der Landwirtschaftskammer Hannover, nach der die Düngung mit Wirtschaftsdünger bei Hackfrüchten und Mais nur zur Saat erfolgen soll, bei Getreide nur zu einem Drittel bis zur Hälfte vor Aufgehen der Saat. Wie bereits erwähnt wird die Menge an Wirtschaftsdünger für die einzelnen Anbautypen jedoch in aller Regel nicht durch Stickstoff sondern durch K_2O limitiert.

Im Anwendungsjahr werden P_2O_5 und K_2O zu 100 % als pflanzenverfügbar angesetzt. Nach KTBL (ACHILLES 2001) ist dieser Wert niedriger. In der Ermittlung des Düngebedarfs muss jedoch auch die Nachlieferung des Bodens berücksichtigt werden, so dass diese Rate von 100 % angemessen ist. Für Stickstoff werden deutlich geringere Raten erreicht. Nach KTBL (ACHILLES 2001) ist zunächst der Anteil an Ammonium am Gesamtstickstoff pflanzenverfügbar. Dessen Anteil wird für Rindergülle mit 50 %, für Schweinegülle mit 60 % angenommen. Darüber hinaus können jeweils 12,5 % des organisch gebundenen N für das Anwendungsjahr angerechnet werden. Für Hühnerkot wird in Anlehnung an eine Düngeempfehlung 60 % bezogen auf $N_{ges.}$ in der Berechnung der Düngemittel angesetzt.

Eine Düngestrategie besteht daher in einer Kombination aus Wirtschaftsdünger mit einer gezielten Aufdüngung über Mineraldünger gemäß dem verbleibenden Restbedarf. Das heißt, dass für alle Anbautypen die nach der Gülleausbringung verbleibenden Restbedarfe an Pflanzennährstoffen über Mineraldüngergaben gedeckt werden; je nach den unterschiedlichen Restbedarfen in unterschiedlichen Mengen an Einnährstoff- oder Kombidüngern.

2. Düngung über ausschließlich Mineraldünger

Eine weitere Düngestrategie in der konventionellen Landwirtschaft ist die ausschließliche Düngung mit Mineraldüngern. Dies stellt eine Option gerade für viehlose Betriebe dar. Eine ausreichende Humusreproduktion ist immer dann gewährleistet, wenn Ernterückstände auf den Flächen verbleiben und in die Böden eingearbeitet werden. Handelt es sich nicht um reine Marktfruchtbetriebe bzw. wird die Flächenbewirtschaftung nachhaltig d.h. unter Beachtung der entsprechenden Frucht-

folgen betrieben, ist diese Humusreproduktion auch dann gewährleistet, wenn keine organischen Düngemittel auf den Flächen ausgebracht werden.

Die Düngestrategie einer Bedarfsdeckung über eine reine Mineraldüngung besteht aus der Anwendung einer Kombination verschiedenster Düngemittel, d.h. Mehrnährstoff- und Einnährstoffdüngern. Für die nachfolgende Bilanzierung wird davon ausgegangen, dass die Düngung in der abnehmenden Priorität von N/P/K-Dünger, 2-Nährstoffdünger und 1-Nährstoffdünger erfolgt. Die Berechnung der Düngemittelgaben erfolgt demnach zunächst über N/P/K-Düngung, dann je nach verbleibendem Restbedarf mit N/P- oder P/K-Dünger sowie dem danach verbleibenden Bedarf mit Einnährstoffdüngern. Diese Priorisierung spiegelt sich auch in den Verkaufszahlen für mineralische Düngemittel wider, entspricht aber beispielsweise nach Aussage der LUFA Kassel nicht mehr der Beratungspraxis. Hier wird auch bei der Grunddüngung eher die Gabe von 1-Nährstoffdüngemittel empfohlen.

3. Düngung über eine Kombination aus kommunalen Klärschlämmen oder Kompost und Mineraldünger

Werden in einem viehlosen Betrieb organische Düngemittel zur Sicherung einer ausreichenden Humusreproduktion oder zur Aktivierung des Bodenlebens organische Düngemittel eingesetzt, so ist es rechtlich möglich, hierzu vor allem kommunale Klärschlämme und Komposte zu verwenden, so nicht auf Wirtschaftsdünger aus benachbarten viehhaltenden Betrieben zurückgegriffen wird. Auch bei diesen Düngemitteln lässt sich, wie bei Wirtschaftsdünger, die Nährstoffverfügbarkeit und hier insbesondere die Verfügbarkeit von Stickstoff nur schwierig kalkulieren. Wie bei den Wirtschaftsdüngern wird daher für die Bilanzierung davon ausgegangen, dass der rechnerische Stickstoffbedarf nur zu maximal 70 % über den pflanzenverfügbaren Stickstoff im organischen Düngematerial und der verbleibende Restbedarf über mineralische Düngemittel abgedeckt wird. Bei der Berechnung der Düngemittelmengen für die verschiedenen Anbautypen wird die Menge an Klärschlamm oder Kompost jedoch nicht über den Stickstoff, sondern über andere Pflanzennährstoffe begrenzt. Bei Klärschlamm ist es in der Regel P_2O_5 , bei Kompost – sofern die Begrenzung nicht über die gesetzlich zulässige Höchstmenge erfolgt – K_2O . Kommunale Klärschlämme dürfen nach den Vorgaben des Gesetzgebers nur maximal mit 1,67 t Trockenmasse (Klärschlammverordnung) eingesetzt werden, Komposte mit 6,67 t Trockenmasse (Bioabfallverordnung).

Wie bei Wirtschaftsdüngern kann nicht der gesamte Nährstoffgehalt der organischen Düngemittel in die Düngebilanz einbezogen werden. Nach SCHAAF (1994) kann die Stickstoffverfügbarkeit für das Anwendungsjahr für Kompost mit 10 % angesetzt werden, für kommunale Klärschlämme werden 20 % angenommen, in beiden Fällen bezogen auf den Gehalt an $N_{ges.}$. Strittig ist die Frage der P-Verfügbarkeit bei kommunalen Klärschlämmen. Für die Bilanzierung wurde, wie auch für K_2O , das günstige Szenario einer 100 %igen Verfügbarkeit angenommen. In der Praxis weisen die eisen- oder aluminium- gefällten Klärschlämme deutlich geringere P-Verfügbarkeiten auf. Für K_2O und P_2O_5 wurde auch für Komposte eine vollständige Pflanzenverfügbarkeit angenommen.

Für alle Arten mineralischer Düngemittel wurden exemplarisch gängige Produkte zugrunde gelegt. So wurde für NPK ein Dünger 15/15/15 angenommen, was eine Düngemittelmenge von 2,2 kg pro kg Wirkstoffmenge entspricht. Als NP-Dünger wurde die Verwendung von Diammonphosphat (18/46) angenommen, was einer spez. Düngemenge von 1,6 kg pro kg Wirkstoffmenge entspricht. Für den PK-Dünger wurde 14/14 angenommen (3,6 kg/kg), für die reine N-Düngung Kalkammonsalpeter (3,7 kg/kg), für die reine P_2O_5 -Düngung Superphosphat (5,6 kg/kg) und die reine K_2O -Düngung Kornkali (Kaliumchlorid; 2,5 kg/kg). Für Kalk werden durchschnittliche Werte zur Erhaltungskalkung zugrunde gelegt.

Tab. C 13: Anrechenbare Nährstoffgehalte für organische Düngemittel (KRATZ 2005, verändert), als Mittelwert

[kg/m ³] in Klammer: [kg/t TM]	N ^{a)}	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO
Rindergülle	2,6 (35,2)	1,4 (19)	5,3 (71)	2 (26,7)
Schweinegülle	2,9 (39,2)	4,2 (56)	5,7 (76)	3 (40)
[kg/t] in Klammer: [kg/t TM]				
Geflügelkot	16 (20)	30,4 (38)	25,6 (32)	65 (81,2)
Kompost ^{b)}	1,0 (1,5)	5,5 (8,3)	8,3 (12,6)	31,6 (47,9)
Klärschlamm ^{c)}	2,4 (8,1)	15,6 (52)	1,5 (4,9)	48 (160)

a) für Wirtschaftsdünger unter Berücksichtigung eines Ausbringungsverlustes von 20%

b) es wird nicht zwischen Frisch- und Fertigkompost unterschieden; Gehalte nach (REINHOLD 2004)

c) P₂O₅- und N-Gehalt des Klärschlammes nach Daten des Umweltbundesamtes

In Tabelle C 13 sind die Nährstoffgehalte der verschiedenen Wirtschaftsdünger genannt. Sie unterscheiden sich nicht nur in den Nährstoff-, sondern auch in den Schadstoffgehalten und mussten daher ausdifferenziert berechnet werden. In einem ersten Schritt wurde daher zunächst für alle Anbautypen der Viehbestand aus den zugehörigen Kreisstatistiken ermittelt und für alle einzelnen Anbautypen jeweils ein spezifischer Wirtschaftsdüngermix errechnet, als dem über die Großvieheinheiten aus Rinder, Schweine und Geflügel gewichteten Mittel. Daraus lässt sich für jeden Anbautyp ein mittlerer spezifischer Nährstoff- und Schadstoffgehalt der Wirtschaftsdünger ableiten.

In den Anbauregionen überwiegen die Güllemengen aus der Rinderhaltung. Deren Gülleanteile liegen im Bereich zwischen knapp 50 % und >90 %. Der Anteil der Schweinehaltung am Gülleanfall liegt zwischen knapp 7% und 46%, der Anteil aus der Geflügelhaltung spielt meist keine große Rolle. Da konventionelle landwirtschaftliche Betriebe nur eine Tierart halten, wird zumindest auf den hofeigenen Flächen nur einer der Wirtschaftsdüngerarten ausgebracht. Da Viehhaltung auch nicht flächengebunden erfolgt, gelangen die nicht auf hofeigenen Flächen applizierbaren Wirtschaftsdünger zu benachbarten viehlosen Betrieben, die im Mittel über die Jahre folglich Wirtschaftsdünger gemäß dem Viehbesatz der Region auf die Flächen ausbringen. Für die Anbautypen mit einem hohen Schweineanteil werden weitere Düngeszenarien in die Bilanzierung aufgenommen, die eine ausschließliche Schweinegülleapplikation unterstellen. Es handelt sich um die Anbautypen A_9, A_14, A_15, A_25 und A_31.

Für diese Ableitung des Düngemittelmixes (d.h. der jeweiligen Mischung aus Rinder- und Schweinegülle sowie Geflügeltrockenkot) wurden die Kopffzahlen der Rinder pauschal mit 0,6 Großvieheinheiten (als Mittel zwischen 0,3 für Kälber und 1 für Rinder >2a) angesetzt, für Schweine mit 0,1 Großvieheinheiten (als Mittel aus 0,01 für Ferkel und 0,16 für Mastschweine) und für Geflügel einheitlich 0,004 Großvieheinheiten. Das spezifische jährliche Gülleaufkommen beträgt bei Rindern 19 m³/GV (16 m³ für Mastbullen und 22 m³ für Milchvieh), bei Schweinen 15 m³/GV und bei Geflügel 146 m³/1000 Tiere. Die Angaben zu den Gehalten an Pflanzennährstoffen entstammen dem parallelen Forschungsprojekt (KRATZ 2005), das auch Angaben zur Schadstoffbelastung zur Verfügung stellen konnte. Die Daten weichen etwas von denen der KTBL (ACHILLES 2001) ab, was angesichts der großen Bandbreiten auch nicht verwunderlich ist. Die Nährstoffgehalte der KTBL liegen fast durchgängig etwas unter den in Tabelle C 13 genannten Werten.

C 2.4.1 Bedarfsdeckung über die verschiedenen Düngestrategien - Ackerbau

In Tabelle C 14 sind für die einzelnen Anbautypen die Reinnährstoffmengen an Pflanzennährstoffen genannt, die über Wirtschaftsdünger und in Ergänzung dazu über Mineraldünger pro ha Ackerfläche und Jahr rechnerisch ausgebracht werden müssen. Die Menge CaO stellt unter MD (Mineraldünger) den Restbedarf dar, der nicht bereits über CaO-Anteile anderer Mineraldünger abgedeckt ist.

In der Übersicht zeigt sich, dass in den meisten Fällen der Bedarf an K_2O über die Wirtschaftsdünger abgedeckt werden kann, bzw. dieser Pflanzennährstoff bei der Berechnung der zulässigen Wirtschaftsdüngermengen den limitierenden Faktor darstellt. Die Wirtschaftsdüngermengen liegen im Bereich zwischen 4 und 23 m^3/ha^2 . In einem Fall wird die maximale Wirtschaftsdüngermenge durch die rechtliche Begrenzung der Gesamtstickstofffrachten (170 kg/ha) limitiert.

Da meist die Kaliumfracht der limitierende Faktor bei der Wirtschaftsdüngerausbringung war, erfolgt die Aufdüngung über Mineraldünger zunächst vor allem über NP-Dünger und nachfolgend Einnährstoffdünger. Die limitierende Größe ist hierbei der Bedarf an P_2O_5 , so dass der verbleibende Bedarf vor allem über N-Dünger gedeckt wird. Da hier die Düngung mit Kalkammonsalpeter angenommen wurde, wird ein Teil des CaO-Bedarfs nicht nur über den Wirtschaftsdünger, sondern auch über den Stickstoffdünger gedeckt. Trotzdem verbleibt ein vergleichsweise hoher Restbedarf an CaO, der über gezielte Kalkgaben gedeckt werden muss.

Um den Bedarf an Stickstoff über Kompost abdecken zu können, müssten bei den gegebenen Randbedingungen, d.h. insbesondere der niedrigen N-Verfügbarkeit rechnerisch über alle Anbautypen bis etwa 90 t/ha ausgebracht werden. Dies übersteigt weit die nach Bioabfallverordnung zugelassenen 10,1 t/(ha*a) Frischmasse. Nur in wenigen Fällen ist nicht dieser rechtliche Rahmen der limitierende Faktor, sondern die Bedarfsdeckung für K_2O .

Aufgrund dieser Diskrepanz zwischen ausgebrachter Düngemittelmenge und Deckung des Bedarfs an Pflanzennährstoffen erfolgt die Deckung dieses Restbedarfs in den meisten Fällen zunächst mit größeren Gaben an N/P/K-Dünger (15/15/15), ergänzt um kleinere Mengen an N/P-Dünger. Die relativ hohen CaO-Gehalte des Kompostes in Verbindung mit einem größeren Bedarf an Stickstoffdünger führt in einigen Fällen rechnerisch zu einer Überversorgung an CaO. Der der Berechnung zugrunde gelegte Kalkammonsalpeter verfügt mit 13% über einen vergleichsweise hohen Anteil an CaO. Für diese Bilanzierung wird unterstellt, dass CaO bei der Erstellung eines Düngungsplans nicht als limitierende Größe angesehen wird. Bei der Berechnung der Schadstofffrachten werden die Überschussmengen verrechnet, da es sich um eingesparte Stoffströme für die Folgefucht handelt.

Für die Anbautypen müssten unter den gegebenen Randbedingungen, d.h. insbesondere der vergleichsweise geringen N-Verfügbarkeit, rechnerisch große Massen pro Hektar Klärschlamm ausgebracht werden. Trotzdem ist in aller Regel nicht die gesetzlich erlaubte Höchstmenge von 5,6 t Feuchtmasse (30% TS-Gehalt) der limitierende Faktor. In den meisten Fällen wird mit etwas geringeren als den erlaubten Mengen rechnerisch der Bedarf an P_2O_5 gedeckt.

Entsprechend erfolgt in diesen Fällen die Aufdüngung auch nicht über einen N/P/K-Dünger, sondern über die Einzelnährstoffdünger Kalkammonsalpeter und Kaliumchlorid. Aufgrund der relativ hohen Restbedarfe an Stickstoff und der nicht geringen CaO-Gehalte des Klärschlammes kommt es in vielen Fällen rechnerisch zu einer Überversorgung an CaO. Es wird davon ausgegangen, dass

² Es wurde vereinfachend ein Volumen-Gewichtsverhältnis von 1:1 angesetzt.

CaO nicht als limitierender Faktor in einer Düngeplanung gesehen wird. Bei der Berechnung der Schadstofffrachten werden die Überschussmengen verrechnet, da es sich um eingesparte Stoffströme für die Folgefrucht handelt.

Tab. C 14: Pflanzenverfügbare Wirkstoffmenge nach Düngemittelarten – Düngestrategie Wirtschaftsdünger

	Nges-Fracht über WD	WD-Menge (feucht)	Wirkstoffmenge über Wirtschaftsdünger WD [kg/ha]				Wirkstoffmenge über Mineraldünger MD [kg/ha]			
			[kg/ha]	[m³/ha]	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	N	P ₂ O ₅
A_1	58,9	8,1	22,9	20,2	45,2	22,7	100,4	37,8	0,0	211,1
A_2	119,4	15,2	46,4	45,0	90,1	58,6	73,4	23,2	0,0	185,4
A_3	155,9	21,1	59,0	45,9	117,1	56,8	71,7	29,7	0,0	189,3
A_4	141,7	17,1	55,2	56,8	106,0	79,8	44,6	11,5	0,0	175,9
A_5	28,1	3,7	10,4	7,2	20,7	10,0	102,5	49,8	0,0	225,1
A_6	117,2	16,2	43,7	29,6	87,6	36,2	18,7	29,6	2,3	236,0
A_7	123,7	16,7	45,9	30,9	91,6	41,2	48,4	48,7	0,0	219,6
A_8	146,8	19,8	56,7	49,7	111,8	58,3	41,7	27,0	0,0	201,7
A_9	146,1	17,2	58,7	70,3	111,3	93,8	44,0	11,6	0,0	162,2
A_9 Schw.	127,3	19,5	57,3	82,0	111,2	58,5	45,5	0,0	0,1	194,6
A_10	154,9	21,2	57,8	39,9	115,4	50,5	40,6	35,7	0,0	211,6
A_11	157,6	21,4	58,2	38,0	116,5	50,9	25,0	41,1	4,1	221,0
A_12	158,3	21,2	59,2	43,2	117,7	57,0	44,4	43,3	0,0	204,7
A_13	164,3	22,6	61,6	43,7	123,2	52,8	29,5	36,0	0,0	214,8
A_14	141,9	15,5	56,7	70,1	106,0	102,9	24,3	11,1	11,9	165,7
A_14 Schw	125,9	19,3	56,7	81,1	110,0	57,9	24,3	0,1	7,9	205,4
A_15	169,9	23,0	66,9	64,6	131,3	71,9	37,4	32,0	58,9	200,5
A_15 Schw	150,0	23,0	67,5	96,5	131,0	69,0	36,8	0,0	59,2	188,3
A_16	127,3	17,6	48,7	39,1	96,9	44,1	55,2	43,4	0,0	212,5
A_17	143,5	20,0	54,5	41,3	108,7	46,9	53,8	29,8	0,0	207,8
A_18	134,2	18,4	51,7	43,7	102,5	49,4	36,7	23,4	0,0	212,4
A_19	121,3	16,5	44,7	28,7	89,6	38,4	19,2	32,9	6,8	235,5
A_20	43,6	5,8	16,6	13,9	32,8	17,4	41,5	33,6	0,0	243,9
A_21	95,9	13,2	35,3	21,7	70,9	28,2	15,1	39,0	26,9	246,8
A_22	139,5	19,1	52,7	39,4	105,0	47,5	24,0	26,2	0,0	220,9
A_23	74,6	10,0	28,2	21,9	55,8	28,1	52,6	35,8	0,0	228,3
A_24	90,0	12,1	33,4	22,8	66,6	30,9	44,6	35,2	0,0	229,2
A_25	105,7	14,5	41,4	38,2	81,7	41,5	70,7	28,6	0,0	204,9
A_25 Schw	93,5	14,3	42,1	60,2	81,7	43,0	70,0	6,7	0,0	199,6
A_26	99,8	12,9	38,2	33,7	74,8	44,4	47,3	31,4	0,0	213,7
A_27	98,1	13,1	37,9	33,9	74,6	40,8	37,7	26,9	0,0	221,1
A_28	134,7	17,3	52,4	50,7	102,1	64,4	22,5	18,7	15,3	207,8
A_29	133,1	18,3	49,2	31,7	98,7	40,9	35,8	37,3	0,0	224,0
A_30	132,5	17,6	50,7	42,7	99,9	53,1	56,4	25,6	0,0	199,6
A_31	116,9	16,2	46,0	43,2	90,7	45,8	52,5	21,3	0,0	208,0
A_31 Schw	100,3	15,4	45,1	64,5	87,6	46,1	53,3	0,0	3,1	199,6
A_32	153,4	19,1	57,6	47,5	112,5	71,5	63,6	25,3	0,0	177,6
A_33	133,2	17,9	49,9	36,6	99,2	47,6	24,3	25,6	0,0	220,5
A_34	118,5	15,0	44,6	36,4	87,4	52,7	19,1	20,6	2,4	217,7
A_35	117,3	14,9	44,1	36,1	86,5	52,2	19,5	18,8	0,0	217,0
A_36	134,7	17,6	50,2	37,1	99,3	52,4	33,7	26,1	0,0	211,3
A_37	138,6	19,4	52,0	36,1	104,3	41,8	38,7	40,5	0,0	222,2
A_38	156,9	21,7	57,5	33,8	115,8	44,4	32,6	43,1	0,0	223,0
A_39	109,5	15,2	40,7	26,8	81,8	32,3	17,5	34,7	15,3	242,7
A_40	126,7	17,5	46,2	26,5	93,2	35,5	19,8	47,1	24,8	239,5
A_41	90,1	12,5	33,4	21,2	67,1	26,2	14,3	38,4	30,0	248,8
A_42	87,8	12,3	33,3	24,8	66,7	27,3	39,3	32,5	0,0	234,9

¹ CaO-Restbedarf

Tab. C 15: Pflanzenverfügbare Wirkstoffmenge nach Düngemittelarten – Düngestrategie Kompost

	Ko-Menge feucht [t/ha]	Wirkstoffmenge über Kompost [kg/ha]				Wirkstoffmenge über Mineraldünger MD [kg/ha]			
		N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO ¹
A_1	5,4	5,4	29,7	45,2	171,7	117,8	28,2	0,0	51,9
A_2	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	109,6	12,9	6,1	-92,9
A_3	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	120,6	20,2	33,1	-92,6
A_4	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	89,6	12,9	22,0	-81,3
A_5	2,5	2,5	13,6	20,7	78,8	110,4	43,4	0,0	151,3
A_6	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	52,3	3,8	5,9	-67,7
A_7	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	84,1	24,3	7,6	-78,0
A_8	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	88,3	21,4	27,8	-76,5
A_9	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	92,6	26,6	27,3	-76,1
A_10	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	88,3	20,3	31,4	-77,1
A_11	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	73,1	23,7	36,6	-68,1
A_12	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	93,5	31,2	33,7	-74,3
A_13	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	81,0	24,3	39,2	-71,6
A_14	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	70,8	25,8	33,9	-66,0
A_15	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	94,2	41,2	106,2	-69,8
A_16	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	93,8	27,2	12,9	-80,6
A_17	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	98,1	15,7	24,7	-84,0
A_18	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	78,3	11,8	18,5	-76,4
A_19	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	53,8	6,2	12,4	-67,2
A_20	3,9	4,0	21,6	32,8	124,8	54,2	25,9	0,0	129,0
A_21	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	40,3	5,3	13,8	-61,2
A_22	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	66,5	10,3	21,0	-71,4
A_23	6,7	6,7	36,8	55,8	212,1	74,1	21,0	0,0	31,2
A_24	8,0	8,0	43,8	66,6	253,0	69,9	14,2	0,0	-9,0
A_25	9,8	9,9	53,8	81,7	310,5	102,2	13,1	0,0	-82,3
A_26	9,0	9,0	49,3	74,8	284,4	76,5	15,8	0,0	-43,2
A_27	9,0	9,0	49,1	74,6	283,5	66,6	11,6	0,0	-38,4
A_28	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	64,8	14,1	33,4	-68,8
A_29	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	74,9	13,7	14,7	-73,8
A_30	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	97,0	12,9	15,9	-84,8
A_31	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	88,3	9,2	6,7	-83,2
A_32	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	111,1	17,6	28,5	-89,4
A_33	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	64,1	6,8	15,2	-71,9
A_34	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	53,6	1,7	5,8	-69,3
A_35	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	53,5	-0,4	2,5	-70,1
A_36	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	73,8	7,9	15,3	-76,1
A_37	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	80,6	21,2	20,3	-72,9
A_38	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	80,0	21,5	31,8	-72,5
A_39	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	48,1	6,2	13,1	-64,5
A_40	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	55,9	18,3	34,0	-62,5
A_41	10,1	10,1	55,3	84,0	319,3	37,5	4,2	13,1	-60,4
A_42	8,0	8,0	43,9	66,7	253,6	64,6	13,3	0,0	-7,2

¹ CaO-Restbedarf

Tab. C 16: Pflanzenverfügbare Wirkstoffmenge nach Düngemittelarten – Düngestrategie Klärschlamm

	KS-Menge feucht [t/ha]	Wirkstoffmenge über Klärschlamm [kg/ha]				Wirkstoffmenge über Mineraldünger MD [kg/ha]			
		N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO ¹
A_1	3,7	9,1	58,0	5,5	178,8	114,2	0,0	39,7	41,2
A_2	4,4	10,7	68,2	6,4	210,5	109,1	0,0	83,7	12,0
A_3	4,9	11,8	75,6	7,1	233,1	118,9	0,0	110,0	-15,4
A_4	4,4	10,7	68,3	6,5	210,6	89,1	0,0	99,5	21,5
A_5	3,7	8,9	57,0	5,4	176,0	104,0	0,0	15,3	48,9
A_6	3,8	9,2	59,2	5,6	182,6	53,2	0,0	84,3	66,8
A_7	5,1	12,4	79,6	7,5	245,6	81,8	0,0	84,1	-10,0
A_8	4,9	12,0	76,7	7,3	236,8	86,4	0,0	104,6	-3,4
A_9	5,3	12,8	82,0	7,7	252,9	90,0	0,0	103,6	-21,2
A_10	4,9	11,8	75,6	7,1	233,3	86,6	0,0	108,3	0,0
A_11	5,1	12,4	79,1	7,5	244,0	70,8	0,0	113,1	-3,1
A_12	5,6	13,5	86,4	8,2	266,7	90,1	0,1	109,5	-35,1
A_13	5,1	12,4	79,7	7,5	245,8	78,6	0,0	115,7	-8,7
A_14	5,2	12,7	81,2	7,7	250,4	68,3	0,0	110,2	-8,3
A_15	5,6	13,5	86,4	8,2	266,7	90,8	10,1	182,0	-30,5
A_16	5,3	12,9	82,5	7,8	254,5	91,0	0,0	89,1	-23,3
A_17	4,6	11,1	71,1	6,7	219,3	97,1	0,0	102,0	9,0
A_18	4,3	10,5	67,1	6,3	207,0	77,9	0,0	96,1	30,5
A_19	4,0	9,6	61,5	5,8	189,9	54,3	0,0	90,5	59,0
A_20	3,1	7,4	47,5	4,5	146,5	50,7	0,0	28,3	104,1
A_21	3,9	9,5	60,7	5,7	187,2	40,9	0,0	92,1	68,1
A_22	4,2	10,3	65,6	6,2	202,5	66,4	0,0	98,8	40,5
A_23	3,7	9,0	57,8	5,5	178,2	71,8	0,0	50,3	62,2
A_24	3,7	9,1	58,0	5,5	178,9	68,9	0,0	61,1	62,9
A_25	4,3	10,4	66,9	6,3	206,3	101,6	0,0	75,4	19,8
A_26	4,2	10,2	65,1	6,1	200,8	75,3	0,0	68,7	38,0
A_27	3,9	9,5	60,8	5,7	187,5	66,1	0,0	68,8	55,7
A_28	4,5	10,8	69,4	6,6	214,1	64,1	0,0	110,8	30,0
A_29	4,4	10,8	69,0	6,5	212,9	74,2	0,0	92,2	26,4
A_30	4,4	10,7	68,3	6,5	210,7	96,4	0,0	93,4	17,9
A_31	4,1	10,1	64,5	6,1	199,1	88,4	0,0	84,6	33,3
A_32	4,7	11,4	72,9	6,9	224,9	109,8	0,0	105,6	-2,8
A_33	4,0	9,7	62,1	5,9	191,8	64,5	0,0	93,3	52,2
A_34	3,7	8,9	57,1	5,4	176,0	54,8	0,0	84,4	72,6
A_35	3,5	8,6	54,9	5,2	169,3	115,0	0,0	81,3	50,3
A_36	4,1	9,9	63,2	6,0	195,1	74,1	0,0	93,3	44,2
A_37	4,9	12,0	76,6	7,2	236,3	78,8	0,0	97,1	0,8
A_38	4,9	12,0	76,9	7,3	237,2	78,1	0,0	108,6	0,2
A_39	4,0	9,6	61,6	5,8	189,9	48,6	0,0	91,3	61,7
A_40	4,7	11,5	73,6	7,0	227,1	54,6	0,0	111,0	21,6
A_41	3,8	9,3	59,6	5,6	183,8	38,4	0,0	91,5	72,7
A_42	3,7	8,9	57,3	5,4	176,8	63,7	0,0	61,3	67,6

¹ CaO-Restbedarf

Bei einer rein mineralischen Düngung wird für die Bilanzierung ebenfalls in der Abfolge Mehrnährstoffdünger – Einnährstoffdünger angenommen. Dies bedeutet, dass der Nährstoffbedarf zunächst über N/P/K-Dünger (15/15/15) angegangen wird, danach über 2-Nährstoffdünger und abschließend über Einzelnährstoffdünger. Dazu kommt eine Erhaltungskalkung gemäß dem verbleibenden Bedarf. In fast allen Fällen kann über die NPK-Düngung der rechnerische Bedarf an P gedeckt werden. Es verbleibt entsprechend nur in wenigen Fällen die Notwendigkeit zu einer NP-Düngung, in keinem Fall wird in die Bilanz eine PK-Düngung aufgenommen. Die Restbedarfe an N und P_2O_5 werden über Einzelnährstoffdünger befriedigt.

Bei reiner mineralischer Düngung werden auch N/P/K-Dünger angewendet, die mit 20/8/8 oder 21/8/12 eine andere Nährstoffzusammensetzung aufweisen. Wie auch bei den anderen Düngestrategien muss auf die spezifischen Bedarfe der Kulturpflanzen über die Vegetationszeit reagiert werden. Mit Ausnahme von Mais und Hackfrüchten muss Stickstoff mehrmals verabreicht werden. Es wird daher davon ausgegangen, dass die Grunddüngung vor allem der Deckung der Bedarfe an P_2O_5 dient und vor allem Stickstoff auch als ein Einzelnährstoffdünger zu einem späteren Zeitpunkt ausgebracht wird.

C 2.4.2 Bedarfsdeckung über verschiedene Düngestrategien - Dauergrünland

Für die Bedarfsdeckung auf Dauergrünland kann nicht auf das ganze Spektrum an Düngestrategien zurückgegriffen werden, eine Anwendung von Komposten und Klärschlamm ist nicht möglich. Es verbleiben demnach die rein mineralische Düngung oder die Kombination aus Wirtschaftsdüngern und mineralischer Düngung als Düngestrategien.

Tab. C 17: Düngestrategie nach Düngemittelarten – Düngestrategie Wirtschaftsdünger auf Grünland

	WD-Menge [m ³ /ha]	Wirkstoffmenge über Wirtschaftsdünger WD [kg/ha]				Wirkstoffmenge über Mineraldünger MD [kg/ha]			
		N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO ¹
Wiese	25,6	69,5	46,0	139,1	59,2	35,0	31,6	0,0	67,4
Mähweide	18,4	49,6	31,0	99,5	41,3	74,8	30,1	0,0	65,8
Weide	15,1	40,8	27,7	81,7	34,2	81,2	27,6	0,0	69,4
Wiese/ Mähweide	23	62,6	40,2	125,3	54,8	48,9	31,1	0,0	65,1

¹ CaO-Restbedarf

Wie man aus Tabelle C 17 ersehen kann, ist die Bedarfsdeckung an K₂O in allen Fällen der limitierende Faktor für die Ausbringung von Wirtschaftsdünger. Mit der auf diese Weise abgeleiteten Düngemittelhöchstmenge wird die nach Düngeverordnung zulässige Nges-Fracht nicht überschritten. Die Nges.-Mengen schwanken zwischen 110 kg/ha und knapp 200 kg/ha. Da K₂O der limitierende Faktor ist, wird daher der verbleibende Bedarf an Pflanzennährstoffen rechnerisch über N/P-Dünger sowie über einen N-Dünger (Kalkammonsalpeter) und einen Kalkdünger abgedeckt.

Bei einer rein mineralischen Düngung erfolgt diese zunächst über N/P/K-Dünger, wobei immer P_2O_5 die Anwendungsmenge beschränkt. Der verbleibende Bedarf an Stickstoff, K₂O und CaO wird über Einzelnährstoffdünger gedeckt, wobei die Anwendung von Kalkammonsalpeter als Stickstoffdünger zugrunde gelegt wird und dessen Gehalt an CaO in der Bilanz zu berücksichtigen ist.

C 2.5 Schadstoffgehalte der Düngemittel

Mit den oben aufgeführten Düngemittelgaben ist die Basis zur Errechnung der Schadstofffrachten aus der Düngung gelegt. Die Nährstoffgehalte der Düngemittel sind in Kapitel 2.4 benannt. Bei den in Tabelle C 19 genannten Schadstoffgehalten der Düngemittel handelt es sich um Mittelwerte einer jüngst im Auftrag des Umweltbundesamtes (KRATZ 2005) durchgeführten umfangreichen Auswertung vorhandener Datenbanken, erweitert um gezielte eigene Analysen verschiedener Düngemittel. Es ist daher der bestverfügbare derzeitige Datenstand.

Für die Errechnung der Schadstofffrachten wurden entsprechende Schadstoffgehalte für eine Vielzahl von einzelnen Düngemitteln zusammengestellt und Repräsentanten für einzelne Düngemitteltypen gewählt. Die diskutierten organischen Düngemittel weisen auch Belastungen an weiteren relevanten organischen Schadstoffen auf, die im Rahmen dieses Projektes nicht berücksichtigt wurden. Es handelt sich bei Wirtschaftsdüngern bspw. um Tierarzneimittel aber auch Rückstände aus der Stallreinigung etc. (KRATZ 2005), bei kommunalen Klärschlämmen lässt sich die ganze Palette der Schadstoffe finden, die häusliche und industrielle Abwässer belasten (MUNLV 2004).

Tab. C 18: Bandbreite der (v.a. in KRATZ 2005) genannten Gehalte an Zink, Kupfer und Cadmium für die ausgewählten Düngemittel

[mg/kg TS]	Zink			Kupfer			Cadmium		
	Min	Max	MW	Min	Max	MW	Min	Max	MW
NPK-Dünger	10,6	5.056	283 ^{c)}	1,0	1.768	172 ^{c)}	0,02	112	4,5
NP-Dünger	6,6	2.193	121	0,8	43,0	4,6	0,08	94,0	7,8
PK-Dünger	33,0	282	128	2,0	34,0	12,3	2,4	8,4	4,5
Kalkammonsalpeter	20,4	47,9	32,3	0,43	4,8	4,0	0,03	0,19	0,17
Superphosphat	10,0	298,0	93,6	3,4	57,0	24,8	0,07	17,8	3,3
Kaliumchlorid	1,0	6,0	2,2	0,75	3,5	1,6	0,04	1,9	1,0
Hüttenkalk	2,5	5,1	4,0	2,5	8,1	5,7	0,06	0,2	0,12
Rindergülle	72,0	1.516	225	10,2	746	53,7	0,17	0,57	0,28
Schweinegülle	218	7.712	864	65,0	1.374	225	0,17	1,8	0,29
Hühnerkot	249	501	388	35,2	138	60,3	0,09	0,42	0,34
Klärschlamm ^{b)}	531	1.233	745	183,0	460,0	305,9	0,7	2,52	1,1
Bioabfallkompost		256,4 ^{a)}	203,7		72,1 ^{a)}	57,7		0,67 ^{a)}	0,47

a) 90-Perzentil der Anlagenmittelwerte Kompostierungsanlagen (REINHOLD 2004)

b) Bandbreiten der aus den Bundesländern 2001 bis 2003 an die Bundesregierung berichteten Schadstoffgehalte der zur landwirtschaftlichen Verwertung vorgesehenen Klärschlämme (KRATZ 2005)

c) für die Bilanzierung in diesem Projekt wurden ein Zinkgehalt von 232 mg/kg und ein Kupfergehalt von 47,2 mg/kg zugrunde gelegt, da ein Teil der in (KRATZ 2005) ausgewerteten Düngemitteldaten einen Hinweis auf eine gezielte Anreicherung mit Zn und Cu ergab

In Abstimmung mit den Forschungsnehmern des o.g. Projektes sowie den Fachleuten aus einem Begleitkreis wurden die Düngemittel für die Stoffbilanzierung ausgewählt. Die Schadstoffgehalte der Düngemittel variieren teilweise deutlich. Die Sensitivität der Vorgabe, mit den mittleren Gehalten zu rechnen, wird exemplarisch für einige Schadstoffe im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse überprüft. Die Daten zu den Schadstoffgehalten von Bioabfallkomposten wurden von REINHOLD

(2004) übernommen, die auf einer aktuellen Erhebung an 376 Kompostierungsanlagen beruhen. Da die Daten in dem parallelen Forschungsprojekt (KRATZ 2005) zur Ermittlung der mittleren Schadstoffgehalte von kommunalen Klärschlämmen teilweise auch auf älteren Quellen beruhen und sich über die Jahre deren Schadstoffbelastung teilweise deutlich verminderte, wurde auf aktuelle Werte aus der Berichtspflicht der Länder nach Klärschlammverordnung und EU-Klärschlammrichtlinie zurückgegriffen. Dies hat zur Folge, dass beispielsweise für Quecksilber nicht 2,1 mg/kg TS sondern 0,7 mg/kg TS in die Berechnung eingehen.

Wie man aus Tabelle C 18 ersehen kann, weisen die für das Projekt ausgewählten Düngemittel eine teilweise sehr hohe Bandbreite an Belastung durch einzelne Schadstoffe auf. Besonders eklatant ist dies bei NP und NPK-Düngern, wo die Unterschiede zwischen Min und Max bis zu 3 Größenordnungen betragen. Diese hohen Maximalgehalte sind nur dadurch zu verstehen, dass die Düngemittel vereinzelt gezielt um Kupfer und Zink angereichert werden. Ähnlich eklatant sind die Unterschiede in der Belastung des Superphosphats und anderen P-Düngemittel an Cadmium, zurückzuführen auf die unterschiedliche spezifische Belastung der verschiedenen Herkunftsbereiche. Die nachfolgenden Aussagen bzw. die Ergebnisse der Bilanzierung der Schadstoffeinträge aus der Bewirtschaftung der Flächen ist immer unter dem Vorbehalt zu sehen, dass je nach Wahl der Düngemittel es zu deutlichen Verschiebungen in den Frachten kommen kann. Im Rahmen dieses vorliegenden Projektes kann jedoch keine Datenanalyse und Quellenkritik durchgeführt werden. Entsprechend belastbar sind die übernommenen Mittel- als Rechenwerte für die Schadstoffbilanzierung.

Für einige anorganische Stoffe, die in der Bodenschutzverordnung genannt sind und damit Grundlage der Stoffstrombilanzierung sein sollten, liegen keine Informationen vor. Es handelt sich um die Stoffe Antimon, Bor, Chromat, Cyanide, Fluorid, Kobalt, Molybdän, Selen und Zinn. Auf eine Bilanzierung der Stoffströme muss daher verzichtet werden.

Tab. C 19: Schadstoffgehalte (anorganisch) der verschiedenen Düngemittel (in Klammern: Angabe des Datenumfangs) (KRATZ 2005) als Mittelwerte

in mg/kg	TS-Gehalt	Zink	Kupfer	Arsen	Cadmium	Chrom	Quecksilber	Nickel	Blei	Thallium
NPK-Dünger		232 (35)	47,2 (32)	2 (31)	4,5 (42)	18,2 (45)	0,02 (27)	5,5 (42)	6,1 (38)	0,19 (12)
NP-Dünger		121 (65)	4,6 (64)	11,2 (61)	7,8 (64)	63 (66)	0,12 (9)	16,4 (63)	5,1 (63)	0,48 (5)
PK-Dünger		128 (7)	12,3 (7)	5,2 (7)	4,5 (7)	79,5 (7)	0,07 (6)	17,5 (7)	4,2 (6)	0,45 (4)
Kalkammonsalpeter		32,3 (20)	4 (20)	0,31 (4)	0,17 (20)	2,9 (20)	0,01 (4)	2,3 (20)	16 (20)	0,04 (4)
Superphosphat		93,6 (17)	24,8 (16)	3,9 (10)	3,3 (16)	23,9 (17)	0,04 (8)	16,3 (16)	20,9 (15)	0,52 (5)
Kaliumchlorid		2,2 (40)	1,6 (41)	0,25 (5)	1 (41)	6,5 (15)	0,09 (5)	2,3 (41)	3,1 (41)	0,12 (5)
Hüttenkalk		4 (7)	5,7 (7)	0,5 (3)	0,12 (7)	74 (7)	0,01 (3)	8 (7)	1,5 (7)	0,03 (3)
Rindergülle	7,5%	16,9	4,03	0,12	0,02	0,36	0,003	0,04	0,35	0,006
	100%	225 (982)	53,7 (990)	1,6 (33)	0,28 (850)	4,8 (533)	0,04 (409)	5,4 (541)	4,7 (850)	0,08 (8)
Schweinegülle	7,5%	64,8	16,9	0,09	0,02	0,5	0,002	0,74	0,34	0,004
	100%	864 (1233)	225 (1246)	1,2 (22)	0,29 (923)	6,7 (428)	0,03 (340)	9,8 (452)	4,5 (946)	0,05 (11)
Hühnerkot	80%	310,4	48,2	0,6	0,27	4,56	0,03	3,8	2,1	
	100%	388 (43)	60,3 (43)	0,75	0,34 (27)	5,7 (5)	0,04 (4)	4,8 (5)	2,6 (27)	
Klärschlamm, entwässert ¹⁾	30%	223,4	91,8	1,4	0,3	12,6	0,2	8,0	14,6	0,1
	100%	745	305,9	4,6 (1277)	1,1	42,2	0,7	26,6	48,5	0,3
Biokompost ²⁾	66%	134,4	38,1	3	0,31	16,7	0,1	10,8	30,6	0,08
(376 Anlagen)	100%	203,7	57,7	4,6	0,48	25,3	0,16	16,3	46,4	0,12

¹⁾ Schadstoffgehalte für kommunale Klärschlämme ergänzt durch Daten aus der Berichtspflicht der Länder, Ausnahme: Arsen

²⁾ Schadstoffgehalte für Bioabfallkompost nach REINHOLD (2004)

Auch für die organischen Schadstoffe lassen sich nicht zu allen Parametern Aussagen treffen. Für die ausgewählten mineralischen Düngemittel liegen keine Daten vor, eine Belastung kann im Prinzip aber ausgeschlossen werden. Für die organischen Düngemittel liegen nur Informationen (KRATZ 2005) für Benzo(a)pyren, Summe der Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) und für PCB vor. Zur Dioxin-Belastung der Wirtschaftsdünger wurden Werte des BUWAL (1997) übernommen, wobei eine Differenzierung nach Tierarten nicht möglich war. Für die weiteren in der Bodenschutzverordnung genannten organischen Schadstoffe lagen keine Angaben zu Gehalten vor. Dies ist nicht zuletzt darauf zurück zu führen, dass für diese Stoffe seit längerem ein Anwendungsverbot existiert. Dies bedeutet nicht, dass sie nicht mehr in der Umwelt und damit auch in Düngemitteln vorhanden wären, jedoch nicht in früheren Konzentrationen. Zudem sind keine aktuellen Messwerte vorhanden.

Tab. C 20: Belastung der verschiedenen Düngemittel an organischen Schadstoffen (KRATZ 2005) als Mittelwerte

[mg/kg]	TS-Gehalt	PAK (EPA)	Benzo(a)pyren	PCB	PCDD/F
Rindergülle	7,5%	0,002775	0,00032 ^{a)}	0,0003	0,00000019 ^{b)}
	100%	0,037	0,0043	0,004	0,0000025
Schweinegülle	7,5%	0,013	0,0007 ^{a)}	s.o. ^{e)}	0,00000019 ^{b)}
	100%	0,179	0,0096		0,0000025
Hühnerkot	80%	0,09 ^{d)}	0,006 ^{d)}	0,003 ^{d)}	0,000002 ^{b)}
	100%	0,11	0,007	0,004	0,0000025
Klärschlamm	30%	1,6515	0,1197	0,01329	0,00001083
	100%	5,505	0,399	0,0443	0,0000361
Kompost	66%	1,984 ^{c)}	0,13 ^{a)}	0,0132	0,0000071
	100%	3,006	0,1896	0,02	0,0000108

a) halbe Bestimmungsgrenze

b) nach (BUWAL 2003)

c) Daten des LUA NRW

d) Für Hühnerkot werden hilfsweise durchschnittliche Gehalte der Rinder- und Schweinegülle angenommen

e) Es wird hilfsweise der Wert für Rindergülle übernommen

Für Kompost und Klärschlamm liegen weitere Daten zur Belastung mit weiteren organischen Schadstoffen vor, nicht jedoch für die Wirtschaftsdünger. In den meisten Fällen liegen die Schadstoffgehalte unterhalb der Nachweisgrenzen. Die Daten sind in dem Forschungsbericht des parallelen Forschungsvorhabens (KRATZ 2005) sowie auch in einem Untersuchungsbericht Nordrhein-Westfalens (MUNLV 2004) dokumentiert.

Tab. C 21: Belastung von Komposten und kommunalen Klärschlämmen mit weiteren organischen Schadstoffen nach BBodSchV als Mittelwerte

[mg/kg TS]	Kompost	Kommunaler Klärschlamm
MKW	5	3816
Naphtalin	0,04 ^{a)}	0,13
PCP	0,05 ^{a)}	
Hexachlorbenzol	0,002 ^{a)}	0,01
Aldrin	0,0002 ^{a)}	
DDT	0,03 ^{a)}	0,05

a) mit halber Bestimmungsgrenze

Die auf Acker- und Grünlandflächen als Düngemittel eingesetzten Wirtschaftsdünger stammen aus einer Tierhaltung, die ihre Futtermittel zum Teil auf betriebseigenen Fläche erzeugen. Diese Praxis ist bei der Geflügelhaltung aber auch der Schweinehaltung eher selten. Bei der Haltung von Rindern bzw. Milchkühen ist es jedoch üblich, dass mit Ausnahme der Kraffuttermittel die Fütterung über betriebseigene Futtermittel erfolgt. Dies bedeutet, dass in solchen Betrieben nicht nur ein Teil der Nährstoffe von den Betriebsflächen entnommen, verfüttert und anteilig als Bestandteil des Wirtschaftsdüngers wieder den Betriebsflächen zugeführt wird, sondern auch ein Teil der Schadstoffe.

Tab. C 22: Schwermetallbilanz rinderhaltender Betriebe und Anteil der Schadstoffe aus wirtschaftseigenem Futtermittel an der Schadstoffbelastung der Gülle (DÖHLER 2004, verändert)

in g/(GV*a)		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	
Eintrag								
	Betrieb I	wirtschaftseigene Futtermittel	0,73	4,71	35,5	4,54	4,6	158,3
	Milch	Gesamteintrag	1,35	8,07	350,79	10,19	7,12	651,92
		Anteil wirtschaftseigen	54,07%	58,36%	10,12%	44,55%	64,61%	24,28%
Betrieb III	Milch	wirtschaftseigene Futtermittel	0,84	3,96	25,8	7,88	5,46	98,3
		Gesamteintrag	1,4	7,88	136,66	10,95	8,57	377,71
		Anteil wirtschaftseigen	60,00%	50,25%	18,88%	71,96%	63,71%	26,03%
Betrieb IV	Bullen	wirtschaftseigene Futtermittel	0,176	0,38	5	0,32	0,64	29,6
		Gesamteintrag	0,39	1,84	27	2,63	2,51	153,3
		Anteil wirtschaftseigen	45,13%	20,65%	18,52%	12,17%	25,50%	19,31%
Austrag								
Betrieb I	Milch	Wirtschaftsdünger	1,06	13,5	604,4	15,24	14,25	636,8
		Gesamtaustrag	1,07	13,63	607,25	15,58	14,72	711
		Anteil Wirtschaftsdünger	99,07%	99,05%	99,53%	97,82%	96,81%	89,56%
Betrieb III	Milch	Wirtschaftsdünger	1,26	20,27	110,9	17,06	14,64	512,1
		Gesamtaustrag	1,26	20,3	111,38	17,17	14,7	544,62
		Anteil Wirtschaftsdünger	100,00%	99,85%	99,57%	99,36%	99,59%	94,03%
Betrieb IV	Bullen	Wirtschaftsdünger	0,21	2,32	37	5,41	2,58	188,1
		Gesamtaustrag	0,22	2,44	39,2	5,76	2,73	219,6
		Anteil Wirtschaftsdünger	95,45%	95,08%	94,39%	93,92%	94,51%	85,66%
Verhältnis								
Betrieb I	Milch	wirtschaftseigene Futtermittel	0,73	4,71	35,5	4,54	4,6	158,3
		Gesamtaustrag	1,07	13,63	607,25	15,58	14,72	711
			68,22%	34,56%	5,85%	29,14%	31,25%	22,26%
Betrieb III	Milch	wirtschaftseigene Futtermittel	0,84	3,96	25,8	7,88	5,46	98,3
		Gesamtaustrag	1,26	20,3	111,38	17,17	14,7	544,62
			66,67%	19,51%	23,16%	45,89%	37,14%	18,05%
Betrieb IV	Bullen	wirtschaftseigene Futtermittel	0,176	0,38	5	0,32	0,64	29,6
		Gesamtaustrag	0,22	2,44	39,2	5,76	2,73	219,6
			80,00%	15,57%	12,76%	5,56%	23,44%	13,48%
Mittel aus I,III,IV			71,63%	23,21%	13,92%	26,86%	30,61%	17,93%
Fremdanteil			28,37%	76,79%	86,08%	73,14%	69,39%	82,07%

Im Rahmen eines Forschungsprojektes für das Umweltbundesamt (DÖHLER 2004) wurden für verschiedene Viehhaltungen Stallbilanzen erstellt. Stellt man für die einzelnen Schadstoffe die Frachten gegenüber, die über das wirtschaftseigene Futtermittel in den Stall eingebracht werden und die über den Wirtschaftsdünger ausgetragen werden, so zeigt sich, dass bei der Rinderhaltung ein erheblicher Anteil der Schadstoffe, die über den Wirtschaftsdünger auf die Betriebsflächen ausgebracht werden, dort über betriebseigene Futtermittel entnommen wurde. Der Anteil der Schadstoffbelastung, der aus wirtschaftseigenen Futtermitteln zurückzuführen ist, wird im Rahmen dieses Projektes bei der Quantifizierung der Schadstoffeinträge in Böden berücksichtigt.

Bei der Schweinehaltung werden in deutlich geringerem Umfang wirtschaftseigene Futtermittel eingesetzt. Hier gibt es zahlreiche Betriebe, die ausschließlich fertige Futtermittelmischungen als Alleinfutter zukaufen. Ein zur Rinderhaltung analoger Abschlag wird bei der Schweinegülle nicht berücksichtigt.

C 2.6 Anwendung von Pflanzenschutzmitteln

Eine zentrale Grundlage zur Modellierung des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln ist eine Veröffentlichung der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (ROSSBERG 2002) zu Anwendungsmengen und -häufigkeiten für Fungizide, Herbizide, Insektizide und Wachstumsregler. Die Anwendungshäufigkeiten für Pflanzenschutzmittel im Ackerbau können Tabelle C 23 entnommen werden. Zahlenwerte <1 bedeuten, dass diese Pflanzenschutzmittel nicht immer und/oder auf jeder Fläche angewendet werden, sondern entsprechend seltener.

Eine Gegenüberstellung der Schadstoffliste, die dem Forschungsprojekt zugrunde liegt, mit den Wirkstoffdaten der einzelnen Pflanzenschutzmittel zeigt, dass es nach den vorliegenden Informationen nur in wenigen Fällen zu Überschneidungen kommt. In Tabelle C 24 sind die Wirkstoffe genannt, die am häufigsten für die verschiedensten Kulturen eingesetzt werden. Genannt sind immer die Wirkstoffe, die in der Praxis in mindestens 10 % der Fälle angewendet werden. Im Überblick zeigt sich, dass vergleichsweise viele Mittel als Fungizide im Getreideanbau eingesetzt werden; die Anteile an der Mittelgruppe liegen meist deutlich unter 20 %. Anders sieht es bei Kartoffeln, Raps oder Zuckerrüben aus, wo einzelne Mittel eine vergleichsweise große Verbreitung haben. Ähnlich zeigt sich die Situation auch bei den Herbiziden und Insektiziden, während bei den Wachstumsreglern generell einzelne Mittel eine große Bedeutung haben.

Über die Wirkstoffe der Pflanzenschutzmittel gibt eine Veröffentlichung des Industrieverbands Agrar (IVA 2000) Auskunft. Daraus lässt sich erkennen, dass nur eines der aufgezeigten Wirkstoffe Zink (Zinksalz) enthält. Es handelt sich um das Fungizid Mangozeb, dem im Kartoffelanbau eine größere Bedeutung zukommt. Dieses Mittel wird als Bestandteil bspw. des Produktes Gemini nach den Empfehlungen der Raiffeisengenossenschaft mit 750g/ha eingesetzt. Der genaue Zinkanteil am Wirkstoff ist unbekannt. Um diesen Eintragspfad in die Bilanz aufnehmen zu können, wurde pauschal ein Zinkanteil von 10% unterstellt und auf die Kartoffelanbauflächenanteile der einzelnen Anbautypen umgelegt.

Bei der Frachtabschätzung durch Pflanzenschutzmittel handelt es sich daher tendenziell um eine Maximalabschätzung, da

- nicht in allen Fällen dieses zinkhaltige Produkt angewendet wird und
- der tatsächliche Zinkanteil an der Wirkstoffmenge möglicherweise deutlich niedriger ist.

In der Bilanzierung der aus einer Bewirtschaftung resultierenden Schadstofffrachten auf Ackerböden macht sich dieser Anteil aus PSM kaum bemerkbar. Nur in wenigen Fällen erreichen die Kartoffelanbauflächen einen größeren Flächenanteil (maximal 27%). Die spezifische Fracht liegt bei 225 g/ha bei angenommenen drei Anwendungen pro Jahr. Alle anderen Wirkstoffe aus den bedeutenderen PSM (Tabelle C 24) enthalten keine Stoffe, die im Rahmen dieses Forschungsprojektes hinsichtlich ihres Eintrages in Böden diskutiert würden.

Tab. C 23: Anwendungshäufigkeiten von Pflanzenschutzmitteln im Ackerbau

[Anzahl / a]	Winterweizen	Wintergerste	Winterroggen	Triticale	Sommergerste	Raps	Zuckerrüben	Mais	Kartoffeln
Fungizide	1,4	1,1	0,9	0,5	0,7	0,7	0,2	1,4	6,1
Insektizide	0,4	0,1	0,1	0,1	0,2	1,4	0,2	0,1	0,9
Herbizide	1,4	1,1	0,9	1	1,2	1,2	2,6	1,2	1,6
Wachstumsregler	0,6	0,5	0,7	0,7	0,1	0,1			

Tab. C 24: Wirkstofffranking für die einzelnen Pflanzenschutzmittel (ROSSBERG 2002)

	Fungizid		Insektizid		Herbizid		Wachstumsregler	
	Name	Anteil an Mittelgruppe	Name	Anteil an Mittelgruppe	Name	Anteil an Mittelgruppe	Name	Anteil an Mittelgruppe
Winterweizen	Epoxiconazol	14,4%	Dimethoat	24,8%	Isoproturon	13,2%	Chlormequat	76,3%
	Fenpropimorph	14,1%	Lambda-Cyhalothrin	23,0%	Diflufenican	13,0%	Trinexapac	20,1%
	Tebuconazol	12,6%	Alpha-Cypermethrin	15,3%				
Wintergerste	Fenpropidin	11,8%						
	Flusilazol	16,2%	Alpha-Cypermethrin	31,9%	Diflufenican	34,1%	Ethephon	54,6%
	Azoxystrobin	15,2%	Lambda-Cyhalothrin	13,5%	Isoproturon	19,9%	Chlormequat	23,5%
	Carbendazim	14,6%	Deltamethrin	13,4%	Flurtamone	10,1%	Trinexapac	22,0%
Winterroggen	Propiconazol	12,2%	Esfenvalerat	11,2%				
	Tebuconazol	20,6%	Dimethoat	28,6%	Diflufenican	29,1%	Ethephon	43,3%
	Cyproconazol	12,1%	Alpha-Cypermethrin	26,3%	Isoproturon	22,2%	Chlormequat	33,9%
Triticale			Lambda-Cyhalothrin	25,3%			Trinexapac	22,8%
	Fenpropimorph	12,6%	Alpha-Cypermethrin	26,7%	Diflufenican	24,9%	Chlormequat	46,3%
	Propiconazol	12,1%	Lambda-Cyhalothrin	20,1%	Isoproturon	20,5%	Ethephon	35,6%
	Tebuconazol	12,0%	Esfenvalerat	14,8%	Flurtamone	10,5%	Trinexapac	18,1%
	Fenpropidin	10,7%	Dimethoat	11,2%				
Mais	Epoxiconazol	10,6%						
			Lambda-Cyhalothrin	46,6%	Tributhylazin	23,8%		
			Permethrin	24,4%	Nicosulfuron	15,4%		
			Deltamethrin	16,5%	Bromoxynil	13,8%		
Sommergerste			Alpha-Cypermethrin	10,4%	Rimsulfuron	10,4%		
	Propiconazol	22,1%	Lambda-Cyhalothrin	40,8%	Diflufenican	13,2%	Ethephon	62,7%
	Fenpropimorph	13,4%	Dimethoat	21,9%	Dichlorprop-P	11,3%	Chlormequat	27,9%
Kartoffeln	Tebuconazol	11,0%	Alpha-Cypermethrin	10,0%				
	Mancozeb	30,2%	Cypermethrin	28,7%	Metribuzin	33,6%		
	Fluazinam	17,7%	Deltamethrin	19,8%	Deiquat	25,3%		
	Dimethomorph	12,1%	Methamidophos	10,4%	Prosulfocarb	18,8%		
	Maneb	10,7%						
Raps	Tebuconazol	40,9%	Alpha-Cypermethrin	48,3%	Metazachlor	32,2%	Chlormequat	96,0%
	Metconazol	28,3%	Deltamethrin	17,0%	Quinmerac	20,1%		
	Carbendazim	10,1%	Lambda-Cyhalothrin	11,9%	Clomazone	10,2%		
			Cypermethrin	10,3%				
Zuckerrüben	Difenoconazol	32,2%	Dimethoat	42,2%	Phenmedipham	24,7%		
	Epoxiconazol	28,4%	Parathion	14,1%	Ethofumesat	23,9%		
	Flusilazol	13,8%	Alpha-Cypermethrin	13,7%	Desmedipham	16,1%		
	Carbendazim	13,8%	Oxydemeton-methyl	10,5%	Metamitron	13,6%		

C 3 ERMITTLUNG DER STOFFEINTRÄGE AUS DER FLÄCHENBEWIRTSCHAFTUNG – ÖKOLOGISCHER LANDBAU

Für die Bilanzierung der Schadstoffflüsse wird im Prinzip derselbe Ansatz wie für die Bilanzierung der konventionellen Landwirtschaft gewählt. Es wird davon ausgegangen, dass Düngemittel und andere Einsatzstoffe nach dem jeweiligen Bedarf ausgebracht werden und die Bewirtschaftung der Flächen auf Böden erfolgt, die mit Pflanzennährstoffen weder über- noch unterversorgt sind. Es wird auch berücksichtigt, dass die Proteingehalte der Feldfrüchte im ökologischen Landbau durchschnittlich auf einem etwas niedrigeren Niveau liegen als in der konventionellen Landwirtschaft, wodurch die Stickstoffentzüge und -bedarfe geringer ausfallen.

Da jedoch keine zur konventionellen Landwirtschaft analogen Statistiken über die tatsächlichen Anbauflächen und -kulturen vorhanden sind, konnte nicht der gleiche Ansatz zur Bilanzierung der Frachten gewählt werden, d.h. abgeleitet aus den Kreisstatistiken. Die Bilanzierung erfolgt beispielhaft für zwei betriebliche Situationen bzw. Fruchtfolgen. Gewählt wurden:

- Mischbetrieb mit flächengebundenem Viehbesatz (Milchviehwirtschaft)
- Viehloser Marktfruchtbetrieb

In dem klassischen Mischbetrieb mit einem flächengebundenen Viehbesatz wird die Nährstoffversorgung der Böden zu einem Großteil über eigene Betriebsmittel in Form von Wirtschaftsdünger gedeckt. Auch im Bereich der ökologischen Landbewirtschaftung hat jedoch in den letzten Jahren ein starker Trend zur Spezialisierung der Betriebe eingesetzt. Dem klassischen Mischbetrieb wird daher ein typischer viehloser Betrieb gegenübergestellt, der die Stickstoffversorgung der Böden hauptsächlich über Leguminosen erreicht. Die exemplarische Betrachtung von zwei landwirtschaftlichen Betriebstypen erlaubt die Darstellung möglicher Schadstoffeinträge in Böden in bestimmten Bandbreiten für die gewählten Typen.

Wie auch in der konventionellen Landwirtschaft resultieren die Probleme für Boden und Grundwasser nicht nur aus den Schad- sondern auch aus den Nährstoffeinträgen. Die Viehhaltung erfolgt allerdings flächengebunden. Problematisch sind eher die Stickstoffmengen, die über den Abbau organischen Materials bspw. aus dem Leguminosenanbau freierwerden und nicht vollständig von den Pflanzen aufgenommen werden können.

Die Ableitung typischer Betriebsverhältnisse sowie die Strategie der Bedarfsdeckung an Pflanzennährstoffen etc. werden nach entsprechenden Empfehlungen der Verbände modelliert. Für die Abbildung eines viehhaltenden Mischbetriebes erfolgte eine Orientierung an den Verhältnissen in Süddeutschland, für einen viehlosen Betrieb in Ostdeutschland. Die Flächenanteile der verschiedenen Früchte berücksichtigen eine ausreichende Stickstoffversorgung der Böden, die neben den Wirtschaftsdüngern über entsprechende Anteile an Leguminosen in der Fruchtfolge erfolgen muss. Bei dem viehhaltenden Betrieb muss zudem ein ausreichender Anteil Futterpflanzen berücksichtigt werden.

C 3.1 Bilanzierung eines Mischbetriebes im Ökolandbau

Die Annahmen für diesen Betriebstyp wurden aus verschiedenen Veröffentlichungen abgeleitet und insbesondere mit der Studie „Stoffflussanalyse und Produktionseffizienz der Milchviehhaltung unterschiedlich intensiv ökologisch wirtschaftender Betriebe“ (HAAS 2004) abgeglichen.

Der für die Bilanzierung zugrundegelegte Mischbetrieb stellt einen Milchviehbetrieb dar mit hohem Grünlandanteil (2/3) an der landwirtschaftlichen Nutzfläche. Es handelt sich um einen relativ autarken Betrieb, der auch das Kraftfutter überwiegend aus hofeigenen Feldfrüchten mischt. Zugekauft werden hierbei noch Eiweißkomponenten (z.B. Rapsexpeller) für das Kraftfutter, Stroh und Mineralfutter. Die Ernteprodukte werden hierbei als Grund- und Kraftfutter genutzt. Für die Ackerfläche (1/3) wurde folgende fünffeldrige Fruchtfolge zugrundegelegt:

- 1. Jahr: Klee gras als Futterbau (ca. 70 – 90% Leguminosenanteil)
- 2. Jahr: Klee gras als Futterbau (ca. 70 – 90% Leguminosenanteil)
- 3. Jahr: 2/3 Winterweizen und 1/3 Silo- oder Körnermais
- 4. Jahr: Triticale (anschließend Zwischenfrucht)
- 5. Jahr: Sommergerste

Das Dauergrünland wird als Weide oder Schnittweide genutzt, sowie für die Gewinnung von Anweilensilage und Heu. Für die Grünlandflächen werden durchschnittlich Kleeanteile von 10 bis 20% angesetzt.

In der ökologischen Milchviehwirtschaft wird i.d.R. ein hoher Anteil von 70 bis 75% der Milchleistung (2000/2001) über das Grobfutter ermolken (HAAS 2004). Langfristig ist davon auszugehen, dass noch höhere Anteile über das Grobfutter abgedeckt werden, da ein Bezug von Öko-Kraftfutter schwieriger wird. Der Anteil zulässiger konventioneller Futtermittel, der häufig als Kraftfutter zugekauft wird, hat sich nach einem Beschluss der EU-Kommission bereits auf 5% für Wiederkäuer reduziert. Einige Verbände wie BIOLAND und DEMETER erlauben bereits heute keine konventionellen Futtermittel mehr. In dem hier betrachteten Milchviehbetrieb wird von einer 80 bis 85%-igen Deckung der ermolkenen Milch über Grobfutter angenommen bei einer Milchleistung von 6000 bis 6500 kg je Kuh und Jahr. Dies sind Werte, die in der Region Allgäu/Oberschwaben auch häufiger anzutreffen sind (HAAS 2004). Als Viehbesatzdichte werden 1,5 GV/ha angenommen, die geringfügig unter der ermittelten Dichte der IOL-Studie (HAAS 2004) für die genannte Region liegt. Das berücksichtigte Lebendgewicht beläuft sich auf 600 kg pro Tier mit 1,2 GV-Einheiten je Milchvieh.

Für den dargestellten Betrieb wurde ein Abgleich des Futterangebots mit dem Futterbedarf vorgenommen. Das Futterangebot ergibt sich aus den o.g. Flächenanteilen und den Erträgen, die aus der IOL-Studie (HAAS 2004) für die Region Allgäu/Oberschwaben und nach STEIN-BACHINGER (2004) abgeleitet wurden. Die Grund-/Grobfuttermenge beläuft sich in den betrachteten feuchten ertragsreichen Regionen auf über 4.500 bis 5.000 kg TM pro Tier und Jahr, was sich mit dem rechnerischen Bedarf der Milchkühe von 4.770 kg TM an Grobfutter deckt (ca. 13 kg TM pro Tag, STEIN-BACHINGER 2004). Der Energiegehalt des Grobfutters beläuft sich auf ca. 29.600 MJ NEL und liefert ca. 5.300 kg Milch. Bei dem Beispielbetrieb werden zusätzlich 1,7 bis 2,1 kg TM Kraftfutter pro Tier und Tag benötigt, wovon der Betrieb aus hofeigenen Mitteln 60% bis 75% über Getreide, Mais oder Cobs³ selber liefern kann. Den verbleibenden Anteil des Kraftfutters muss er in Form von Körnerleguminosen, Lein-, Raps oder Bio-Sonnenblumenkuchen zukaufen. Es wird vereinfachend davon ausgegangen, dass Bio-Rapspresskuchen zum Einsatz kommt und pro Tier und Jahr 240 kg benötigt werden. Zusätzlich muss das Futter durch Mineralien ergänzt werden. Die Mineralfuttermenge wird mit 2,5% des Kraftfutters angenommen, so dass sich eine Jahresmenge von 18 kg pro Tier und Jahr ergibt, die ebenfalls zugekauft werden muss.

³ Cobs werden in dieser Region häufig aus angetrocknetem Frischgras, Futterleguminosen-Grasgemengen und aus Grünmais in zumeist genossenschaftlich von den Landwirten betriebenen Anlagen durch Heißlufttrocknung hergestellt.

Der Strohbedarf für Milchvieh wird in den KTBL-Kalkulationsdaten für Boxenlaufställe (REDELBERGER 2004) mit 1,2 t pro Tier und Jahr angegeben. Die Hälfte davon kann über die hofeigene Strohbereitung bereitgestellt werden. Pro Jahr und Tier müssen 600 kg Stroh in dem betrachteten Betrieb zugekauft werden.

Auf Basis der o.g. Grunddaten wurden für diesen Mischbetrieb Hoftor- und Boden-Nährstoffbilanzen für N, P und K erstellt. Diese dienen zum einen der Plausibilisierung der zugrundegelegten Betriebs-Kalkulationsdaten und zum anderen der Ermittlung von Nährstoffsalden. Anhand der Salden können Düngebedarf, -menge und Schadstoffimporte über die Dünger in das relativ geschlossene landwirtschaftliche System abgeschätzt werden.

Das Stickstoffpotenzial aus dem Wirtschaftsdünger lässt sich über zwei Wege ermitteln. Zum einen kann über das Stickstoffangebot im Futter inklusive zugekauften Futtermitteln (132 kg N/(Tier*a)) und der durchschnittlichen Stickstoffverwertung (ca. 32% bei Milchkühen dieser Milchleistung; (STEIN-BACHINGER 2004)) eine Stickstoffausscheidung von 90 kg pro Tier und Jahr berechnet werden. Über den Wirtschaftsdüngeranfall und typischen Gehalten an Stickstoff lassen sich ebenso die Stickstoffmengen abschätzen. Für Milchkühe in einem Boxenlaufstall gibt KTBL (2002) eine Festmistmenge von 12,6 t (25% TM) und Jauchemenge von 6,6 m³ pro Tier und Jahr an. Liegen die N-Gehalte unterschiedlicher Literaturquellen für Festmist dicht zusammen, weisen die Gehalte für Jauche eine große Bandbreite auf (z.B. (REDELBERGER 2004) und (STEIN-BACHINGER 2004)). In Abhängigkeit von diesen Werten ergibt sich eine Bandbreite des Stickstoffs im gesamten Wirtschaftsdünger von 76 bis 99 kg pro Tier und Jahr. Für die Nährstoffbilanzen wurden 90 kg N pro Tier und Jahr angesetzt.

Der Stickstoffanteil im Wirtschaftsdünger ist nicht im vollen Umfang für den Boden nutzbar: Bereits im Stall, auf der Weide, während der Lagerung und bei der Ausbringung der Wirtschaftsdünger treten Stickstoffverluste auf. Auch ist langfristig nicht der gesamte Nährstoff für die Pflanzen verfügbar. Für die einzelnen Stufen – separat für Festmist und Jauche – wurden Verluste nach KTBL (2002) und (Redelberger 2004) angenommen, woraus sich ein Gesamtverlust von ca. 30% des Stickstoffpotentials ergibt. Von den 90 kg pro Tier und Jahr stehen nach Ausbringung langfristig 63 kg/(Tier*a) und umgerechnet 79 kg/ha für das Pflanzenwachstum zur Verfügung.

Als weitere wesentliche Stickstoffquelle steht dem ökologischen Landbau der Anbau von Leguminosen zur Verfügung. Für das Dauergrünland wird eine N-Fixierungsleistung von 50 kg/ha und für den Kleegrasanbau von 250 kg/ha unter den gegebenen Umständen angenommen. Über Leguminosen werden somit durchschnittlich 67 kg/ha landwirtschaftliche Nutzfläche Stickstoff gebunden.

Ein weiterer Stickstoffeintrag erfolgt über atmosphärische N-Deposition infolge von Ammoniak- bzw. Ammonium-Immissionen und durch NO_x-Einträge aus der Luft. Diese Immissionen belaufen sich auf ca. 10 bis 35 kg N/ha und werden in der Stickstoff-Flächenbilanz der Bundesregierung (BUNDESREPUBLIK 2004) mit durchschnittlich 23 kg N/ha veranschlagt. Zusätzlich wird eine geringe Stickstoffmenge von ca. 1 kg/ha mit dem Saatgut eingetragen. In der Summe ergibt sich ein durchschnittlicher Stickstoff-Input von ca. 166 kg/ha LF.

Der Stickstoffentzug wird über die Erträge und die N-Gehalte von Feldfrüchten, Weidegras, Grünschnitt, Heu usw. errechnet. Insgesamt ergibt sich ein Stickstoff-Entzug von ca. 156 kg/ha LF, wobei theoretisch ein Überschuss von 10 kg N/ha verbliebe. Auch wenn die Stickstoffverluste über Sickerwasser im ökologischen Landbau i.d.R. niedriger ausfallen als in der konventionellen Landwirtschaft (HEGE 2003), sind Nitratauswaschungen in der Größenordnung von 10 kg N/ha auch für den Öko-Landbau als realistisch anzusehen. Daher wird davon ausgegangen, dass die Stickstoffbilanz insgesamt ausgeglichen ist.

Bei den Nährstoffen Phosphor und Kalium wurde analog vorgegangen, wobei die Hoftorbilanz im Vordergrund stand, da Im- und Export auf Hoftorebene die wesentlichen Ein- und Austragspfade für diese Nährstoffe darstellen. Einträge aus der Luft und Verluste über Luft und Sickerwasser sind, im Vergleich zu dem Nährstoff Stickstoff, bei Phosphor und Kalium sehr gering. Die Bilanz zur Ermittlung der Salden ist in der folgenden Tabelle vereinfacht dargestellt:

Tab. C 25: Nährstoffbilanzen für Phosphor und Kalium

	Phosphor [kg/Tier]	Kalium [kg/Tier]
Futter, gesamt	20,1	113
- aus eigenem Anbau	17,0	106
- zugekaufter Rapskuchen	2,4	3
- zugekauftes Stroh	0,7	4
Export über Milch	- 6,3	- 9
Wirtschaftsdünger, pflanzenverfügbar (Futter abzüglich Milch-Export bei konst. Tierbestand)	13,8	104
Verluste (Lagerung, Ausbringung)	- 0	- 10
Saatgut	0,2	0,2
Ermitteltes Nährstoffangebot	14,0	94
Entzug über Pflanzen	- 17,0	- 106
Saldo	- 3,0	- 12
Düngemittelbedarf	3,8 kg/ha (8,7 kg/ha P₂O₅)	15 kg/ha (18,1 kg/ha K₂O)

Die Tabelle C 25 weist geringe negative Boden-Salden für P und K aus. Gutversorgte Böden können diesen Bedarf an Nährstoffen leicht nachliefern. Dennoch wird davon ausgegangen, dass langfristig zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit P und K gedüngt werden müssen, wobei in der Realität normalerweise eine Bodenanalyse für die Bedarfsermittlung herangezogen wird. Für die Bilanzierung der Schadstoffeinträge wird eine durchschnittliche jährliche Düngung angesetzt, die dem Düngemittelbedarf entspricht.

Zudem wird für den betrachteten Betrieb eine Erhaltungskalkung angenommen. Die Mengen richten sich nach Empfehlungen aus LUFA (2004) für organische Böden der Bodenart sandiger/schluffiger Lehm. Demzufolge sind zur Erhaltung des pH-Wertes für Ackerfläche ca. 150 kg CaO pro Hektar und Jahr notwendig und für Grünland 125 kg. Durchschnittlich werden pro Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche und Jahr 133 kg CaO benötigt.

Die im Rahmen dieses Projekts zu diskutierenden Schadstoffeinträge in Böden ergeben sich bei dieser Betriebsform aus den Netto-Einträgen aus Raps-, Stroh-, Mineralfutter und Mineraldüngerkauf (abzüglich der Austräge über die Milch).

Abweichend zu der Bilanzierung der Schadstofffrachten in konventionellen landwirtschaftlichen Betrieben wird daher nicht auf Daten zur Schadstoffbelastung der Wirtschaftsdünger aus Öko-Betrieben zurückgegriffen. Aufgrund der Wirtschaftsweise und der Futtermittelproduktion auf betriebseigenen Flächen stammt ein erheblicher Anteil der Schwermetallgehalte aus den betriebseigenen Böden.

Nach der Richtlinie des Bioland-Verbandes ist die Zufütterung von Kupfer zur Leistungsförderung nicht erlaubt. Sie wäre auch – davon unabhängig – bei einem Milchviehbetrieb ungewöhnlich und wird daher in der Bilanz nicht berücksichtigt.

C 3.2 Bilanzierung eines Marktfruchtbetriebes im Ökolandbau

Die exemplarische Bilanzierung eines Marktfruchtbetriebes orientiert sich an größeren Betrieben in Ostdeutschland, die eher sandige Böden mit niedrigeren Ackerzahlen (30 – 45) zur Verfügung haben (SCHMIDT 2004). Die Erträge fallen dementsprechend auch geringer aus. Für die Bewirtschaftung wurde folgende fünffeldrige Fruchtfolge angenommen:

- 1. Jahr: Grünbrache Klee gras, gemulcht (ca. 70 – 80 % Leguminosenanteil)
- 2. Jahr: 75 % Winterweizen und 25 % Kartoffel
- 3. Jahr: Roggen
- 4. Jahr: Erbsen (anschließend nichtlegume Zwischenfrucht)
- 5. Jahr: 20 % Winterweizen, 40 % Roggen und 40 % Hafer

Für den betrachteten Betrieb wurde eine Boden-Nährstoffbilanz für N, P und K aufgestellt. Über die Flächenanteile der angebauten Feldfrüchte, Ertrag und Gehalt lassen sich die Nährstoffentzüge ermitteln. Die Kalkulation erfolgte vor allem über die Angaben des KTBL zum Nährstoffmanagement im Ökologischen Landbau (STEIN-BACHINGER 2004). Die Kalkulationsdaten wurden in der folgenden Tabelle C 26 zusammengefasst. Auffallend ist das gegenüber der konventionellen Landwirtschaft insgesamt niedrigere Nährstoffniveau, was sich sowohl in niedrigeren Erträgen und in Nährstoffgehalten bestimmter Kulturen niederschlägt. Die KTBL-Daten beruhen auf umfangreichen Literaturauswertungen. Darüber hinaus wurden von KTBL Daten aus eigenen wissenschaftlichen Feldversuchen und insbesondere Ergebnissen aus Betriebserhebungen herangezogen. Während die Daten für den Getreideanbau in etwa mit denen aus dem konventionellen Bereich übereinstimmen, gibt es größere Abweichungen bei der Kartoffel, bei gleichem Ertrag um etwa Faktor 3. Diese Abweichung in dieser Höhe lässt sich nicht erklären, ist für die Bilanzierung des Marktfruchtbetriebes nicht entscheidend, da der Flächenanteil der Kartoffel bei 5 % liegt. Für das Getreide wurde angenommen, dass das Stroh auf dem Feld verbleibt.

Dem Stickstoffentzug von durchschnittlich 49 kg/ha steht die Fixierungsleistung der Leguminosen gegenüber. Die Fixierungsleistungen wurden KTBL (STEIN-BACHINGER 2004) entnommen. Für gemulchtes einjähriges Klee gras auf den mageren Böden fällt die Fixierungsleistung mit 147 kg/ha deutlich geringer aus als in dem viehhaltenden Betrieb (250 kg/ha). Für die Erbsen wird eine Fixierungsleistung von 118 kg/ha angegeben. Anderen Literaturquellen zufolge (z.B. KTBL 2002) liegt der Wert niedriger – im Bereich oder sogar unterhalb des Entzuges durch das Erbsenkorn (96 kg/ha). Insgesamt ergibt sich eine durchschnittliche Nachlieferung über die Leguminosen von 48 bis 53 kg Stickstoff pro Hektar landwirtschaftlicher Fläche. Berücksichtigt man die Stickstoffeinträge über atmosphärische N-Deposition (ca. 20 kg/ha), so läge ein N-Überschuss vor. Es ist davon auszugehen, dass auf den sandigen Böden höhere Stickstoff-Verluste auftreten als im viehhaltenden Betrieb mit schwereren Böden. Unvermeidliche Verluste im Bereich von 20 kg N/(ha*a) scheinen hierbei plausibel. Somit ist von einer ausgeglichenen Stickstoffbilanz auszugehen.

Tab. C 26: N-, P- und K-Entzüge des betrachteten Marktfruchtbetriebs

	Fläche	TM	Ertrag (AZ 31 - 45) [dt/ha]	Gehalt			Entzug		
				N	P	K	N	P	K
				[kg/t]			[kg/ha]		
Leguminosen									
Kleegras, gemulcht	20%	20%	300	6,2	0,72	5,6	0	0	0
Erbsen	20%	86%	27,5	35	4	8	96	11	22
Getreide									
Winterweizen	19%	86%	32,5	16	3,5	4	52	11	13
Roggen	28%	86%	32,5	15	3,5	4	49	11	13
Hafer	8%	86%	30	15	3,5	4	45	11	12
Hackfrüchte									
Kartoffeln	5%	22%	200	2,7	0,5	3,5	54	10	70
Summe	100%						49	8,9 20,4 kg/ha P ₂ O ₅	15 18,1 kg/ha K ₂ O

Die Nährstoffe P und K sind entsprechend den Entzügen durch das Erntegut nachzuliefern. Hierbei gilt ebenfalls, dass die geringen Bedarfe von 20,4 kg P₂O₅ und 18,1 kg K₂O pro Hektar teilweise über den Boden nachgeliefert werden können und in der Praxis eine Bodenanalyse für die bedarfsgerechte Düngung notwendig ist. Für die Bilanzierung in dieser Studie, die eine Düngung entsprechend dem Entzug postuliert, müssen aber jährlich die genannten Mengen veranschlagt werden.

Für den Marktfruchtbetrieb wird ebenfalls eine Erhaltungskalkung angenommen. Die Mengen richten sich nach Empfehlungen aus LUFA (2004) für organische Böden der Bodenart schwach lehmiger Sand. Demzufolge ist zur Erhaltung des pH-Wertes von Ackerfläche ca. 100 kg CaO pro Hektar und Jahr notwendig.

Die im Rahmen dieses Projekts zu diskutierenden Schadstoffeinträge in Böden ergeben sich bei dieser Betriebsform aus:

- Einträge aus Mineraldüngerzukauf
- abzüglich des Feldfrüchte-Outputs

Einsatz von Pflanzenschutzmitteln im Ökolandbau

Nach der EU-Verordnung Nr. 2092/91 über den ökologischen Landbau sind nach Anhang B Pflanzenschutzmittel und andere Mittel zur Bekämpfung von Schadorganismen nur in einem Fall Präparate zugelassen, die im Rahmen dieses Projektes von Relevanz sein können, da sie Schadstoffe enthalten, die als Einträge in Böden bilanziert werden.

Als Fungizid ist Kupfer in Form von Kupferhydroxid, Kupferoxichlorid, dibasischem Kupfersulfat und Kupferoxid zugelassen. Seit dem 1. Januar 2006 ist die Jahreshöchstmenge auf 6 kg Kupfer je Hektar und Jahr begrenzt; bei mehrjährigen Kulturen bestehen davon abweichende Anforderungen.

Nach der Richtlinie des Bioland-Verbandes sind Kupferpräparate jedoch nur im Gartenbau und in Dauerkulturen zulässig und hier bis maximal 3 kg/(ha*a). Ausnahmen sind der Hopfenanbau und der Kartoffelanbau.

Bei den Kulturen, die für die beiden Bilanzen (Mischbetrieb, Marktfruchtbetrieb) zugrundegelegt wurden, besteht kein Bedarf an Fungiziden (Ausnahme Marktfruchtbetrieb für Kartoffelflächen, allerdings mit einem Flächenanteil von nur 5%) bzw. die meisten Höfe in Deutschland wirtschaften über den EU-Standard hinaus, der ihnen einen Einsatz von Kupferpräparaten im Ackerbau verbietet.

Die mit den Pflanzenschutzmitteln verbundenen Schadstoffeinträge in Böden sind daher nicht in die Bilanzierung aufgenommen worden. Sie können im Einzelfall (bspw. Weinbau) jedoch durchaus von Relevanz sein.

C 4 ERMITTLUNG DER STOFFEINTRÄGE AUS DER FLÄCHENBEWIRTSCHAFTUNG – ANBAU VON SONDERKULTUREN

C 4.1 Auswahl der bilanzierten Kulturen

Sonderkulturen haben nur einen relativ geringen Anteil an den landwirtschaftlichen Flächen. Etwa 1 % der landwirtschaftlichen Flächen besteht nach den Statistiken aus Rebland. Bezogen auf die Ackernutzung, d.h. ohne die Dauergrünlandflächen, haben Gemüse, Erdbeeren und andere Gartengewächse einen Flächenanteil von ebenfalls etwa 1 %. Aus Abbildung C 3 ist die relative Bedeutung der einzelnen Kulturen zu erkennen.

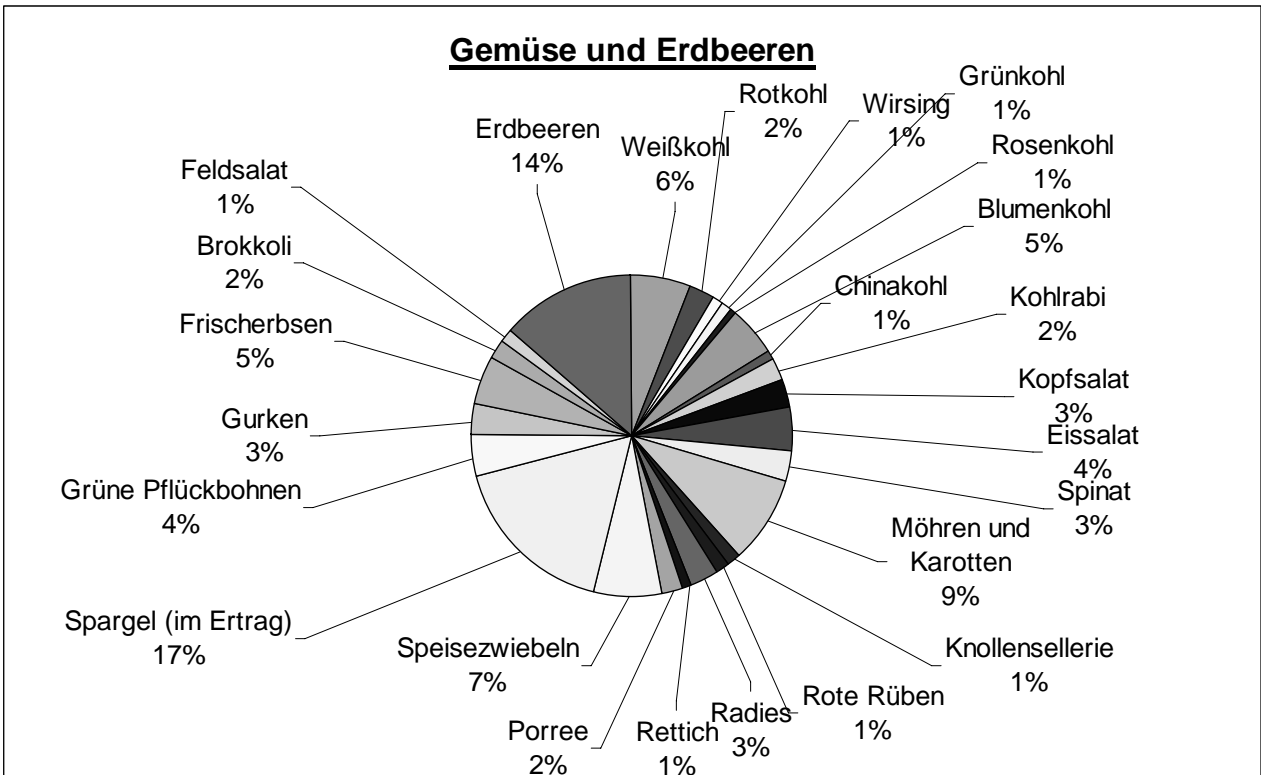


Abb. C 3: Flächenanteile der verschiedenen Kulturen aus Gemüse, Erdbeeren und anderen Gartengewächsen

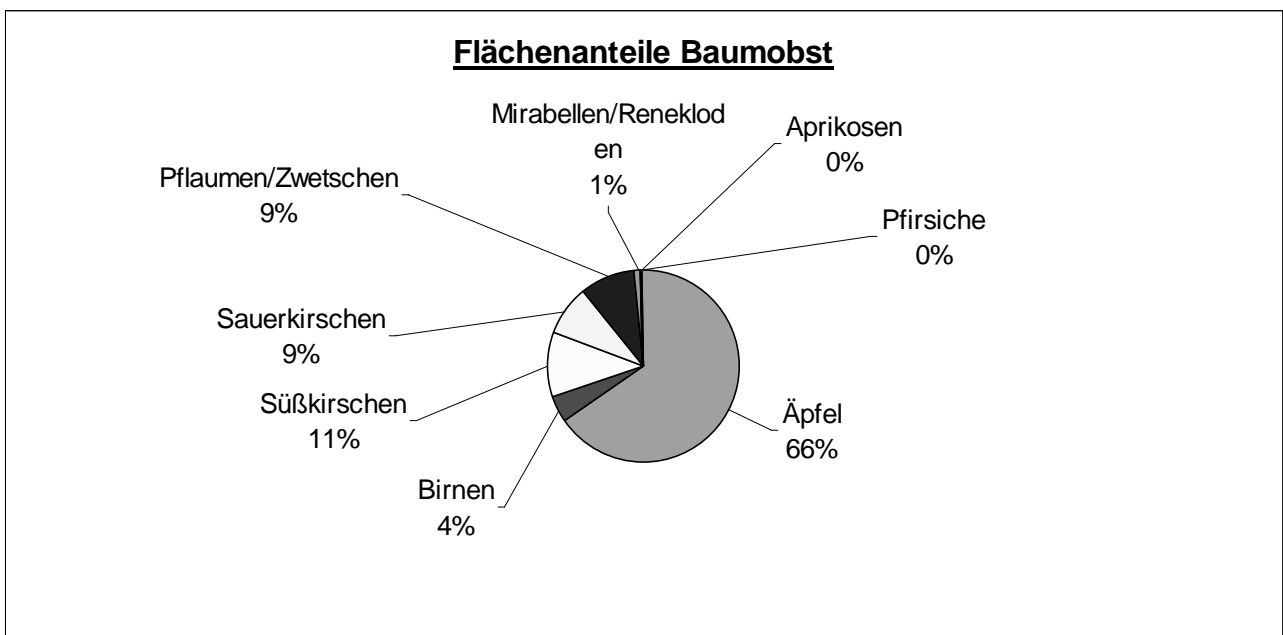


Abb. C 4: Flächenanteile der einzelnen Baumobstsorten

Die größten Flächenanteile weisen der Spargelanbau und der Anbau von Erdbeeren auf. Beide wurden für die Bilanzierung übernommen. Unter der Vielzahl an Salaten und Gemüse musste eine Auswahl getroffen werden. Ausgewählt wurde der Anbau von Möhren und Karotten, der innerhalb dieser Gruppe die größte Anbaufläche hat. Der Obstanbau besteht nicht nur aus Erdbeerkulturen. Die größte Bedeutung hat Baumobst und hier mit Abstand der Apfelanbau.

Um auch für diese Kulturen Schadstoffbilanzen erstellen zu können, wurde, wie auch bei den Feldfrüchten, aus dem Düngebedarf die Düngemittel- und Pflanzenschutzmittelmenge abgeleitet. Alle Bilanzen beziehen sich allerdings auf die jeweilige Anbaufläche und berücksichtigen nicht, wie bei den anderen Kulturen, die Anteile an der gesamten Anbaufläche. Dies ist deshalb gerechtfertigt, da keine Fruchtfolgen zu beachten waren bzw. diskutiert werden konnten. Bei Baumobst handelt es sich um eine Dauerkultur, die keiner Fruchtfolge unterliegt. Gemüseanbauflächen unterliegen in der Gesamtheit ebenfalls tendenziell keiner Fruchtfolge, wobei innerhalb der Gemüseanbauflächen natürlich ein Wechsel der Kulturen stattfindet. Dies lässt sich jedoch im Rahmen dieses Forschungsprojektes nicht abbilden. Bei Spargel und Erdbeeren handelt es sich ebenfalls um mehrjährige Kulturen.

C 4.2 Bedarfsdeckung an Nährstoffen über die einzelnen Düngestrategien – Anbau von Äpfeln

Für den Anbau von Äpfeln wurden anhand der Daten des KTBL (ACHILLES 2002) in Abhängigkeit vom Ertrag durchschnittliche Nährstoffbedarfe ermittelt. Der Nährstoffbedarf derartiger Kulturen ist vergleichsweise gering. Der Bedarfsabschätzung liegt eine Bestandsdichte von 4000 Bäumen/ha und ein Ertrag von 440 dt/ha zugrunde und damit ein intensiver Obstanbau. Für die Kalkung wird der Bedarf an der Empfehlung für die Erhaltungskalkung von Grünlandflächen orientiert.

Für den Apfelanbau werden drei Szenarien der Düngung unterschieden, eine Deckung des Nährstoffbedarfs über mineralische Düngemittel, sowie Kombinationen aus Kompost bzw. Wirtschaftsdünger und mineralischen Düngemitteln. Die mit der Neuanlage einer Obstbaumkultur verbundenen Stoffströme werden im Rahmen dieses Forschungsprojektes nicht betrachtet.

Tab. C 27: Bedarf an Pflanzennährstoffen und seine Deckung über die Düngestrategie Kompost

[kg/ha]	Bedarf	Deckung über Kompost	Deckung über Mineraldünger
N	60	1,8	58,2
P ₂ O ₅	10	10	0
K ₂ O	60	15,2	44,8
CaO	175	57,7	117,3

Entgegen der Düngung auf Ackerflächen wird bei einer reinen Mineraldüngung nur Einzelnährstoffdünger angewendet.

Bei einer Düngung mit Kompost wird der geringe spezifische Nährstoffbedarf von Obst deutlich. Der rechnerische Bedarf an P_2O_5 wird bereits mit einer Kompostgabe von $1,8 \text{ t/ha}^4$ abgedeckt. Auch bezogen auf CaO und K_2O würde die rechtlich zulässige Höchstmenge mit $5,5 \text{ t/ha}$ oder $7,2 \text{ t/ha}$ nicht erreicht. Der nach der Kompostgabe verbleibende Restbedarf wird über Einnährstoffdünger gedeckt, wobei über den N-Dünger Kalkammonsalpeter auch ein Teil des CaO-Bedarfes gedeckt wird. Etwa 89 kg/ha CaO werden als Restbedarf über Hüttenkalk gedeckt.

Tab. C 28: Bedarf an pflanzenverfügbaren Pflanzennährstoffen und seine Deckung über die Düngestrategie Wirtschaftsdünger

[kg/ha]	Bedarf	Deckung über Wirtschaftsdünger	Deckung über Mineraldünger
N	60	18,5	41,5
P_2O_5	10	10	0
K_2O	60	37,4	22,6
CaO	175	14	161

Limitierender Faktor bei der Düngung mit Wirtschaftsdünger ist der Bedarf an P_2O_5 , zur Deckung reicht die Ausbringung von 7 t/ha . Die Aufdüngung erfolgt über Einnährstoffdünger, wobei die Düngung mit Kalkammonsalpeter auch zur teilweisen Bedarfsdeckung von CaO beiträgt. Knapp 141 kg/ha CaO müssen über eine gezielte Kalkdüngung gedeckt werden.

C 4.3 Bedarfsdeckung an pflanzenverfügbaren Nährstoffen über die einzelnen Düngestrategien – Anbau von Erdbeeren

Für den Anbau von Erdbeeren wurden mittlere Erträge und Anbauverhältnisse zugrunde gelegt. Anhand von Daten des KTBL (ACHILLES 2002) und der Staatlichen Lehr- und Versuchsanstalt für Wein- und Obstbau in Weinsberg wurden in Abhängigkeit vom Ertrag durchschnittliche Nährstoffbedarfe ermittelt. Der Nährstoffbedarf derartiger Kulturen ist vergleichsweise gering. Zu berücksichtigen sind für die Bilanzierung der Schadstoffeinträge in Böden zudem die Nährstofffrachten, die über die Anwendung von Stroh als Schutz der Erdbeeren auf die Flächen ausgebracht werden. Der Nährstoffbedarf beruht auf einem Ertrag von 120 bis 175 dt/ha , bei einer 2-jährigen Sorte.

Die über Stroh ausgebrachten Nährstoffe sollten in die Nährstoffbilanzen der Betriebe mit Erdbeerkulturen aufgenommen sein, der spezifische Bedarf wird mit 50 dt/ha angesetzt. Über die spezifischen Gehalte von Stroh werden die Nährstoffgaben berücksichtigt. Wegen der schlechten Pflanzenverfügbarkeit wird jedoch Stickstoff aus Stroh nicht in die Düngebilanz einbezogen.

Es werden drei Düngeszenarien unterschieden, die Düngung mit Kompost oder Wirtschaftsdünger und eine entsprechende Aufdüngung mit mineralischen Düngemitteln oder eine neben der Strohgabe rein mineralische Düngung.

⁴ Angaben hier und im Folgenden als Feuchtsubstanz.

Entgegen der Annahmen für die Ackerbauflächen wird nach der Strategie der mineralischen Düngung der Bedarf nur über die Verwendung von Einnährstoffdüngern gedeckt. Angesichts der recht geringen Bedarfe an Nährstoffen erreicht die Düngung über Kompost nicht die rechtlich zulässigen Höchstmengen. Rechnerisch wird der Restbedarf an K_2O bereits mit 4,8 t/ha Kompost gedeckt, der Bedarf an CaO über 4,3 t/ha. Für die Bilanz wird der Kompostbedarf an K_2O und nicht an CaO ausgerichtet. Es wird nicht davon ausgegangen, dass die CaO-Fracht die Anwendungsmenge von Komposten limitiert. Der verbleibende Nährstoffbedarf wird überwiegend über Einnährstoffdünger gedeckt. Die Überhangmenge CaO erspart rechnerisch entsprechende Aufwendungen im Folgejahr und wird bei der Schadstoffberechnung berücksichtigt.

Tab. C 29: Bedarf an Pflanzennährstoffen für Erdbeeren und seine Deckung über die Düngestrategie Kompost

[kg/ha]	Bedarf*	Deckung über Kompost	Deckung über Mineraldünger
N	60	4,8	55,2
P_2O_5	30	26,4	3,6
K_2O	40	40	0
CaO	137,5	152,1	0

* unter Berücksichtigung der Nährstoffgaben des Strohs

Limitierender Faktor für die Düngung über Wirtschaftsdünger ist der Bedarf an K_2O . Entsprechend dem bei der Berücksichtigung des Strohs verbleibenden kleinen Restbedarf kann mit 7,5 t/ha nur eine relativ kleine Menge Wirtschaftsdünger ausgebracht werden. Entsprechend groß ist der Bedarf an der Aufdüngung über mineralische Düngemittel, wobei überwiegend Einnährstoffdünger zur Anwendung kommen. Die Düngung über Kalkammonsalpeter führt auch zu einer Kalkung der Fläche, so dass über Hüttenkalk nur knapp 115 kg/ha abgedeckt werden müssen.

Tab. C 30: Bedarfsdeckung für Erdbeeren über Düngestrategie Wirtschaftsdünger

[kg/ha]	Bedarf*	Deckung über Wirtschaftsdünger	Deckung über Mineraldünger
N	60	19,8	40,2
P_2O_5	30	10,7	19,3
K_2O	40	40	0
CaO	137,5	15	122,5

* unter Berücksichtigung der Nährstoffgaben des Strohs

C 4.4 Bedarfsdeckung an Nährstoffen über die einzelnen Düngestrategien – Anbau von Gemüse

Für den Anbau von Gemüse (Karotten und Möhren) wurden Daten des KTBL (ZIEGLER 2002) und der Landwirtschaftskammer Hannover zugrunde gelegt, um in Abhängigkeit vom Ertrag durchschnittliche Nährstoffbedarfe zu ermitteln. Der Nährstoffbedarf derartiger Kulturen ist vergleichsweise hoch und basiert auf einer Ertragserwartung von 500 – 600 dt/ha.

Für den Gemüseanbau werden drei Düngeszenarien bilanziert, die in einer Kombination aus Anwendung von Kompost und Wirtschaftsdünger in Verbindung mit einer Aufdüngung über mineralische Düngemittel besteht sowie aus einer rein mineralischen Düngung.

Tab. C 31: Bedarfsdeckung für Möhren/Karotten über Düngestrategie Kompost

[kg/ha]	Bedarf	Deckung über Kompost	Deckung über Mineraldünger
N	150	10,1	139,9
P ₂ O ₅	56	55,3	0,7
K ₂ O	294	84	210
CaO	275	319,3	0

Bei der Düngestrategie Mineraldüngung wird von einer Düngung mit Einnährstoffdüngern ausgegangen.

Bei der Düngung mit Kompost kann der Nährstoffbedarf für keinen Hauptnährstoff abgedeckt werden, für P₂O₅ ist diese Bedarfsdeckung jedoch fast erreicht. Für die Berechnung der Frachten wird eine Höchstmenge Kompost von 10,1 t/ha angesetzt. Mit der Kompostanwendung kommt es rechnerisch zu einer CaO-Gabe über Bedarf. Es wird davon ausgegangen, dass die CaO-Gehalte die Kompostanwendung nicht limitieren. Die Übermenge CaO muss rechnerisch im Folgejahr berücksichtigt werden und wird entsprechend in die Schadstoffbilanzierung einbezogen.

Die rechnerisch erforderliche Menge Wirtschaftsdünger liegt weit über den nach Düngeverordnung zulässigen Gaben an Gesamt-N. Diese 170 kg/ha begrenzen daher die Anwendungsmenge. Rechnerisch wären zur Bedarfsdeckung 40 bzw. 55 m³ notwendig. Die maximal mögliche Menge liegt bei etwa 23 m³, bei den spezifischen Gehalten der zur Berechnung angenommene Rindergülle. Der Restbedarf an Nährstoffen wird zunächst über einen NPK-Dünger und dann über Einnährstoffdünger gedeckt, wobei über die Düngung mit Kalkammonsalpeter auch eine Teilmenge des Kalkbedarfes gedeckt werden kann. Über Hüttenkalk muss ein Restbedarf von etwa 196 kg/ha abgedeckt werden.

Tab. C 32: Bedarfsdeckung für Möhren/Karotten über Düngestrategie Wirtschaftsdünger

[kg/ha]	Bedarf	Deckung über Wirtschaftsdünger	Deckung über Mineraldünger
N	150	61,6	88,4
P ₂ O ₅	56	33,3	22,7
K ₂ O	294	124,4	169,6
CaO	275	46,7	228,3

C 4.5 Bedarfsdeckung an Nährstoffen über die einzelnen Düngestrategien – Anbau von Spargel

Für den Anbau von Spargel wurden Daten des KTBL (ZIEGLER 2002) und der Landwirtschaftskammer Hannover zugrundegelegt, um in Abhängigkeit vom Ertrag durchschnittliche Nährstoffbedarfe zu ermitteln. Für die Bedarfsermittlung an Pflanzennährstoffen wurde das 5. Standjahr als

Referenz zugrunde gelegt. Der Nährstoffbedarf ist, typisch für Dauerkulturen, vergleichsweise gering und basiert auf einer Ertragserwartung von 75 dt/ha. Dem gegenüber steht ein sehr hoher Bedarf an organischer Masse, die bei Neuanlage dieser Flächen eingesetzt werden müssen, um einen ausreichenden Humusgehalt im Boden zu sichern. Bezugsgröße ist jedoch der Bestand im Ertrag, die Aufwendungen für die Neuanlage werden nicht in die Bilanzierung aufgenommen.

Die Kompostgaben liegen für CaO zwangsläufig über dem Bedarf, was in diesem Zusammenhang jedoch vernachlässigt wird. Limitierend ist der Gehalt an P_2O_5 , so dass nur 9,1 t/ha Kompost ausgebracht werden können. Die Deckung des verbleibenden Bedarfs erfolgt über verschiedene Einnährstoffdünger.

Auch für diese Kultur wird eine Düngung über Wirtschaftsdünger, nicht jedoch eine reine mineralische Düngung diskutiert. Limitierender Faktor für die Ausbringung von Wirtschaftsdünger ist der Bedarf an Stickstoff, so dass rechnerisch 11 t/ha ausgebracht werden können. Da über organische Düngemittel bei der gewählten Düngestrategie der N-Bedarf nur zu 70% abgedeckt wird, verbleibt ein Restbedarf über alle Hauptnährstoffe. Entsprechend erfolgt die Abdeckung des Restbedarfs über eine Kombination aus Mehr- und Einnährstoffdüngern.

Tab. C 33: Bedarfsdeckung für Spargel über Düngestrategie Kompost

[kg/ha]	Bedarf	Deckung über Kompost	Deckung über Mineraldünger
N	50	9,2	40,8
P_2O_5	50	50	0
K_2O	150	75,9	74,1
CaO	200	288,6	0

Tab. C 34: Bedarfsdeckung für Spargel über Düngestrategie Wirtschaftsdünger

[kg/ha]	Bedarf	Deckung über Wirtschaftsdünger	Deckung über Mineraldünger
N	50	35	15
P_2O_5	50	18,9	31,1
K_2O	150	70,7	79,3
CaO	200	26,5	173,5

C 4.6 Bedarfsdeckung an Nährstoffen über die einzelnen Düngestrategien – Weinbau

Für den Weinbau zeigt sich eine ähnliche Situation wie im Obstbau. Die Kulturen weisen einen vergleichsweise geringen Nährstoffbedarf auf. Der Nährstoffbedarf wurde für eine mittlere Ertragsleistung (90-150 dt/ha) nach den Angaben des KTBL und der Lehr- und Versuchsanstalt in Weinsberg abgeleitet. Diesem geringen Bedarf stehen oder standen zumindest in der Vergangenheit Empfehlungen an Kompostanwendungen gegenüber, die dazu in keinem Verhältnis stehen. Mittlerweile ist eine Untersaat in Weinbergen üblich geworden, die einen ausreichenden Humusgehalt der Böden sicherstellen soll. Bei der Bilanzierung der Stoffströme wird die Rückführung des Tresters auf die Böden vernachlässigt. Es handelt sich um sehr geringe Mengen.

Im Weinbau ist auch der Einsatz von Klärschlämmen grundsätzlich möglich. Es werden jedoch nur die Düngeszenarien Kompost und Wirtschaftsdünger sowie eine rein mineralische Düngung bilanziert.

Tab. C 35: Bedarfsdeckung im Weinbau über Düngestrategie Kompost

[kg/ha]	Bedarf	Deckung über Kompost	Deckung über Mineraldünger
N	36	5,5	30,5
P ₂ O ₅	30	30	0
K ₂ O	72	45,5	26,5
CaO	500	173,1	326,9

Der limitierende Faktor für die Ausbringung von Kompost ist der vergleichsweise geringe Bedarf an P₂O₅. Entsprechend könne nur 5,5 t/ha Kompost ausgebracht werden. Für die Ausbringung von Wirtschaftsdünger ist der geringe Bedarf an Stickstoff mengenbegrenzend. Es können nur knapp 10 t/ha ausgebracht werden, da wie bei allen organischen Düngemitteln nach der gewählten Düngestrategie der rechnerische Bedarf nur zu 70% abgedeckt wird. Da deshalb ein Restbedarf für alle Hauptnährstoffe verbleibt, erfolgt die Aufdüngung als Kombination aus Mehr- (NPK- und PK-Dünger) und Einnährstoffdüngern.

Tab. C 36: Bedarfsdeckung im Weinbau über Düngestrategie Wirtschaftsdünger

[kg/ha]	Bedarf	Deckung über Wirtschaftsdünger	Deckung über Mineraldünger
N	36	25,2	10,8
P ₂ O ₅	30	13,6	16,4
K ₂ O	72	50,9	21,1
CaO	500	19,1	480,9

C 4.7 Bedarfsdeckung an Nährstoffen über die einzelnen Düngestrategien – Baumschulen

Für Baumschulen werden nur Düngeszenarien diskutiert, die eine Zufuhr organischer Masse beinhalten. Es handelt sich um die Düngestrategien, die die Anwendung von Kompost, Wirtschaftsdünger oder Klärschlamm mit einer mineralischen Ergänzungsdüngung kombinieren. Der Nährstoffbedarf an P₂O₅ und K₂O ist vergleichsweise niedrig, entsprechend werden die Düngemittelgaben durch diese Bedarfe limitiert. Bei der Neupflanzung sind erhebliche Gaben von organischem Material notwendig. Wie auch bei den anderen diskutierten Kulturen wird jedoch von einem Bestand im Ertrag ausgegangen; die für die Neuanpflanzung von größeren Gehölzen etc. benötigten Mengen werden nicht berücksichtigt. Zum Ausgleich der Bodenverluste wird nach Müllhandbuch Nr. 6710 für diese Fälle eine Kompostgabe von 100 dt/(ha*a) empfohlen, was deutlich über den Nährstoffbedarfen liegt.

Mittlerweile produzieren Baumschulen in einem erheblichen Anteil Containerware. Betroffen sind hiervon vor allem Rosen und Ziergehölze. Nach Angaben aus Schleswig-Holstein (2004) werden 61% der Azaleen, 76% der Bodendecker, 31% der immergrünen Ziergehölze, aber auch 23% der

veredelten Obstgehölze als Containerware angeboten. In diesen Fällen erfolgt die Düngung und damit auch der Schadstoffeintrag nicht in den Baumschulböden selbst, sondern am Ort der Auspflanzung, so die in den Containern enthaltenen Böden mitsamt der Pflanzen auf den Flächen verbleiben.

Tab. C 37: Bedarfsdeckung in Baumschulen über die Düngestrategie Komposteinsatz

[kg/ha]	Bedarf	Deckung über Kompost	Deckung über Mineraldünger
N	50	2,4	47,6
P ₂ O ₅	15	13,2	1,8
K ₂ O	20	20	0
CaO	330	76	254,0

Der limitierende Faktor bei der Ausbringung von Kompost ist der Bedarf an K₂O, der rechnerisch mit einer Kompostgabe von 2,4 t gedeckt ist. Der verbleibende Nährstoffbedarf lässt sich überwiegend durch die Anwendung von Einnährstoffdüngern abdecken. Es handelt sich um vergleichsweise kleine Düngemengen, sieht man von der Kalkung ab.

Bei der Anwendung von Klärschlamm zeigt sich ein ähnliches Bild. Auch hier kann aufgrund des geringen Nährstoffbedarfs nur eine kleine Menge organischer Dünger ausgebracht werden. Limitierender Faktor ist aber hier der Bedarf an P₂O₅, der nur eine Ausbringungsmenge von etwa 1 t/ha zulässt. Der verbleibende Nährstoffbedarf lässt sich überwiegend durch die Anwendung von Einnährstoffdüngern abdecken. Es handelt sich um vergleichsweise kleine Düngemengen, sieht man von der Kalkung ab.

Der Einsatz von Wirtschaftsdünger ist mit 3,8 t/ha möglich, begrenzt durch die Bedarfsdeckung für K₂O. Abgesehen von einer kleinen Menge N/P-Dünger erfolgt die Bedarfsdeckung rechnerisch über Einnährstoffdünger, für die Kalkung in größerem Umfang.

Tab. C 38: Bedarfsdeckung in Baumschulen über die Düngestrategie Klärschlammeinsatz

[kg/ha]	Bedarf	Deckung über Klärschlamm	Deckung über Mineraldünger
N	50	2,7	47,3
P ₂ O ₅	15	15	0
K ₂ O	20	1,6	18,4
CaO	330	51,1	278,9

Tab. C 39: Bedarfsdeckung in Baumschulen über die Düngestrategie Wirtschaftsdünger

[kg/ha]	Bedarf*	Deckung über Wirtschaftsdünger	Deckung über Wirtschaftsdünger
N	50	9,9	40,1
P ₂ O ₅	15	5,4	9,7
K ₂ O	20	20	0
CaO	330	7,5	322,5

C 4.8 Weitere Stoffströme bei der Bewirtschaftung von Flächen

C 4.8.1 Beregnung von Kulturen

Eine Beregnung von landwirtschaftlichen Nutzflächen erfolgt nur in wenigen Fällen. Nach Auskunft des Bundesfachverbandes Feldberegnung (LWK Hannover 2004) wurden im Jahre 2001 knapp 3 % der landwirtschaftlichen Nutzflächen beregnet. Nimmt man die Stadtstaaten aus, befinden sich diese Flächen überproportional in Niedersachsen, Hessen und mit Abstrichen in Rheinland-Pfalz.

Ein Beregnungsbedarf dürfte für Erdbeerkulturen, den Anbau von Karotten bzw. Möhren sowie den Spargelanbau üblich sein. Die tatsächlichen Beregnungsmengen (ZIEGLER 2002) hängen stark von den Witterungsverhältnissen und den Bodeneigenschaften ab. Für den Erdbeeranbau kann ein spezifische Bedarf von etwa 750.000 l/(ha*a) unterstellt werden, für den Gemüseanbau liegt der Bedarf bei 1.200.000 l/(ha*a) und für den Spargelanbau bei 1.400.000 l/(ha*a). LÜTTGER (o.J.) berichtet auch über Bewässerungen von Kartoffeln (bis 1.000.000 l/ha*a), sowie von Zuckerrüben und Klee gras (bis 1.100.000 l/ha*a). Im Gegensatz zu den Sonderkulturen dürfte dies aber nicht zuletzt aus ökonomischen Gründen die Ausnahme darstellen.

Stellt man diese Zahlen den Sickerwasserraten gegenüber, die in diesem Forschungsprojekt zur Bilanzierung der Austräge aus Böden unterstellt werden, so ergeben sich rechnerisch immer Überhänge aus den Niederschlägen. Bei einer durchschnittlichen Sickerwasserspense von 100 bis 400 l/m² ergeben sich rechnerisch Potenziale einer Beregnung von 1 bis 4 Millionen l/(ha*a). Es kann deshalb grob davon ausgegangen werden, dass die Beregnungswässer rechnerisch aus den Niederschlagswässern bereitgestellt werden können.

Für die Schadstoffbilanzierung bedeutet dies, dass die Schadstoffe, die über das Beregnungswasser auf den Flächen ausgebracht werden, aus dem geogenen Hintergrund der Böden bzw. deren Belastung durch Düngemittel etc. stammen müssen. Da zumindest das Gros der Schadstoffe damit ursprünglich aus den Böden entnommen ist, wird die Beregnung landwirtschaftlicher Kulturen nicht in die Schadstoffbilanz aufgenommen.

C 4.8.2 Einsatz von Pflanzenschutzmitteln

Durch die Biologische Bundesanstalt wurden Erhebungen über den tatsächlichen Einsatz von Wirkstoffen in der Landwirtschaft durchgeführt (ROSSBERG 2002). Hieraus stammen die nachfolgenden Informationen zu Apfelanbau und Erdbeerkulturen. Für die anderen Sonderkulturen wurde auf Informationen der KTBL (ZIEGLER 2002) und (REDELBERGER 2004) zurückgegriffen.

Danach zeigt sich für den Apfelanbau, dass eine breite Palette an Fungiziden eingesetzt wird. Darunter relativ bedeutend ist Mancozeb, das unter anderem auch Zink als Inhaltsstoff hat. Weitere Fungizide, die Zink oder auch Kupfer enthalten sind Kupferoxychlorid und Metiram, die beide nach (ROSSBERG 2002) aber keine große Verbreitung aufweisen.

Fungizide werden nach Angaben der KTBL (ZIEGLER 2002) ab dem 5. Kulturjahr bis zu 15mal pro Jahr eingesetzt. Herbizide werden nur 2mal pro Jahr eingesetzt. Die mit Abstand bedeutendsten Wirkstoffe sind Glyphosphat und MCPA. Dazu kommen noch Glufosinat und Diuron. Alle diese Mittel weisen keine Metallgehalte auf, die im Rahmen dieses Projektes als Schadstoffeintrag in Böden diskutiert würde. Dies gilt auch mit Tebufenozid, Fenoxycarb, Imidalclobrid und Pirimicarb für die wichtigsten Insektizide. Insektizide werden bis zu 9mal im Jahr appliziert.

Betrachtet man sich die im Apfelanbau eingesetzten Pflanzenschutzmittel, weisen nur die Fungizide und hier die Wirkstoffe Mancozeb und Metiram, Zink-Gehalte sowie Kupferoxychlorid Kupfergehalte auf. Der Anteil Kupfer liegt bei 45%, die Anteile Zink werden pauschal auf 10% gesetzt. Da Metiram und Kupferoxychlorid keine größere Verbreitung haben (ROSSBERG 2002), erfolgt die Bilanzierung allein für den Wirkstoff Mancozeb.

Die Applikation des Pflanzenschutzmittels erfolgt auf die Pflanze und damit ohne Kontakt zum Boden. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass ein Anteil des Zinks im Wirkstoff entweder bereits bei der Applikation oder letztendlich über den Laubfall auf den Boden gelangt. Angenommen wird ein Anteil von 50 %. Bei einer Einsatzmenge von 1.600 g/ha Wirkstoff und 12 Applikationen pro Jahr ergibt sich so eine Zinkfracht von 960 g/ha.

Diese in Tabelle C 40 für Zink aufgezeigte Fracht stellt eine Maximalabschätzung dar, da unterstellt wird, dass als Fungizid nur dieser zinkhaltige Wirkstoff eingesetzt wird. Nach BBA (ROSSBERG 2002) liegt die Verbreitung real wohl nur bei 8 %.

Im 3. Kulturjahr kommen in Erdbeerkulturen Fungizide etwa 5mal jährlich, Herbizide 2mal und Insektizide 1mal zur Anwendung. Die mit Abstand wichtigsten sind Cyprodinil, Fludioxonil und Myclobutanil. Unter den Herbiziden gilt dies für Phenmedipham, Glufosinat und Metamitron. Unter den Insektiziden wird vor allem Deltamethrin, aber auch Amitraz eingesetzt. Unter diesen aufgeführten Mitteln befindet sich nach vorliegenden Informationen keines, das Stoffe enthält, die im Rahmen dieses Projektes als Eintrag in Böden bilanziert werden müssten.

Die nach KTBL (ZIEGLER 2002) im Karottenanbau eingesetzten Pflanzenschutzmittel haben aus Sicht des Forschungsprojektes sämtlich keine Bedeutung, da sie keine Metallgehalte aufweisen. Es handelt sich um die Fungizide Difenoconazol, Azoxystrobin, die Insektizide Linuron, Lambda-Cyhalotrin sowie Pirimicarb. Pendimethalin wird zudem als Herbizid genannt. Über die Häufigkeit des PSM-Einsatzes liegen keine Informationen vor.

Im Spargelanbau wird Mancozeb als Fungizid eingesetzt, das unter anderem auch Zink enthält. Weitere Fungizide sind Difenoconazol, Kresoxim-Methyl und Tebuconazol. Die bei KTBL (ZIEGLER 2002) des weiteren genannten Insektizide und Herbizide weisen keine der im Rahmen des Forschungsprojektes diskutierten Stoffe auf. Es handelt sich um die Herbizide Metribuzin, Campher und Pyridat sowie um die Insektizide Dimethoat und Lambda-Cyhalotrin.

Nach der Datensammlung zum Freilandgemüsebau des KTBL (ZIEGLER 2002) erfolgt die Anwendung von Fungiziden einmal jährlich. Dithane Ultra WP und damit das zinkhaltige Mancozeb wird nach Angaben des Pflanzenschutzdienst Westfalen-Lippe (LWK 2005) eingesetzt. Über den Marktanteil dieses Mittels liegen keine Informationen vor. Aus einem Wirkstoffanteil von 80%, der Annahme von 10 % Zinkgehalt am Wirkstoff ergibt sich eine Eintragsmenge von 96 g/ha. Dies unterstellt, dass das im Wirkstoff enthaltene Zink vollständig in die Böden gelangt.

Im Weinbau werden vor allem Fungizide eingesetzt. Darunter befindet sich mit Kupferoxychlorid ein Wirkstoff, der mit Kupfer einen Stoff enthält, der im Rahmen des Forschungsprojektes problematisiert wird. Die anderen Wirkstoffe wie Cymoxanil, Dithianon aber auch Schwefel enthalten diese Stoffe nicht. Nach dem Bayerischen Rebschutzleitfaden (LWG 2004) wird als Herbizid Glyphosphat als Wirkstoff verwendet.

Nach der Veröffentlichung zu Weinbau und Kellerei des KTBL (2004) erfolgt der Einsatz des Wirkstoffes Kupferoxychlorid über das Produkt Kupfer flüssig 450 FW mit einem Wirkstoffanteil von 75% mit einer 4maligen Anwendung pro Jahr und einer Anwendungsmenge von 0,6 l/ha (LVWO 2004). Der Kupferanteil am Wirkstoff liegt bei 58%. Die in Tabelle C 40 genannte Kupferfracht unterstellt konservativ, dass 100% der applizierten Menge in die Böden gelangt.

Gemäß der Landesanstalt für Pflanzenschutz in Baden-Württemberg (LfP 2004) sind im Bereich der Baumschulen (Ziersträucher) Pflanzenschutzmittel zugelassen, die Kupfer und Zink enthalten. Es handelt sich dabei um Kupferoxychlorid, Kupferhydroxit und Kupferoctanoat sowie Metiram, Mancozeb. Zinkphosphid wird als Rodentizid eingesetzt.

Der Einsatz der Pflanzenschutzmittel erfolgt in Baumschulen bei Ziersträuchern nur bei Befall bzw. Bedarf. Nach LfP (2004) erfolgt die Anwendung von Funguran bis zu einer Anwendungsmenge von 4 bis 6 kg/ha. Für die Bilanz wird eine Anwendungsmenge von 5 kg/ha und ein Eintrag von 50% unterstellt.

Tab. C 40: Schadstofffrachten aus der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in den Sonderkulturen

[g/ha]	Kupfer	Zink
Apfelanbau	-	960
Erdbeeren	-	-
Karotten/Möhren	-	-
Spargel	-	96
Weinbau	1052	
Baumschule	1096	

Wie aus Tabelle C 40 zu entnehmen ist, kann es durch den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln zu einem beträchtlichen Eintrag von Kupfer und Zink in Böden kommen.

C 5 ERMITTELTE SCHADSTOFFFRACHTEN AUS DER FLÄCHENBEWIRTSCHAFTUNG

C 5.1 Schadstofffrachten in der konventionellen Landwirtschaft

Die Schadstofffrachten aus der Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Flächen resultieren aus Düngemaßnahmen und der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln. Die über die Düngung auszubringenden Pflanzennährstoffe ergeben sich aus dem entsprechenden Bedarf der unterschiedlichen Kulturen, setzt man voraus, dass die Böden weder unter- noch überversorgt sind. Die Düngung kann nach unterschiedlichen Strategien erfolgen, die benötigte Düngemittelmenge ergibt sich aus deren Gehalt an Pflanzennährstoffen, ihrer Verfügbarkeit sowie gesetzlichen Randbedingungen, die die Aufwandmengen begrenzen. In Abhängigkeit von den spezifischen Schadstoffgehalten ergeben sich so aus der Düngung von landwirtschaftlichen Flächen heraus Schadstofffrachten für die Böden.

Im Einzelnen wurde folgendermaßen vorgegangen:

- Auswahl der Feldfrüchte, vor allem aufgrund ihrer aus den Flächenanteilen in der landwirtschaftlichen Praxis abgeleiteten Bedeutung; für Dauergrünland wird in Weiden, Mähweiden und Wiesen unterschieden.

- Auswertung der Agrarstatistiken auf Ebene der Kreise und kreisfreien Städte zur Ermittlung der Flächenanteile der ausgewählten Feldfrüchte; Ermittlung der typischen Anbauverhältnisse und Kategorisierung in 51 Typen (inkl. Dauergrünland und Sonderkulturen)
- Ermittlung der Bedarfe an Pflanzennährstoffen für die einzelnen Typen über die Auswertung der Erntemengen auf Basis der Agrarstatistiken auf Kreisebene
- Bedarfsdeckung prinzipiell über vier Düngestrategien:
 - a) ausschließliche Düngung über Mineraldünger
 - b) Einsatz von Wirtschaftsdünger und Ergänzung mit Mineraldünger
 - c) Einsatz von Komposten (maximal 6,67 t Trockenmasse pro ha und Jahr) und Ergänzung mit Mineraldünger
 - d) Einsatz von kommunalen Klärschlämmen (maximal 1,67 t Trockenmasse pro Hektar und Jahr) und Ergänzung mit Mineraldünger
- Übernahme der Daten zur Schadstoffbelastung und den Nährstoffgehalten der Düngemittel aus einem parallelen Forschungsvorhaben des UBA und Ergänzung für kommunale Klärschlämme und Komposte aus weiteren Daten des Umweltbundesamtes
- Zur Deckung des Nährstoffbedarfs der Kulturen an Stickstoff werden bei organischen Düngemitteln nur die pflanzenverfügbaren Anteile in der Bilanz berücksichtigt. Zudem wird unterstellt, dass mit diesen Düngemitteln maximal 70% des spezifischen Stickstoffbedarfs gedeckt wird. Die Gehalte an P_2O_5 und K_2O gehen vollständig in die Düngebilanz ein.
- Verknüpfung der Düngemittelmengen mit deren spezifischen Gehalten an Schadstoffen und damit Ableitung von Schadstofffrachten.

Ein weiterer Eintragspfad stellt die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln dar. Zur Ermittlung der Schadstofffrachten wurde dabei folgendermaßen vorgegangen:

- Ermittlung der typischen Wirkstoffe für die einzelnen Kulturen, differenziert nach Herbiziden, Fungiziden, Insektiziden, etc.; Auswahl der Mittel, die Metallgehalte (v.a. Kupfer und Zink) aufweisen.
- Ableitung der Schadstofffrachten über Anwendungsmengen und spezifische Gehalte

C 5.1.1 Schadstofffrachten in der konventionellen Bewirtschaftung von Ackerflächen

In Tabelle C 41 sind die Ergebnisse für die Berechnung der Schadstofffrachten für die einzelnen Anbautypen im konventionellen Ackerbau aufgeführt. Genannt sind die Frachten nur für die Schadstoffe, für die über alle Düngemittel Angaben zu spezifischen Schadstoffgehalten vorliegen.

Bei einer ersten Übersicht über die Ergebnisse zeigt sich, dass die absoluten Frachten über die einzelnen Anbautypen hinweg eine relativ große Bandbreite aufweisen. Dabei sind die Frachten dann tendenziell höher, wenn die Nährstoffbedarfe der Kulturen über eine Kombination aus Sero-Dünger und Mineraldünger befriedigt werden. In den Bilanzen wurde dabei berücksichtigt, dass auch in der konventionellen Landwirtschaft gerade bei der Rinderhaltung ein relevanter Anteil des Futtermittelbedarfs über betriebseigene Futtermittel bereit gestellt wird. Ein Teil der Schadstoffgehalte im Wirtschaftsdünger (Tab. C 22) resultiert demnach in diesen Fällen aus Schwermetallen, die aus dem betriebseigenen Futtermittel und damit mit Düngemittel beaufschlagten Böden stammen.

Wie man aus Abbildung C 5 entnehmen kann, resultiert die bilanzierte Fracht an Zink nahezu ausschließlich aus den Anteilen, die aus der Düngung mit organischen Düngemitteln stammen. Die Anteile, die bei diesen Düngestrategien aus der Aufdüngung durch mineralische Düngemittel resultieren, sind demgegenüber zu vernachlässigen. Ihr Anteil an der Gesamtfracht ist mit etwa 7,5% bei der Düngestrategie Wirtschaftsdünger relativ am größten.

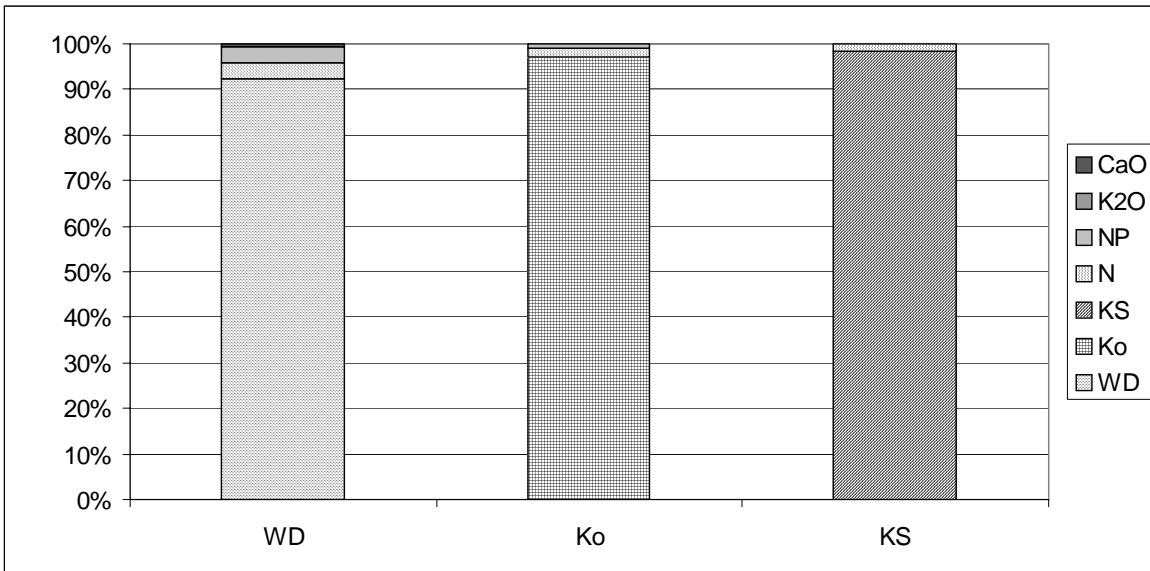


Abb. C 5: Anteile der einzelnen Düngemittel (y-Achse) an der Schadstofffracht bei verschiedenen Düngestrategien (x-Achse), am Beispiel Zink und Anbautyp A_01

Tab. C 41: Schadstofffrachten (Schwermetalle) aus der konventionellen Bewirtschaftung von Ackerflächen in g/ha

		Zink	Kupfer	Arsen	Cadmium	Chrom	Quecksilber	Nickel	Blei	Thallium
A_1	WD	281,05	68,19	2,19	0,86	46,36	0,04	9,79	8,56	0,11
	Ko	753,93	209,32	17,38	2,26	104,23	0,57	61,26	173,11	0,47
	KS	849,99	344,28	5,34	1,41	55,78	0,78	31,62	61,43	0,41
	MD	89,63	18,68	1,28	1,69	46,65	0,02	7,06	8,27	0,10
A_2	WD	569,04	133,21	2,73	0,75	43,37	0,07	12,70	9,55	0,13
	Ko	1383,90	386,98	30,97	3,50	156,14	1,04	108,34	315,33	0,80
	KS	996,78	404,48	6,24	1,73	59,97	0,93	36,56	70,97	0,49
	MD	119,78	25,72	1,28	2,23	49,51	0,02	7,60	8,05	0,12
A_3	WD	560,05	137,07	3,51	0,83	45,51	0,08	13,74	10,39	0,17
	Ko	1401,44	391,39	31,00	3,84	157,17	1,05	108,69	315,89	0,81
	KS	1100,78	447,67	6,89	1,95	61,97	1,03	40,07	78,52	0,54
	MD	129,21	28,17	1,40	2,52	50,61	0,03	8,02	8,76	0,14
A_4	WD	691,25	157,65	2,75	0,62	41,60	0,07	13,62	8,96	0,12
	Ko	1387,81	388,88	30,88	3,60	157,84	1,04	108,40	314,20	0,80
	KS	993,28	404,70	6,24	1,76	61,61	0,93	36,68	69,99	0,49
	MD	115,57	25,64	1,28	2,27	51,11	0,03	7,71	7,06	0,13
A_5	WD	120,80	23,60	2,03	1,00	48,62	0,03	8,14	7,28	0,10
	Ko	376,05	98,61	8,91	1,61	73,42	0,27	31,83	82,82	0,26
	KS	849,52	338,73	5,24	1,33	55,80	0,77	31,06	59,81	0,40
	MD	72,54	11,27	1,53	1,36	46,61	0,02	7,00	7,82	0,09
A_6	WD	356,53	89,26	2,88	0,74	50,73	0,06	11,40	5,79	0,14
	Ko	1374,70	385,74	30,74	3,29	158,56	1,04	108,03	312,15	0,78
	KS	862,84	351,00	5,44	1,52	61,04	0,81	32,43	59,38	0,43
	MD	102,43	22,48	1,14	1,96	51,62	0,02	7,31	4,99	0,11
A_7	WD	360,68	86,62	3,49	1,06	51,07	0,07	12,14	7,48	0,17
	Ko	1385,83	387,27	31,21	3,69	159,79	1,05	108,75	313,72	0,81
	KS	1157,35	470,90	7,20	1,95	65,32	1,08	41,77	79,92	0,56
	MD	133,67	28,91	1,40	2,52	52,98	0,02	7,92	6,28	0,13
A_8	WD	636,25	156,07	3,24	0,80	47,20	0,07	14,12	8,61	0,15
	Ko	1402,02	391,45	30,99	3,84	159,50	1,05	108,70	313,96	0,81
	KS	1116,72	454,35	6,97	1,94	64,47	1,05	40,59	77,71	0,55
	MD	129,77	28,20	1,39	2,51	52,70	0,03	8,00	6,81	0,13
A_9	WD	903,06	206,07	2,74	0,71	40,65	0,08	15,33	9,50	0,11
	WD S	1278,75	332,61	2,04	0,51	44,58	0,05	18,44	9,98	0,09
	Ko	1413,42	393,06	31,05	3,98	160,10	1,04	108,86	314,08	0,81
	KS	1195,33	484,92	7,41	2,05	65,81	1,11	42,96	82,73	0,58
A_10	MD	141,16	29,80	1,45	2,65	53,26	0,03	8,14	6,91	0,14
	WD	467,85	115,73	3,65	0,87	49,27	0,08	13,25	8,31	0,18
	Ko	1398,49	391,12	30,98	3,82	159,37	1,05	108,68	314,02	0,81
	KS	1098,55	447,70	6,87	1,93	64,17	1,03	40,09	76,70	0,54
A_11	MD	126,25	27,88	1,37	2,50	52,59	0,03	7,99	6,87	0,14
	WD	438,22	105,54	3,79	1,00	51,30	0,08	13,15	7,32	0,18
	Ko	1408,97	392,06	31,01	3,92	161,09	1,05	108,82	313,09	0,81
	KS	1153,66	467,87	7,16	2,00	66,39	1,08	41,70	79,03	0,56
A_12	MD	136,73	28,81	1,41	2,60	54,21	0,03	8,12	5,96	0,14
	WD	512,93	122,09	3,88	1,03	49,58	0,08	13,82	8,62	0,18
	Ko	1420,94	394,48	31,11	4,12	160,94	1,05	109,03	314,07	0,82
	KS	1260,33	511,14	7,80	2,15	67,26	1,17	45,04	86,92	0,61
A_13	MD	148,68	31,22	1,51	2,79	54,08	0,03	8,32	6,90	0,14
	WD	525,23	131,15	3,79	0,89	50,25	0,08	13,95	8,06	0,18
	Ko	1405,27	392,32	31,03	3,94	160,70	1,05	108,85	313,55	0,81
	KS	1157,75	471,50	7,22	2,02	66,08	1,09	41,99	80,06	0,57
A_14	MD	133,03	29,08	1,42	2,62	53,87	0,03	8,16	6,42	0,14
	WD	911,77	192,63	2,53	0,86	40,89	0,08	14,78	8,13	0,10
	WD S	1296,02	328,94	2,02	0,52	46,29	0,05	18,35	8,75	0,09
	Ko	1442,97	392,66	31,04	3,97	161,56	1,05	108,87	312,89	0,81
A_15	KS	1214,65	480,11	7,34	2,04	67,16	1,10	42,64	80,80	0,57
	MD	170,71	29,40	1,43	2,64	54,63	0,03	8,16	5,74	0,14
	WD	894,12	220,17	3,32	1,43	49,18	0,09	16,75	9,48	0,18
	WD S	1500,35	391,20	2,37	0,72	46,09	0,07	21,13	11,07	0,12
A_16	Ko	1432,55	397,79	31,28	4,57	163,80	1,06	109,76	314,42	0,85
	KS	1272,09	514,49	7,97	2,61	70,14	1,19	45,77	87,28	0,64
	MD	160,41	34,61	1,69	3,30	57,23	0,05	9,16	7,42	0,18
	WD	538,09	125,59	3,37	1,01	49,95	0,07	13,27	8,35	0,16
A_17	Ko	1426,51	388,95	31,22	3,81	159,74	1,05	108,86	314,21	0,81
	KS	1232,45	487,95	7,45	2,02	65,66	1,12	43,12	83,17	0,58
	MD	171,48	29,90	1,44	2,62	52,96	0,02	8,05	6,81	0,13
	WD	517,21	130,48	3,31	0,79	47,79	0,07	13,27	8,92	0,16
A_17	Ko	1392,95	389,81	30,92	3,68	157,80	1,05	108,50	314,64	0,81
	KS	1034,49	421,17	6,49	1,82	61,96	0,97	37,97	73,06	0,51
	MD	120,71	26,57	1,32	2,36	51,10	0,03	7,82	7,50	0,13

Tab. C 41: Schadstofffrachten (Schwermetalle) aus der konventionellen Bewirtschaftung von Ackerflächen in g/ha – Fortsetzung

		Zink	Kupfer	Arsen	Cadmium	Chrom	Quecksilber	Nickel	Blei	Thallium
A_18	WD	560,59	140,49	2,97	0,70	47,66	0,07	13,21	7,85	0,14
	Ko	1385,90	388,41	30,86	3,55	158,36	1,04	108,35	313,55	0,80
	KS	976,21	397,70	6,14	1,72	61,96	0,92	36,12	68,23	0,48
	MD	113,65	25,16	1,26	2,23	51,55	0,03	7,65	6,40	0,12
A_19	WD	335,38	81,24	2,98	0,85	51,03	0,06	11,31	5,80	0,15
	Ko	1379,77	386,50	30,77	3,37	158,97	1,04	108,14	312,23	0,79
	KS	898,41	364,89	5,64	1,58	61,79	0,84	33,55	61,68	0,44
	MD	107,51	23,24	1,17	2,05	52,05	0,03	7,43	5,07	0,11
A_20	WD	188,57	44,33	1,83	0,73	50,08	0,03	8,61	4,59	0,09
	Ko	548,95	152,85	12,82	1,74	91,13	0,42	46,05	124,19	0,35
	KS	694,12	282,21	4,40	1,14	56,73	0,64	26,76	47,98	0,33
	MD	66,76	14,32	1,13	1,33	48,74	0,02	6,64	4,70	0,08
A_21	WD	276,15	69,08	2,76	1,22	57,52	0,06	12,17	6,59	0,19
	Ko	1371,00	386,12	30,76	3,35	159,77	1,04	108,12	311,48	0,79
	KS	878,37	359,66	5,56	1,56	62,47	0,83	33,16	60,11	0,44
	MD	98,75	22,86	1,15	2,02	52,78	0,03	7,40	4,33	0,11
A_22	WD	479,33	119,86	3,15	0,71	49,11	0,07	12,75	7,06	0,15
	Ko	1381,87	387,88	30,84	3,51	158,95	1,04	108,32	312,93	0,80
	KS	953,36	389,05	6,01	1,69	62,35	0,90	35,47	66,24	0,47
	MD	109,62	24,63	1,23	2,19	52,10	0,03	7,62	5,79	0,12
A_23	WD	276,88	66,00	2,38	0,81	49,13	0,05	10,02	6,28	0,11
	Ko	921,80	257,08	21,02	2,50	120,74	0,70	74,04	209,70	0,55
	KS	845,12	342,74	5,31	1,41	58,79	0,78	31,59	58,88	0,41
	MD	100,51	21,47	1,13	1,80	49,50	0,02	7,03	5,76	0,10
A_24	WD	315,46	64,30	2,63	0,79	49,51	0,05	10,25	6,26	0,13
	Ko	1132,31	305,75	24,74	2,78	134,78	0,83	86,99	249,02	0,64
	KS	887,17	344,16	5,33	1,44	59,23	0,79	31,76	59,02	0,41
	MD	152,19	24,66	1,01	1,94	49,96	0,01	7,05	5,54	0,10
A_25	WD	517,63	128,02	2,66	0,78	46,33	0,06	12,39	8,82	0,13
	WD S	945,35	245,57	1,77	0,52	44,00	0,04	15,14	9,62	0,08
	Ko	1339,85	374,54	30,20	3,33	153,30	1,02	105,49	306,39	0,78
	KS	978,05	396,39	6,12	1,67	59,93	0,91	35,89	69,21	0,48
	MD	118,62	25,20	1,25	2,16	49,59	0,02	7,49	7,56	0,12
A_26	WD	420,59	98,66	2,64	0,80	47,62	0,06	11,47	7,07	0,12
	Ko	1226,72	343,24	27,77	3,11	146,02	0,93	97,17	279,69	0,72
	KS	949,48	385,72	5,94	1,61	61,08	0,88	35,04	66,00	0,46
	MD	112,93	24,38	1,21	2,08	50,81	0,02	7,37	6,00	0,11
A_27	WD	475,43	105,99	2,49	0,72	48,12	0,05	11,50	6,56	0,12
	Ko	1260,77	342,07	27,57	3,03	145,69	0,93	96,74	278,31	0,71
	KS	926,41	360,35	5,57	1,52	60,39	0,83	33,07	61,48	0,43
	MD	145,50	23,00	1,15	1,96	50,72	0,02	7,24	5,55	0,10
A_28	WD	713,70	156,51	2,65	0,87	46,65	0,07	13,53	7,19	0,13
	Ko	1445,75	389,05	30,89	3,64	159,93	1,05	108,50	312,83	0,80
	KS	1065,79	411,15	6,33	1,80	63,86	0,95	37,26	69,68	0,50
	MD	173,52	25,81	1,29	2,33	53,09	0,03	7,82	5,71	0,13
A_29	WD	387,23	90,27	3,36	0,86	50,39	0,07	12,04	7,16	0,16
	Ko	1411,85	388,94	30,88	3,59	158,86	1,04	108,38	313,28	0,80
	KS	1026,64	408,78	6,29	1,75	62,74	0,94	36,97	69,74	0,49
	MD	139,59	25,68	1,27	2,26	51,99	0,03	7,67	6,11	0,12
A_30	WD	531,05	128,74	3,02	0,76	45,95	0,07	12,90	8,86	0,14
	Ko	1389,49	388,92	30,88	3,59	157,25	1,04	108,37	314,58	0,80
	KS	995,03	404,77	6,25	1,75	61,02	0,93	36,65	70,37	0,49
	MD	117,24	25,68	1,28	2,26	50,53	0,03	7,67	7,42	0,12
A_31	WD	583,36	145,95	2,63	0,67	46,37	0,06	12,95	8,32	0,13
	WD S	1007,95	262,79	1,68	0,43	43,51	0,04	15,57	9,08	0,08
	Ko	1381,97	386,94	30,86	3,43	157,01	1,04	108,21	314,14	0,79
	KS	942,21	382,71	5,92	1,64	60,28	0,88	34,88	66,37	0,46
	MD	112,71	24,42	1,22	2,12	50,26	0,02	7,49	6,93	0,12
A_32	WD	540,52	120,81	3,35	0,79	43,23	0,08	13,10	9,88	0,15
	Ko	1399,97	390,49	30,96	3,75	157,28	1,05	108,58	315,38	0,81
	KS	1064,92	431,94	6,65	1,88	61,71	1,00	38,83	75,50	0,53
	MD	127,73	27,26	1,36	2,43	50,66	0,03	7,91	8,24	0,13
A_33	WD	429,29	104,82	3,05	0,69	48,65	0,07	12,13	6,79	0,15
	Ko	1377,48	386,78	30,79	3,40	158,42	1,04	108,17	312,83	0,79
	KS	904,02	368,58	5,70	1,60	61,32	0,85	33,85	62,86	0,45
	MD	105,23	23,53	1,19	2,08	51,57	0,03	7,47	5,68	0,12
A_34	WD	420,71	97,39	2,65	0,66	47,25	0,06	11,45	6,11	0,12
	Ko	1368,84	385,12	30,72	3,24	158,10	1,04	107,96	312,28	0,78
	KS	829,75	338,63	5,26	1,47	60,29	0,78	31,47	57,52	0,41
	MD	96,58	21,86	1,11	1,91	51,19	0,02	7,25	5,11	0,11

Tab. C 41: Schadstofffrachten (Schwermetalle) aus der konventionellen Bewirtschaftung von Ackerflächen in g/ha - Fortsetzung

		Zink	Kupfer	Arsen	Cadmium	Chrom	Quecksilber	Nickel	Blei	Thallium
A_35	WD	31,09	8,80	0,76	0,40	41,10	0,01	5,15	1,81	0,04
	Ko	1354,33	381,46	30,44	3,16	156,39	1,03	107,01	309,78	0,77
	KS	804,51	326,40	5,11	1,45	55,45	0,75	30,45	58,96	0,40
	MD	92,45	21,19	1,08	1,84	50,78	0,02	7,16	5,14	0,10
A_36	WD	424,09	99,37	3,09	0,72	47,37	0,07	12,02	7,36	0,15
	Ko	1383,47	387,20	30,81	3,44	157,95	1,04	108,21	313,36	0,79
	KS	924,07	375,05	5,80	1,63	61,01	0,86	34,34	64,42	0,46
	MD	111,23	23,95	1,21	2,11	51,14	0,03	7,51	6,21	0,12
A_37	WD	444,24	112,02	3,51	0,93	50,98	0,07	12,95	7,62	0,17
	Ko	1401,57	391,30	30,98	3,81	159,88	1,04	108,65	313,46	0,81
	KS	1114,03	453,23	6,94	1,91	64,82	1,04	40,46	77,05	0,54
	MD	129,30	28,04	1,37	2,48	52,98	0,03	7,93	6,29	0,13
A_38	WD	375,07	92,73	3,90	0,95	51,59	0,08	12,79	7,61	0,19
	Ko	1404,43	391,43	30,99	3,85	160,16	1,05	108,72	313,51	0,81
	KS	1120,66	454,99	6,98	1,95	65,14	1,05	40,66	77,37	0,55
	MD	132,18	28,18	1,38	2,53	53,32	0,03	8,03	6,37	0,14
A_39	WD	340,62	85,80	2,40	0,74	50,00	0,05	10,71	5,45	0,13
	Ko	1377,89	386,46	30,77	3,37	159,38	1,04	108,14	311,90	0,79
	KS	896,80	364,97	5,64	1,58	62,20	0,84	33,57	61,38	0,44
	MD	105,63	23,20	1,17	2,05	52,42	0,03	7,43	4,75	0,11
A_40	WD	325,12	81,26	3,30	1,34	55,33	0,07	13,36	8,73	0,23
	Ko	1400,87	390,25	30,93	3,75	161,27	1,05	108,64	312,22	0,81
	KS	1075,09	435,69	6,69	1,88	65,80	1,00	39,19	73,02	0,53
	MD	128,63	27,00	1,33	2,44	54,34	0,03	7,94	5,09	0,13
A_41	WD	283,74	70,16	2,72	1,25	59,32	0,05	12,22	6,09	0,18
	Ko	1373,45	385,77	30,74	3,31	159,76	1,04	108,08	311,35	0,78
	KS	866,80	353,27	5,47	1,53	62,30	0,81	32,66	58,95	0,43
	MD	101,19	22,50	1,14	1,99	52,76	0,03	7,37	4,19	0,11
A_42	WD	327,41	81,68	2,50	0,75	50,12	0,05	10,66	6,04	0,12
	Ko	1099,64	306,41	24,77	2,77	135,23	0,83	87,15	249,30	0,64
	KS	842,02	339,98	5,27	1,43	59,38	0,78	31,44	58,07	0,41
	MD	117,18	24,65	0,99	1,93	50,18	0,01	7,02	5,23	0,10

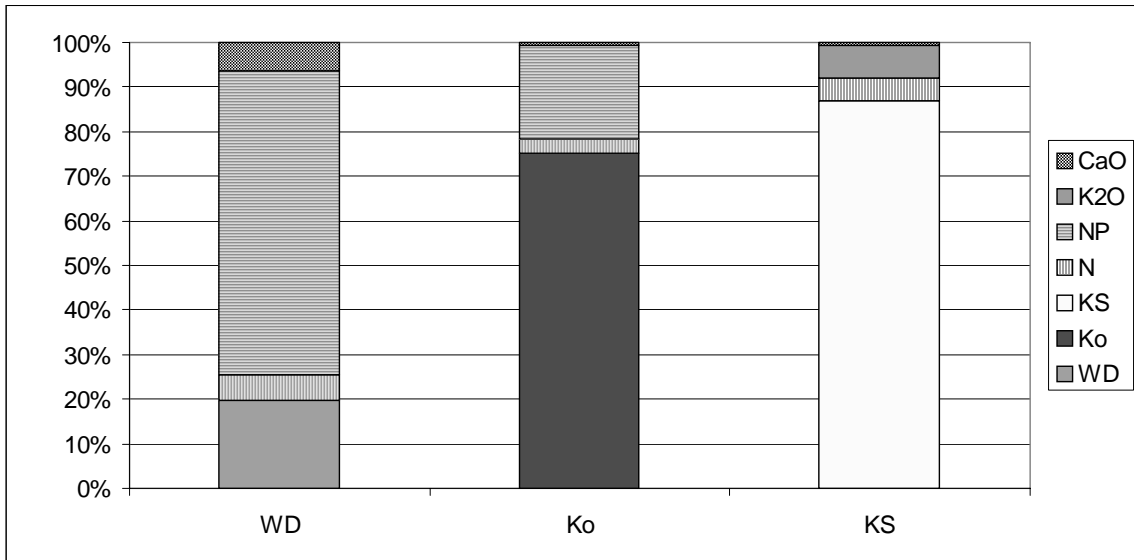


Abb. C 6: Anteile der einzelnen Düngemittel an der Schadstofffracht, am Beispiel Cadmium und Anbautyp A_01

Für das Beispiel Cadmium zeigt diese Analyse ein anderes Ergebnis. Wie man aus Abbildung C 6 ersehen kann, trägt bei der Düngestrategie Wirtschaftsdünger die mineralische Ergänzungsdüngung einen erheblichen Anteil an der Gesamtfracht an Cadmium. Werden Sero-Dünger (Klärschlamm bzw. Kompost) eingesetzt, sind die Anteile der mineralischen Ergänzungsdüngung an der Gesamtfracht Cadmium recht gering. Bei Kompost werden knapp 25% erreicht, bei Klärschlamm knapp 13%. Der hohe Anteil an der Cadmiumfracht bei der Düngestrategie Wirtschaftsdünger entstammt vor allem aus der NP-Mineraldüngung.

Bei Überschreitung der Vorsorgewerte für Böden sind nach § 11 BBodSchV Einträge der Schadstoffe auf die zulässige Zusatzbelastung begrenzt. Vergleicht man die ermittelten Frachten mit der zulässigen Zusatzbelastung, zeigt sich in den beiden Beispielen die Relevanz der ermittelten Maximalfrachten. Bei Cadmium kommen diese relativ nahe an die zulässige Fracht, bei Zink kommt es für die Düngestrategien Kompost und Klärschlamm zu einer Überschreitung der zulässigen Zusatzbelastung.

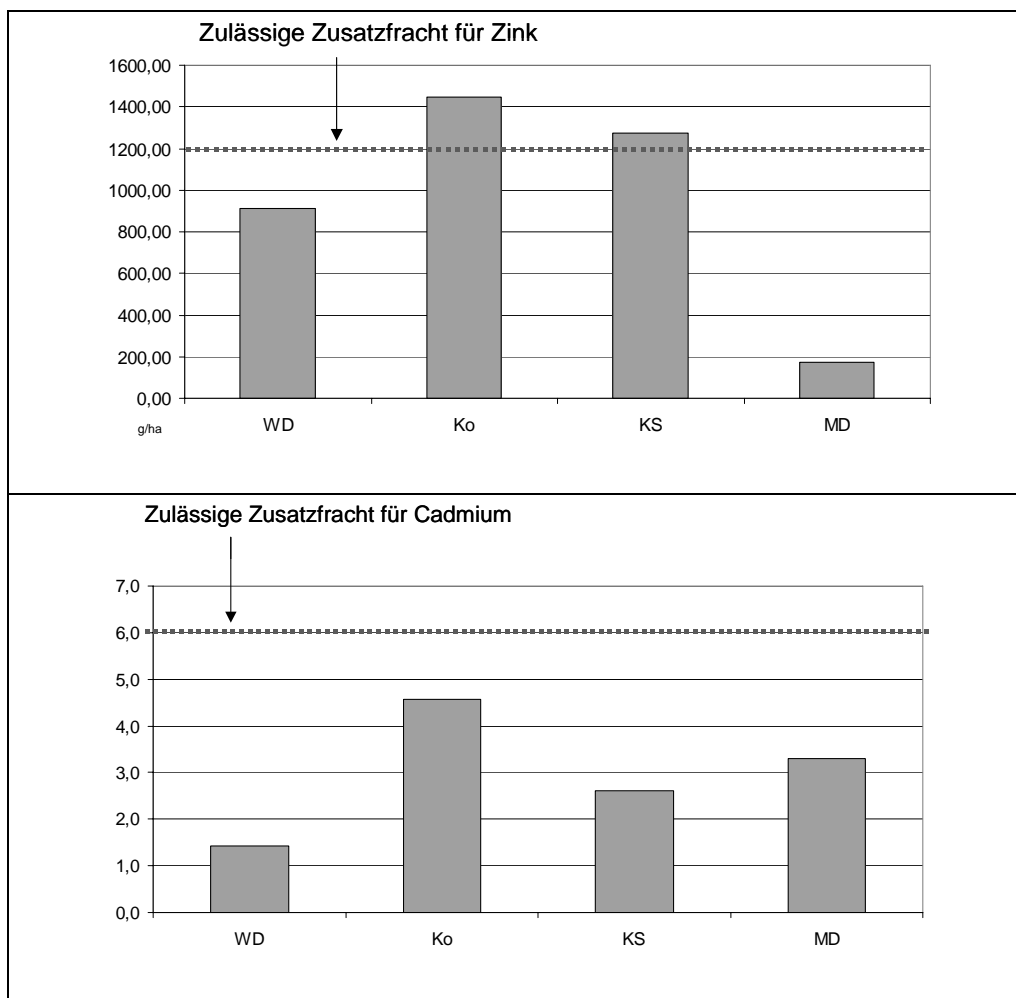


Abb. C 7: Gegenüberstellung der bilanzierten maximalen Schadstofffrachten mit den zulässigen Frachten nach Anhang 2 BBodSchV am Beispiel Zink und Cadmium

Tab. C 42: Schadstofffrachten (org. Schadstoffe) aus der konventionellen Bewirtschaftung von Ackerflächen in g/ha

		PAK	Benzo(a)pyren	PCB	PCDD/F
A_1	WD	0,05	0,00	0,003	1,6E-06
	Ko	10,77	0,68	0,072	3,9E-05
	KS	6,15	0,45	0,050	4,0E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_2	WD	0,12	0,01	0,006	3,5E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	7,24	0,52	0,058	4,7E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_3	WD	0,11	0,01	0,007	4,3E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	8,02	0,58	0,065	5,3E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_4	WD	0,15	0,01	0,007	4,4E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	7,25	0,53	0,058	4,8E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_5	WD	0,02	0,00	0,001	7,6E-07
	Ko	4,94	0,31	0,033	1,8E-05
	KS	6,06	0,44	0,049	4,0E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_6	WD	0,07	0,01	0,005	3,1E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	6,28	0,46	0,051	4,1E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_7	WD	0,07	0,01	0,005	3,3E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	8,45	0,61	0,068	5,5E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_8	WD	0,13	0,01	0,007	4,1E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	8,15	0,59	0,066	5,3E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_9	WD	0,20	0,01	0,008	4,7E-06
	WD Sc	0,26	0,01	0,006	3,7E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	8,70	0,63	0,070	5,7E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_10	WD	0,09	0,01	0,007	4,1E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	8,03	0,58	0,065	5,3E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_11	WD	0,09	0,01	0,007	4,2E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	8,39	0,61	0,068	5,5E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_12	WD	0,10	0,01	0,007	4,3E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	9,18	0,67	0,074	6,0E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_13	WD	0,11	0,01	0,007	4,4E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	8,46	0,61	0,068	5,5E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_14	WD	0,20	0,01	0,008	4,8E-06
	WD Sc	0,26	0,01	0,006	3,6E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	8,62	0,62	0,069	5,7E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_15	WD	0,18	0,01	0,008	4,8E-06
	WD Sc	0,31	0,02	0,007	4,3E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	9,18	0,67	0,074	6,0E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_16	WD	0,10	0,01	0,005	3,4E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	8,76	0,63	0,070	5,7E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_17	WD	0,10	0,01	0,006	3,8E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	7,54	0,55	0,061	4,9E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00

Tab. C 42: Schadstofffrachten (org. Schadstoffe) aus der konventionellen Bewirtschaftung von Ackerflächen in g/ha - Fortsetzung

		PAK	Benzo(a)pyren	PCB	PCDD/F
A_18	WD	0,11	0,01	0,006	3,7E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	7,12	0,52	0,057	4,7E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_19	WD	0,06	0,01	0,005	3,2E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	6,53	0,47	0,053	4,3E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_20	WD	0,04	0,00	0,002	1,2E-06
	Ko	7,83	0,49	0,052	2,8E-05
	KS	5,04	0,37	0,041	3,3E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_21	WD	0,05	0,00	0,004	2,5E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	6,44	0,47	0,052	4,2E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_22	WD	0,10	0,01	0,006	3,8E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	6,97	0,51	0,056	4,6E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_23	WD	0,05	0,00	0,003	2,1E-06
	Ko	13,31	0,84	0,089	4,8E-05
	KS	6,13	0,44	0,049	4,0E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_24	WD	0,05	0,00	0,004	2,4E-06
	Ko	15,88	1,00	0,106	5,7E-05
	KS	6,16	0,45	0,050	4,0E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_25	WD	0,10	0,01	0,005	2,9E-06
	WD Sc	0,19	0,01	0,004	2,7E-06
	Ko	19,49	1,23	0,130	7,0E-05
	KS	7,10	0,51	0,057	4,7E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_26	WD	0,09	0,01	0,005	2,9E-06
	Ko	17,85	1,13	0,119	6,4E-05
	KS	6,91	0,50	0,056	4,5E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_27	WD	0,09	0,01	0,004	2,8E-06
	Ko	17,79	1,12	0,118	6,4E-05
	KS	6,45	0,47	0,052	4,2E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_28	WD	0,14	0,01	0,006	4,0E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	7,37	0,53	0,059	4,8E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_29	WD	0,07	0,01	0,006	3,5E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	7,32	0,53	0,059	4,8E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_30	WD	0,11	0,01	0,006	3,7E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	7,25	0,53	0,058	4,8E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_31	WD	0,12	0,01	0,005	3,2E-06
	WD Sc	0,21	0,01	0,005	2,9E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	6,85	0,50	0,055	4,5E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_32	WD	0,12	0,01	0,007	4,5E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	7,74	0,56	0,062	5,1E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_33	WD	0,09	0,01	0,006	3,6E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	6,60	0,48	0,053	4,3E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_34	WD	0,09	0,01	0,005	3,4E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	6,06	0,44	0,049	4,0E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00

Tab. C 42: Schadstofffrachten (org. Schadstoffe) aus der konventionellen Bewirtschaftung von Ackerflächen in g/ha - Fortsetzung

		PAK	Benzo(a)pyren	PCB	PCDD/F
A_35	WD	0,00	0,00	0,000	6,1E-08
	Ko	19,88	1,25	0,132	7,2E-05
	KS	5,83	0,42	0,047	3,8E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_36	WD	0,09	0,01	0,006	3,7E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	6,71	0,49	0,054	4,4E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_37	WD	0,09	0,01	0,006	3,6E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	8,13	0,59	0,065	5,3E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_38	WD	0,07	0,01	0,007	4,1E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	8,16	0,59	0,066	5,4E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_39	WD	0,06	0,01	0,005	2,9E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	6,53	0,47	0,053	4,3E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_40	WD	0,05	0,01	0,005	3,3E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	7,81	0,57	0,063	5,1E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_41	WD	0,05	0,00	0,004	2,3E-06
	Ko	20,04	1,26	0,133	7,2E-05
	KS	6,32	0,46	0,051	4,1E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00
A_42	WD	0,06	0,00	0,004	2,3E-06
	Ko	15,92	1,00	0,106	5,7E-05
	KS	6,08	0,44	0,049	4,0E-05
	MD	0,00	0,00	0,000	0,0E+00

Für einige organische Schadstoffe können keine Frachten über alle organischen Düngemittel durchgeführt werden. Es liegen nur für die Sero-Düngemittel Kompost und Klärschlamm Angaben zur spezifischen Belastung vor. Die Gegenüberstellung der Ergebnisse für die Düngestrategien Klärschlamm und Kompost zeigt in der Regel mit der Klärschlammdüngung eine höhere Schadstofffracht.

C 5.1.2 Schadstofffrachten in der konventionellen Bewirtschaftung von Dauergrünland

In Tabelle C 45 sind die Bilanzergebnisse für Dauergrünland aufgeführt. Stellt man die Ergebnisse für die beiden Düngestrategien gegenüber, ergibt sich über alle Schadstoffe kein einheitliches Bild. So resultieren aus einer rein mineralischen Düngung höhere Frachten an Cadmium und Chrom als bei der Düngung mit Wirtschaftsdünger und einer mineralischen Ergänzungsdüngung.

Dabei wurde berücksichtigt, dass ein Teil der Schadstofffrachten, die über die Düngung mit Wirtschaftsdünger auf die Böden gelangen, über die Futtermittel diesen Böden entnommen wurde (vgl. Tab. C 22). Gerade bei der Rinderhaltung entstammt auch in der konventionellen Landwirtschaft ein relevanter Anteil des Futters betriebseigenen Flächen.

Tab. C 43: Schadstofffrachten aus der konventionellen Bewirtschaftung von Dauergrünland in g/ha

	Mähweide		Wiese		Weide		Mähweide/Wiese	
	WD	MD	WD	MD	WD	MD	WD	MD
Zink	347,07	108,03	706,50	129,54	331,60	99,35	441,27	121,21
Kupfer	84,22	22,14	174,27	27,13	81,43	20,27	106,44	25,21
Arsen	3,08	1,07	4,98	1,28	2,61	1,20	3,65	1,20
Cadmium	0,71	2,05	0,86	2,61	0,66	2,40	0,76	2,40
Chrom	21,98	24,42	27,32	29,20	21,51	27,44	23,30	27,44
Quecksilber	0,07	0,03	0,12	0,03	0,06	0,03	0,08	0,03
Nickel	9,02	5,04	14,82	5,80	8,32	5,52	10,53	5,52
Blei	9,01	9,31	10,94	8,11	8,65	8,55	8,72	8,55
Thallium	0,15	0,11	0,24	0,14	0,13	0,13	0,18	0,13
PAK	0,0681		0,1438		0,0648		0,0893	
Benzo(a)pyren	0,0066		0,0131		0,0057		0,0085	
PCB	0,0057		0,0107		0,0046		0,0072	
PCDD/F	3,5E-06		6,7E-06		2,9E-06		4,5E-06	

C 5.2 Schadstofffrachten aus dem Anbau von Sonderkulturen

In den nachfolgenden Tabellen sind die Bilanzergebnisse für die verschiedenen Sonderkulturen aufgeführt. Auch hier zeigt sich das bereits für den Ackerbau aufgezeigte Bild, nach welchem die Verwendung von Sero-Düngern immer mit höheren Schadstofffrachten verbunden ist als bei der reinen Mineraldüngung oder dem Einsatz von Wirtschaftsdünger.

Für einige Kulturen konnte ein Bedarf an Pflanzenschutzmitteln und eine daraus resultierende Schadstofffracht abgeschätzt werden. Es gibt keine verfügbaren genaueren Angaben über die Zusammensetzung der Pflanzenschutzmittel und der zugehörigen Wirkstoffe. So mussten Annahmen getroffen werden, was nur für Kupfer und Zink möglich war. Unter den getroffenen Annahmen stellen die aus der Applikation von Pflanzenschutzmitteln resultierenden Frachten an Pflanzenschutzmitteln einen hohen Anteil an den Gesamtfrachten für diese beiden Schadstoffe dar.

Tab. C 44: Schadstofffrachten in Sonderkulturen (Apfelanbau)

[g/ha]	WD + MD	Ko+ MD	KS + MD	MD
Zink	1084,8	1213,4		967,4
Kupfer	30,8	71,7		4,0
Arsen	1,1	5,7		0,5
Cadmium	0,3	0,7		0,4
Chrom	26,5	46,5		31,4
Quecksilber	0,03	0,2		0,03
Nickel	5,8	22,0		4,5
Blei	5,6	60		2,4
Thallium	0,1	0,2		0,1

So resultieren beim Apfelanbau allein 960 g/ha aus dem Zinkanteil des angesetzten Pflanzenschutzmittels, was die Frachten für alle diskutierten Düngestrategien entsprechend beeinflusst. Auch bei Spargel wird der Einsatz eines zinkhaltigen PSM bilanziert, sein Einfluss ist aber mit

96 g/ha deutlich niedriger. Im Weinbau und im Baumschulen wird die Bilanz für Kupfer stark durch die Annahmen zum Einsatz von Pflanzenschutzmitteln beeinflusst. So stammen allein im Weinbau etwa 53 mg/m² Kupfer aus diesem Stoffstrom.

Tab. C 45: Schadstofffrachten in Sonderkulturen (Erdbeeren)

[g/ha]	WD + MD	Ko+ MD	KS + MD	MD
Zink	365,2	743,3		17,0
Kupfer	86,8	208,9		5,9
Arsen	3,2	16,8		0,8
Cadmium	2,2	3,2		2,0
Chrom	28,1	85,9		26,6
Quecksilber	0,1	0,6		0,02
Nickel	11,4	58,8		5,2
Blei	29,3	190,2		23,4
Thallium	0,2	0,4		0,1

Tab. C 46: Schadstofffrachten in Sonderkulturen (Spargel)

[g/ha]	WD + MD	Ko+ MD	KS + MD	MD
Zink	344,2	1458,3		
Kupfer	58,8	384,2		
Arsen	2,5	30,7		
Cadmium	1,1	3,3		
Chrom	43,8	152,5		
Quecksilber	0,1	1,1		
Nickel	10,9	107,5		
Blei	6,3	312,0		
Thallium	0,2	0,8		

Tab. C 47: Schadstofffrachten in Sonderkulturen (Möhren/Karotten)

[g/ha]	WD + MD	Ko+ MD	KS + MD	MD
Zink	708,7	1375,0		34,3
Kupfer	169,5	386,2		12,9
Arsen	5,4	30,9		1,8
Cadmium	2	3,8		2,1
Chrom	52,3	155,3		59,1
Quecksilber	0,2	1,1		0,1
Nickel	21,6	109,1		12,3
Blei	20,5	318,9		10,5
Thallium	0,3	0,9		0,3

Tab. C 48: Schadstofffrachten in Sonderkulturen (Weinbau)

[g/ha]	WD + MD	Ko+ MD	KS + MD	MD
Zink	176,2	742,8		20,7
Kupfer	1098,6	1265,4		1063,2
Arsen	1,9	17		1,3
Cadmium	0,6	1,9		0,9
Chrom	86,2	143,5		87,8
Quecksilber	0,04	0,6		0,04
Nickel	13,3	64,9		12,2
Blei	5,3	170,8		5,9
Thallium	0,1	0,5		0,1

Tab. C 49: Schadstofffrachten in Sonderkulturen (Baumschulen)

[g/ha]	WD + MD	Ko+ MD	KS + MD	MD
Zink	73	329,4	300,7	
Kupfer	1115,8	1188,5	1204,9	
Arsen	1,1	7,4	1,8	
Cadmium	0,3	0,8	0,7	
Chrom	53,2	40,9	58	
Quecksilber	0,02	0,2	0,7	
Nickel	7,6	26,3	14,7	
Blei	4,6	76,4	27,7	
Thallium	0,1	0,2	0,1	

C 5.3 Schadstofffrachten im Ökolandbau

Die Schadstofffrachten der beiden exemplarisch bilanzierten Betriebstypen „viehloser Marktfruchtbetrieb“ und „Mischbetrieb“ ergeben sich aus den in Kapitel C 3 aufgezeigten Betriebsbilanzen. Ein ökologisch wirtschaftender Betrieb ist bestrebt, die Bewirtschaftung der Flächen möglichst aus eigenen Mitteln bestreiten zu können. Für einen konventionell wirtschaftenden Betrieb dagegen werden hierzu in großem Umfang Betriebsmittel zugekauft. Dies gilt sowohl für die Futtermittel als auch für die Düngemittel und führt dazu, dass auch bei der Düngung mit Wirtschaftsdüngern die darin enthaltenen Schadstoffe auf die entsprechenden Gehalte in den extern bezogenen Futtermitteln zurück geführt werden können. Eine Ausnahme ist hierunter im Allgemeinen nur die Rinderhaltung mit der betriebseigenen Erzeugung von Raufutter.

Im diskutierten **Öko-Mischbetrieb** entstammen dagegen die Schadstoffbelastungen im Wirtschaftsdünger zu einem großen Teil aus den Gehalten der betriebseigenen Futtermittel. Der Schadstoffeintrag netto ergibt sich hier aus einer Gegenüberstellung von:

- Schadstofffrachten Input, errechnet aus den extern bezogenen Betriebsmitteln und ihren spezifischen Schadstoffgehalten
- Schadstofffrachten Output aus den vermarkteten Produkten (Erntegut) und dem Sickerwasser

Ein Teil der extern bezogenen Betriebsmittel dienen der Viehhaltung und bestehen aus Kraftfuttermittel (240 kg/(Tier*a)), Rapspresskuchen und Stroh für den Laufstall (600 kg/Tier*a)). Umgerechnet auf die bewirtschaftete Fläche bedeutet dies bei einer flächengebundenen Viehhaltung von 1,5 GV/ha und 1,2 GV pro Milchvieh einen vergleichsweise geringen Schadstoffeintrag in die landwirtschaftlichen Flächen (vgl. Tab. C 50). Hierbei ist der Austrag aus dem System über Milch berücksichtigt, nicht jedoch der Entzug aus der Vermarktung von Feldfrüchten.

Die Schadstoffgehalte für Rapskuchen wurden aus einem Forschungsprojekt für das Umweltbundesamt (DÖHLER 2004) abgeleitet, indem die Angaben zur Schwermetallbelastung für Extraktionschrot übernommen wurden. Aus derselben Quelle entstammen die Gehalte für Stroh (Weizenstroh) und Milch. Die Angaben für die Düngemittel wurden aus dem parallelen Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes (KRATZ 2005) übernommen. Bei den Düngemitteln erfolgte eine Umrechnung des in Kapitel 3 bilanzierten Bedarfs an Pflanzennährstoffen über die spezifischen Gehalte der einzelnen Düngemittel, nämlich 19,5 % P-Gehalt bei weicherdigem Rohphosphat und 46,2 % K-Gehalt bei Kaliumsulfat sowie einem gesetzlich vorgeschriebenen Mindestgehalt an 42 % CaO des eingesetzten Kalks. Die Schadstoffgehalte für Kalk wurden für Kalkdünger aus der Verarbeitung von Kalkstein oder Dolomit angesetzt.

Tab. C 50: Schadstoffeinträge in landwirtschaftliche Flächen bei einem Öko-Mischbetrieb

	Zn	Cu	As	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb	TI	
Schadstoffgehalte der extern bezogenen Betriebsmittel bzw. der vermarkteten Produkte										Benötigte Menge
Input	[mg/kg TS]									[kg/Tier]
Rapskuchen	66,19	7,3		0,13	0,64		1,27	0,21	66,19	240
Stroh	20,85	2,81		0,17	0,47		0,46	0,63	20,85	600
Kaliumsulfat	8	4,3	0,21	2,4	1,4	0,01	2,9	0,53	8	
Rohphosphat	159	5,2	10,4	14,4	131	0,09	17,6	10,1	159	
Kalk	9,3	1,7	1	0,36	18,3	0,14	3,6	1,6	9,3	
Output										
Milch	7,21	0,21			0,01		0,015	0,05	7,21	5300
Auf die bewirtschaftete Fläche umgerechnete Schadstofffrachten										Be-
[g/ha]										triebsmit-
	Zn	Cu	As	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb	TI	[kgTS/ha]
Input										
Rapskuchen	4,289	0,473	0,000	0,008	0,041	0,000	0,082	0,014	0,000	64,8
Stroh	16,889	2,276	0,000	0,138	0,381	0,000	0,373	0,510	0,000	810
Kaliumsulfat	0,260	0,140	0,007	0,078	0,045	0,000	0,094	0,017	0,001	32
Rohphosphat	3,098	0,101	0,203	0,281	2,553	0,002	0,343	0,197	0,015	19
Kalk	2,945	0,538	0,317	0,114	5,795	0,044	1,140	0,507	0,067	317
Output										
Milch	68,783	1,972	0,000	0,000	0,095	0,000	0,143	0,477	0,000	
Saldo	-41,30	1,56	0,53	0,62	8,72	0,05	1,89	0,77	0,08	

Im diskutierten **Marktfruchtbetrieb** besteht ein Düngebedarf von 8,9 kg/ha Phosphor und 15 kg/ha Kalium. Außerdem ist eine Erhaltungskalkung von 100 kg CaO/ha notwendig. Aus dem Düngebedarf ergibt sich ein vergleichsweise geringer Schadstoffeintrag in Böden. Da in diesem Betrieb neben den Marktfrüchten keine weiteren Produkte den Hof verlassen, werden diese Schadstoffeinträge wie bei der konventionellen Landwirtschaft, auch den Entzügen über Erntegut (und Sickerwasser) gegenübergestellt.

Tab. C 51: Schadstoffeinträge in landwirtschaftliche Flächen bei einem Öko-Marktfruchtbetrieb

		Zn	Cu	As	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb	Tl
		Schadstoffgehalte der extern bezogenen Betriebsmittel								
		[mg/kg TS]								
Kaliumsulfat		8	4,3	0,21	2,4	1,4	0,01	2,9	0,53	8
Rohphosphat		159	5,2	10,4	14,4	131	0,09	17,6	10,1	159
Kalk		9,3	1,7	1	0,36	18,3	0,14	3,6	1,6	9,3
		Schadstofffrachten aus dem Betriebsmitteleinsatz								
	Spez. Betriebsmittelmenge	[g/ha]								
	[kg TS/ha]	[g/ha]								
Kaliumsulfat	32	0,260	0,140	0,007	0,078	0,045	0,000	0,094	0,017	0,001
Rohphosphat	46	7,257	0,237	0,475	0,657	5,979	0,004	0,803	0,461	0,036
Kalk	238	2,214	0,405	0,238	0,086	4,357	0,033	0,857	0,381	0,050
Saldo		9,731	0,782	0,720	0,821	10,382	0,038	1,755	0,859	0,087

C 5.4 Sensitivitätsanalysen

Wie man aus den Berechnungen der aus der Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Flächen entstehenden Schadstofffrachten erkennen konnte, werden diese durch Annahmen beeinflusst, die sich auf wenige Stellschrauben in Bilanzierungssystemen beziehen. Inwieweit die dort getroffenen Annahmen das Ergebnis wesentlich beeinflussen und damit sensitiv sind, soll durch einige Sensitivitätsanalysen überprüft werden.

C 5.4.1 Erhöhung der Aufwandmenge Kompost

Werden die Bedarfe an Pflanzennährstoffen über ein Düngeszenario gedeckt, das auf eine Kombination aus Kompost und mineralische Düngemittel setzt, so werden die Kompostgaben durch die nach Bioabfall zulässige Höchstmenge von 20 t TS/ha alle drei Jahre begrenzt. Nur in wenigen Fällen trägt die Bedarfsdeckung eines Pflanzennährstoffes zur Begrenzung der Kompostostmenge bei. Nach Bioabfallverordnung sind dann Kompostgaben von 30 t TS/ha alle drei Jahre erlaubt, wenn bestimmte Schadstoffgehalte im Kompost nicht überschritten werden.

Tab. C 52: Vergleich der Schadstofffrachten für Schwermetalle für Anbautyp A_15 mit verschiedenen Komposthöchstmengen in g/ha

	Zink	Kupfer	Arsen	Cadmium	Chrom	Quecksilber	Nickel	Blei	Thallium
WD	894,1	220,2	3,3	1,4	49,2	0,09	16,7	9,5	0,2
WD Schwein	1500,4	391,2	2,4	0,7	46,1	0,07	21,1	11,1	0,1
Ko 20	1432,6	397,9	31,3	4,6	163,8	1,1	109,8	314,4	0,8
Ko 30	2069,9	579,5	46,1	5,3	216,7	1,6	160,2	468,6	1,2
KS	1272,1	514,5	8,0	2,6	70,1	1,2	45,8	87,3	0,6
MD	160,4	94,6	1,7	3,3	57,2	0,05	9,2	7,4	0,2

Welche Auswirkungen dies auf die Schadstofffrachten hat, wird an einem Beispiel überprüft. Die der Bilanzierung zugrundegelegten Schadstoffgehalte des Komposts halten diese erhöhten Anforderungen (Grenzwerte) ein. Durch diese Lockerung der Höchstmenge würden sich die real mögli-

chen Kompostgaben in den Anbautypen von 10,1 t/ha Feuchtsubstanz auf meist 11 bis 13 t/ha Feuchtsubstanz verändern. Nur in einem Fall (Anbautyp A_15) würde auch mit der neuen Höchstmenge von 15,1 t erneut nicht der Bedarf an N, P₂O₅ oder K₂O abgedeckt. Hier sind im Vergleich demnach die höchsten Schadstofffrachten zu erwarten.

C 5.4.2 Minderung der P-Verfügbarkeit in Klärschlämmen

Die P-Verfügbarkeit in kommunalen Klärschlämmen ist umstritten. Vor allem aus Kläranlagen, in denen Phosphat über Metallsalze ausgefällt wird, liegt P in einer Form vor, die nur über lange Zeit pflanzenverfügbar ist. Auch heute noch erfolgt in den meisten Kläranlagen eine P-Elimination auf diese Weise.

Verringert man die Verfügbarkeit um 50%, erhöht sich in allen Anbautypen die ausgebrachte Klärschlammmenge. Die Mengengrenzung erfolgt jetzt nicht mehr über den Pflanzenbedarf an P₂O₅, sondern über die in der Klärschlammverordnung festgelegte Höchstmenge. Diese gesetzlich vorgegebene Höchstmenge begrenzt bei allen Anbautypen die Klärschlammmenge. Auch in der Standardannahme einer P-Verfügbarkeit von 100% werden die Klärschlammengen bei einigen Typen bereits über die Höchstmenge nach Klärschlammverordnung begrenzt. Dies gilt beispielsweise für Anbautyp A_15. Die in der in Tabelle C 52 aufgeführte Schadstofffracht ändert sich demnach durch diese Sensitivitätsbetrachtung nicht mehr.

In der Standardannahme war in Anbautyp A_20 die Ausbringungsmenge für Klärschlamm am stärksten durch den geringen Bedarf an Pflanzennährstoffen begrenzt. Wie man aus Tabelle C 53 ersehen kann, ändern sich hier die Schadstofffrachten gegenüber der Standardannahme deutlich, und zwar am stärksten für alle Anbautypen. Ein Vergleich mit Tabelle C 52 zeigt jedoch, dass die absoluten Frachtwerte nicht die Standardwerte für Anbautyp A_15 erreichen. Die über alle Anbautypen hinweg ermittelten Maximaleinträge an Schadstoffen aus der Klärschlammmanwendung verändern sich dadurch demnach nicht. Die in der Sensitivitätsbetrachtung ermittelte Fracht an Zink liegt mit 1.258 g/ha knapp unter der in Anbautyp A_15 ermittelten Fracht von 1.272 g/ha.

Tab. C 53: Vergleich der Schadstofffrachten für Schwermetalle für Anbautyp A_20 mit verschiedenen P-Verfügbarkeiten im Klärschlamm in g/ha

	Zink	Kupfer	Arsen	Cadmium	Chrom	Quecksilber	Nickel	Blei	Thallium
WD	188,6	44,3	1,8	0,7	50,1	0,03	8,6	4,6	0,1
Ko	549,0	152,9	12,8	1,7	91,1	0,4	46,1	124,2	0,4
KS	694,1	282,2	4,4	1,1	56,7	0,6	26,8	48,0	0,3
KS (50% P)	1257,9	511,7	7,8	2,0	69,7	1,2	44,7	83,5	0,6
MD	66,8	14,3	1,1	1,3	48,7	0,02	6,6	4,7	0,1

C 5.4.3 Maximalgehalte an Schadstoffen

Für die Berechnung der Schadstofffrachten wurden für die diskutierten Düngemittel Schadstoffgehalte herangezogen, die nach den Auswertungen des parallelen Forschungsprojektes (KRATZ 2005) oder bei Kompost nach den umfangreichen Auswertungen von REINHOLD (2004) als typisch bzw. durchschnittlich gelten können. Für kommunale Klärschlämme wurde auf die Werte zurückgegriffen, die sich im Mittel aus der Berichterstattung der Länder errechnen lassen.

Nicht auszuschließen ist jedoch, dass Düngemittel auch Schadstoffgehalte aufweisen können, wie sie aus Sicht des Gesetzgebers maximal erlaubt sind. Die entsprechenden Vorgaben macht die Düngemittelverordnung bzw. die Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln, zuletzt geändert November 2004. Die in Tabelle C 54 genannten Höchstgehalte gelten nicht für Wirtschaftsdünger, Klärschlamm und Bioabfälle.

Wie man der Gegenüberstellung der in der Frachtenberechnung angesetzten Schadstoffkonzentrationen mit den nach den verschiedenen Verordnungen zulässigen Höchstgehalten erkennen kann (Tabelle C 54), liegen diese alle deutlich niedriger. Keine der Frachtenberechnungen für die verschiedenen Düngestrategien ist im Ergebnis dadurch beeinflusst, dass Schadstoffkonzentrationen zugrunde gelegt wurden, die sich nahe am Zulässigen bewegen. Die großen für mineralische Düngemittel aufgezeigten Bandbreiten ergeben sich aus der Unterschiedlichkeit dieser Düngemittel. Aufgrund der unterschiedlichen Erzeugung bzw. Herkunft sind die spezifischen Schadstoffgehalte bspw. von Phosphat- und Stickstoff-Düngemitteln deutlich unterschiedlich.

Tab. C 54: Vergleich der der Berechnung zugrunde liegenden Schwermetallgehalte mit den zulässigen Höchstgehalten

[mg/kg TS]	Arsen	Blei	Cadmium	Nickel	Quecksilber	Thallium	Kupfer	Zink
Tab 1 DüngemittelV	40	150	1,5	80	1,0	1,0	70	1000
Bandbreite der Gehalte der min. Düngemittel in der Berech- nung	0,5 – 11,2	0,09 – 20,9	0,03 – 7,8	0,3 – 17,5	0,01 – 0,12	0,04 – 0,5	0,4 – 47,2	1,7 - 232
KlärschlammV		900	10	200	8		800	2500
in der Be- rechnung		48,5	1,1	26,6	0,7		306	745
BioabfallV		100	1	35	0,7		70	300
in der Be- rechnung		46,4	0,47	16,3	0,2		57,7	203,7

Die größten Spielräume ergeben sich bei den mineralischen Düngemitteln. Je nach Herkunft bzw. Schadstoffbelastung der Rohstoffe können die Düngemittel tatsächlich gegenüber dem angenommenen Durchschnitt deutlich höhere Schadstoffbelastungen aufweisen. Dies hat vor allem Auswirkungen auf das Düngeszenario MD (Mineraldünger), d.h. einer ausschließlichen Düngung mit Mineraldüngern. Bei allen anderen Düngeszenarien werden aber ebenfalls zusätzlich zu den organischen Düngern mineralische Düngemittel angewendet. Deutlich höhere Schadstoffgehalte bei mineralischen Düngemitteln dürften das Ergebnisbild nicht wesentlich ändern, wohl aber den meist größeren Abstand in den Frachten zu den Düngeszenarien mit organischen Düngemitteln verringern. Für die Bilanzierung der Schadstofffrachten aus der Düngung wurde auf die Daten des Parallelvorhabens (KRATZ 2005) zurückgegriffen. Die dort ermittelten Cd-Gehalte für die Mehrnährstoffdünger NP, NPK und PK liegen über den Vorgaben der DüngemittelV. Für das Düngeszenario MD führt dies zu einer Überschätzung der heutigen Cd-Frachten. Das Gesamtbild des Eintrags von Schadstoffen über die Flächennutzung wird nicht tangiert, die Frachten ähneln denen aus dem Düngeszenario KS.

Auch eher schadstoffbelastete kommunale Klärschlämme weisen vor allem bei Blei, Cadmium, Nickel und Quecksilber deutlich niedrigere Schadstoffgehalte auf, als nach Klärschlammverordnung gestattet. Die Vorgaben der Verordnung stimmen nicht mit der Entsorgungsrealität überein. Es ist nicht zu erwarten, dass kommunale Klärschlämme zur Entsorgung auf landwirtschaftlichen

Flächen diskutiert werden, die Schadstoffgehalte nahe an den Vorgaben der Klärschlammverordnung aufweisen. Die für dieses Düngeszenario abgebildeten Schadstofffrachten sind daher wenig sensitiv.

C 5.4.4 Berücksichtigung von Ertragsschwankungen

Die einzelnen Anbautypen wurden aus den Gegebenheiten in zahlreichen Kreisen in Deutschland abgeleitet. Zur Ableitung des Nährstoff- und damit auch Düngedarfes wurden landwirtschaftliche Statistiken auf Kreisebene ausgewertet und die Flächenanteile der ausgewählten Ackerfrüchte an der landwirtschaftlichen Gesamtfläche sowie die jeweiligen Ernteerträge ermittelt. Die Ernteerträge unterliegen von Jahr zu Jahr größeren Schwankungen, da klimatische Einflüsse sich auch durch eine moderne Landwirtschaft nicht ausschließen lassen. Um diesen Schwankungen gerecht zu werden, wurden – soweit vorhanden – die Erntestatistiken mehrerer Jahre (≥ 3 Jahre) herangezogen und eine mittlere Situation abgeleitet.

Unterstellt man eine Ertragsschwankung um 20%, ergeben sich, wie am Beispiel A_7 zu ersehen ist, Ergebnisunterschiede, die selten an den Betrag von 20% heranreichen. Eine Ausnahme stellen die Ergebnisse für Blei dar. Hier liegen die Unterschiede in den Ergebnissen bei etwa 30%. Die der Berechnung der Frachten zugrundegelegten Ernteertragswerte sind demnach sensitiv. Bei der Interpretation der Gesamtergebnisse muss darauf Rücksicht genommen werden.

Tab. C 55: Gegenüberstellung der errechneten Schadstofffrachten bei einer Ertragsschwankung um 20% am Beispiel Anbautyp A_7; in g/ha

	Zink	Kupfer	Arsen	Cadmium	Chrom	Quecksilber	Nickel	Blei	Thallium
um 20% höhere Erträge									
WD	430,86	102,79	4,08	1,23	50,10	0,08	13,42	9,73	0,20
Ko	1414,50	392,98	31,37	4,17	160,14	1,05	109,27	315,50	0,83
KS	1259,43	511,33	7,81	2,14	65,34	1,17	44,99	88,36	0,61
MD	158,06	33,58	1,61	2,97	53,45	0,02	8,48	8,12	0,15
Standard									
WD	360,68	86,62	3,49	1,06	51,07	0,07	12,14	7,48	0,17
Ko	1385,83	387,27	31,21	3,69	159,79	1,05	108,75	313,72	0,81
KS	1157,35	470,90	7,20	1,95	65,32	1,08	41,77	79,92	0,56
MD	133,67	28,91	1,40	2,52	52,98	0,02	7,92	6,28	0,13
um 20% geringere Erträge									
WD	342,26	82,79	3,25	0,94	51,61	0,07	11,71	6,25	0,16
Ko	1376,91	385,83	31,07	3,51	159,96	1,04	108,49	312,60	0,80
KS	1052,48	428,80	6,57	1,78	64,45	0,98	38,48	72,12	0,51
MD	121,01	26,55	1,30	2,31	53,05	0,02	7,67	5,21	0,12

C 5.5 Schlussfolgerungen zu den Schadstofffrachten in der Landwirtschaft

Betrachtet man sich die für die verschiedenen Szenarien der **konventionellen landwirtschaftlichen Flächennutzung** ermittelten Schadstoffeinträge, so zeigt sich ein relativ einheitliches Bild.

1. konventionelle Landwirtschaft - Ackerbau

Die Unterschiede in den ermittelten Schadstofffrachten ergeben sich aus den Düngestrategien. Die sich aus der unterschiedlichen Flächennutzung und dem damit verbundenen Düngebedarf ergebenden Unterschiede fallen deutlich weniger ins Gewicht.

- Eine rein mineralische Düngung der landwirtschaftlichen Flächen ist mit deutlich geringeren Schadstofffrachten verbunden als jede andere Düngestrategie, die auf eine Kombination aus organischen und mineralischen Düngemitteln setzt. Dies gilt für alle diskutierten Schadstoffe mit Ausnahme von Cadmium. Die Ergebnisse für Cadmium werden deutlich durch die aus KRATZ (2005) übernommenen Gehalte für Mehrnährstoffdünger beeinflusst.
- Am diffizilsten zeigt sich die Situation für die Düngung mit Komposten in Verbindung mit einer Ergänzungsdüngung über mineralische Düngemittel. Dies ist darauf zurückzuführen, dass Komposte bei den wichtigsten Pflanzennährstoffen vergleichsweise niedrige Gehalte aufweisen. Komposte werden daher in den meisten bilanzierten Anbautypen mindestens bis zur in der Kompostverordnung genannten Menge von 20 t/ha Trockensubstanz in drei Jahren auf landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht, ohne dass dies zur Deckung des Nährstoffbedarfs beiträgt. Der vergleichsweise hohe spezifische Schadstoffgehalt des Kompostes (bezogen auf den Gehalt an pflanzenverfügbaren Nährstoffen) führt zu recht hohen Schadstofffrachten.
- Die Bioabfallverordnung erlaubt die Ausbringung von 20 t Trockenmasse Kompost pro Hektar innerhalb von 3 Jahren. Diese Mengenbegrenzung wurde der Bilanzierung zugrunde gelegt. Die Ausbringungsmenge kann aber auf 30 t Trockenmasse erhöht werden, wenn bestimmte in der Verordnung festgelegte Schadstoffgehalte nicht überschritten werden. Wie die Sensitivitätsbetrachtung deutlich machte, würde damit die Menge der notwendigen mineralischen Ergänzungsdüngung erniedrigt, die errechneten Schadstofffrachten würden das vergleichsweise schlechte Abschneiden der Düngestrategie Kompost jedoch noch verschärfen.
- Kompost ist jedoch vor allem ein Humusdünger. Im Rahmen dieses Projektes war die Humusversorgung der Böden nicht Gegenstand der Untersuchungen. Inwieweit die gesetzlich erlaubten Mengen für eine ausreichende Humusversorgung benötigt werden und welche Alternativen zu diesen Kompostgaben möglicherweise existieren, muss an anderer Stelle untersucht werden.
Unstrittig ist, dass es Marktfruchtbetriebe gibt, die mit unausgeglichene Humusbilanzen konfrontiert sind. Nach Abschätzung der Bundesgütegemeinschaft Kompost können mit Komposten etwa 7% des in Deutschland vorhandenen Humusreproduktionspotenzials geliefert werden. Der nach BGK als steigend prognostizierte Humusbedarf muss daher nach Ansicht der Gütegemeinschaft zunächst und vor allem über eine Anpassung der Fruchtfolgen und ein Verbleib zumindest eines Teils der Ernterückstände gelöst werden (ROGASIK 2005).
- Ganz anders zeigt sich die Situation für Wirtschaftsdünger. Bezogen auf die Trockenmasse sind die Schadstoffgehalte dieser Düngemittel nicht immer niedriger als die von Komposten. Für Kupfer und Zink liegen sie im Gegenteil deutlich höher. In Verbindung mit den deutlich höheren Gehalten an pflanzenverfügbaren Nährstoffen und damit dem geringeren Bedarf an Düngemittel führt dies jedoch selbst bei Kupfer und Zink zu deutlich niedrigeren Schadstofffrachten. Je höher der Anteil betriebseigener Futtermittel, desto niedriger ist der Netto-

Schadstoffeintrag bei Schwermetallen, da ein Teil der im Wirtschaftsdünger enthaltenen Schwermetalle zuvor über die Futtermittel aufgenommen wurde.

- Die Bilanzierung erfolgte immer mit einem unterschiedlichen Mix aus Rinder-, Schweinegülle und Hühnertrockenkot, der sich aus dem unterschiedlichen Viehbesatz in den Kreisen ableiten ließ, aus denen die einzelnen Anbautypen gebildet wurden. Unterstellt man eine ausschließliche Düngung mit Schweinegülle, erhöhen sich die Frachten für Kupfer und Zink. Die für die Düngestrategie Kompost mit mineralischer Aufdüngung ermittelten Frachten werden jedoch nicht erreicht.
- Unterstellt man bei kommunalen Klärschlämmen eine vollständige Pflanzenverfügbarkeit der Gehalte an P_2O_5 , so zeigen sich im Vergleich zu einer rein mineralischen Düngung oder einer Düngestrategie mit Wirtschaftsdünger höhere Schadstofffrachten.
- Erfolgt die P-Fällung in der Abwasserreinigung über die Zugabe von Metallsalzen, wird nur eine wesentlich geringere Pflanzenverfügbarkeit erreicht. Wie aus der Sensitivitätsbetrachtung deutlich wird, hat dies deutliche Auswirkungen auf die ermittelten Schadstofffrachten. Die Frachten liegen dann mindestens im Bereich der für die Strategie Kompost ermittelten Frachten, teilweise jedoch auch eindeutig darüber.

2. konventionelle Landwirtschaft – Grünland

Auf Grünland dürfen kommunale Klärschlämme und Komposte nicht ausgebracht werden. Vergleicht man die für die beiden verbleibenden Düngestrategien ermittelten Schadstofffrachten, so ähneln sich diese. Für Zink, Kupfer und auch Arsen liegen jedoch die Frachten bei der Düngestrategie Wirtschaftsdünger deutlich höher, während die Düngestrategie Mineraldünger wesentlich höhere Cadmiumfrachten zur Folge hat. Dieses Ergebnis wird deutlich durch die aus KRATZ (2005) übernommenen Gehalte für Mehrnährstoffdünger beeinflusst.

Da auf Grünland höhere Mengen Wirtschaftsdünger ausgebracht werden dürfen als auf Ackerflächen, liegen damit auch die ermittelten Frachten für Zink und Kupfer auf Grünland tendenziell höher als auf Ackerflächen. Diese Unterschiede wären dann nicht mehr so deutlich, wenn man für Grünland die ausschließliche Ausbringung von Rindergülle unterstellen würde. Dies kommt der Praxis sehr nahe, da die Grünlandwirtschaft mit der Rinderhaltung verbunden ist.

3. Ökolandbau

Die für den Ökolandbau ermittelten Schadstofffrachten liegen deutlich niedriger als in der konventionellen Flächenbewirtschaftung.

- In einem Mischbetrieb, d.h. einem landwirtschaftlichen Betrieb mit Viehhaltung und Anbau von Futtermitteln auf betriebseigenen Flächen sind die Netto-Schadstofffrachten niedrig. Da nur wenig Betriebsstoffe zugekauft werden müssen, entstammen die in der Gülle enthaltenen Schwermetalle weitgehend den betriebseigenen Flächen, d.h. den verwendeten Futtermitteln. Durch den Bedarf an Phosphatdünger sind allein die Frachten an Chrom bedeutender.
- Die Bilanzergebnisse für den reinen Marktfruchtbetrieb zeigen gegenüber dem Mischbetrieb nur bei Zink deutlich höhere Frachten. Bei allen anderen Schwermetallen sind die ermittelten Frachten eher vergleichbar. Sie liegen teilweise um eine Größenordnung unter denen der konventionellen landwirtschaftlichen Betriebe.

3. Sonderkulturen

Neben der klassischen Landwirtschaft wurden verschiedene Ansätze des Anbaus von Sonderkulturen bilanziert. Auch hier ist die Strategie Kompost meist mit deutlich höheren Schadstofffrachten verbunden als jede andere Düngestrategie, wobei in den meisten Fällen die Verwendung von kommunalen Klärschlämmen nicht erlaubt ist und keine entsprechende Bilanzierung vorgenommen wurde. Die ermittelten Frachten sind vergleichbar mit denen aus dem Ackerbau.

C 6 EINTRÄGE IN DER FORSTWIRTSCHAFT

Die Forstwirtschaft wird differenziert in Laub- und Nadelwald. Laub- und Mischwald werden zusammengefasst. Diese Unterscheidung ist insbesondere für die Einträge über die atmosphärische Deposition sinnvoll. Für die in diesem Kapitel aufgeführten Einträge, d.h. die Gaben an Bodenhilfsstoffen (Kalk) und Pflanzenschutzmitteln ist eine Unterscheidung in Laub- und Nadelwald nicht durchführbar.

Zur Ermittlung der spezifischen Anwendungsmengen wurden exemplarisch entsprechende Forstbehörden befragt. Ein Vorgehen analog zur Landwirtschaft (d.h. die Ableitung der Düngemengen über Ernteentzug und daraus abgeleitete Nährstoffbedarfe) entspricht nicht der forstwirtschaftlichen Praxis. Eine Düngung von Waldflächen erfolgt nicht, die Kalkung erfolgt nur bei Bedarf bzw. zur Schadensbegrenzung.

C 6.1 Einsatz von Bodenhilfsstoffen

Die Bodenschutzkalkung im Wald ist eine Maßnahme der Forstwirtschaft, die teilweise in den Bundesländern bezuschusst wird. Andere direkte Düngungsmaßnahmen in der Forstwirtschaft sind in Deutschland zu vernachlässigen. Nur in Ausnahmefällen, wie bei Weihnachtsbaumkulturen, die den Zierpflanzen und damit Baumschulen zuzurechnen sind, ist der Einsatz von Mineraldüngern üblich.

Wissenschaftliche Untersuchungen der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland Pfalz belegen eingehend die hohe Wirksamkeit der Bodenschutzkalkung im Hinblick auf den Schutz des Waldbodens vor fortschreitender Versauerung, eine Verbesserung der Magnesiumbereitstellung im Boden, eine Verringerung der Kronenvergilbung, eine Erhöhung der biologischen Aktivität und eine Verringerung der Schwermetallmobilität und damit der Gefährdung des Grund- und Quellwassers durch Schwermetalle (FVA 1998).

Generell wird empfohlen, die Bodenschutzkalkung nicht auf nährstoffreichen Standorten im Bereich der Stickstoffsättigung durchzuführen, um eine Gefährdung der Qualität des Grund- und Quellwassers infolge der Kalkung durch Nitrat auszuschließen. Von der Bodenschutzkalkung ausgenommen werden damit Standorte wie z.B. Auenböden, Löss, kalkhaltige Fluss- und Bachstandorte, basische Vulkangesteine und ehemalige Ackerböden.

Kalkungsbedürftig sind vor allem Standorte mit geringer Basensättigung im Hauptwurzelraum und geringen Calcium- und Magnesiumvorräten. Besonders vordringlich werden Standorte mit sehr schlechtem Streuabbau oder mit Magnesiummangelerscheinungen gekalkt. Demnach unterscheidet sich die Kalkgabe sehr stark, je nach Standort, aber auch nach Bundesland und Forstamt.

Bei Versuchen mit Magnesiumkalk in Österreich waren 4 t oberflächlich ausgebrachtes Material nach 6 Jahren gänzlich gelöst, der pH-Wert im Sickerwasser und Oberboden angehoben (KILIAN 1998). Empfohlen werden insbesondere magnesiumreiche Dolomite. Dies sind natürlich vorkommende Gesteine. Ausgebracht werden 3 bis 6 t je Hektar in einer Korngrößenabstufung von bis zu 2 mm Größe. Ein hoher Feinkornanteil bewirkt eine rasche Anfangswirkung. Die gröberen Teile lösen sich dagegen nur allmählich auf. Vor dem Ausbringen wird das Material so angefeuchtet, dass bei der Verteilung von Helikoptern aus die Staubentwicklung gering gehalten wird.

Die in Rheinland-Pfalz empfohlene Ausbringungsmenge von 3 bis 6 t Dolomit/ha reicht, abhängig vom Einzelstandort, rein rechnerisch aus, Säureeinträge in der gegenwärtigen Höhe über einen Zeitraum von 15 bis 40 Jahren abzupuffern. In vielen Waldböden sind jedoch große Mengen an Säuren gespeichert. Der ausgebrachte Kalk wird daher zu einem großen Teil bei der Pufferung dieser "Erblasten" aufgezehrt. Tatsächlich ist eine Nachkalkung auf vielen Standorten demzufolge bereits nach 10 Jahren notwendig. In welchem Turnus dann weitere Kalkungen erforderlich werden, hängt vom weiteren Erfolg der Luftreinhaltemaßnahmen ab (FVA 1998).

Für die Stoffbilanzierung wird eine mittlere Aufbringungsmenge von 4,5 t/ha angenommen. Entsprechend der vorangegangenen Ausführungen wird angenommen, dass der Turnus 10 Jahre beträgt, was eine ambitionierte Annahme ist. In der Regel dürften allein aus Kostengründen größere Zeitintervalle genutzt werden.

So ergibt sich für ein Bilanzierungsjahr eine Kalkung **von 0,45 t/(ha*a)**.

In der Forstwirtschaft sind wegen der Rücksichtnahme auf das Bodenleben vorwiegend langsam wirkende Kalkdünger zu verwenden. Dazu zählen nach Kilian (1998) kohlen-saurer Kalk, kohlen-saurer Magnesiumkalk, Magnesium-Mischkalk oder dolomitischer Mischkalk, Magnesium-Carbokalk oder auch Mergel, Dolomit und halbgebrannter Dolomit.

In Tabelle C 56 sind die Schadstofffrachten für zwei Beispielfälle dargelegt, die sich aus der Kalkungsmengen in Verbindung mit den Schadstoffgehalten der Kalke ergeben, die in einem parallelen Forschungsprojekt (KRATZ 2005) erhoben wurden. Die Gegenüberstellung der aus der Verwendung von Kalken aus der Trinkwasseraufbereitung oder auch aus Kalkstein und Dolomit ermittelten Frachten zeigt deutliche Unterschiede. Vor allem bei Zink, Kupfer, Arsen und Blei ergäben sich bei Verwendung von Kalken aus der Trinkwasseraufbereitung deutlich höhere Frachten.

Tab. C 56: Schadstofffrachten aus der Kalkung von Forstflächen

	Kalke aus der Trinkwasseraufbereitung			Aus Kalkstein oder Dolomit		
	[mg/kg]	n	[g/ha]	[mg/kg]	n	[g/ha]
Zn	121	15	54,4	9,3	2	4,2
Cu	55,2	15	24,8	1,7	2	0,8
As	16,7	3	7,5	1	3	0,4
Cd	0,54	14	0,2	0,36	3	0,2
Cr	13,7	15	6,2	18,3	2	8,2
Hg	0,05	5	0,02	0,14	3	0,06
Ni	22,3	15	1,0	3,6	3	1,6
Pb	19,5	15	8,8	1,6	3	0,7
Tl	0,2	3	0,08	0,2	3	0,09

C 6.2 Einsatz von Pflanzenschutzmitteln im Wald

Da sich der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln nach Art und Höhe des Befalls durch Schädlinge richtet und dieser von Jahr zu Jahr unterschiedlich ist, lassen sich nur schwer repräsentative Daten zu Einsatzmengen ableiten. Im Gegensatz zur Landwirtschaft etc. werden Pflanzenschutzmittel eher nicht prophylaktisch eingesetzt.

Im Forst werden vor allem Insektizide eingesetzt, der Einsatz von Herbiziden aber auch Rodentiziden ist zu vernachlässigen. Insektizide können zum Schutz vor

- Rinden, Nadel und Blatt fressenden Käfern,
- Rinden und Holz brütenden Käfern am liegenden Holz sowie
- Schmetterlingsraupen und Blattläusen

eingesetzt werden. Nach Angaben der Landwirtschaftskammer NRW (2005) gelangt Lambda-Cyhalothrin zur Anwendung, sieht man vom Bazillus thuringiensis ab. Lambda-Cyhalothrin enthält keinen Stoff, der im Rahmen dieses Forschungsprojektes bezüglich seines Eintrags in Böden problematisiert würde. Für den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln wird somit kein Stoffstrom bilanziert.

C 7 EINTRÄGE IM GARTEN- UND LANDSCHAFTSBAU

Über den Bereich des Garten- und Landschaftsbaus sollen im Ansatz alle diejenigen Flächen abgedeckt werden, die weder landwirtschaftlich noch forstwirtschaftlich genutzt werden. Außer den Flächen, die aus einer wie auch immer gearteten Nutzung genommen wurden, der Sukzession unterliegen oder über Pflegemaßnahmen erhalten aber bspw. nicht mehr gedüngt werden, gibt es eine Vielzahl von Flächen, die als Grünanlagen im Bereich von Siedlungen genutzt werden. Hierbei handelt es sich um Park- und Freizeitanlagen, Begleitgrün von Verkehrswegen und Sportanlagen.

Für die vorliegende Untersuchung ist es nicht möglich, aus statistischen Daten zu den Flächenanteilen der einzelnen Aufgabenstellungen des Garten- und Landschaftsbaus repräsentative Verhältnisse abzuleiten. Für die Aufgabenstellung des Projektes wird daher ein typischer Fall aus dem Bereich Landschaftsgartenbau angenommen werden, gewählt wurde die Neuanlage einer Parkanlage.

Beispiel Parkanlage

Die nachfolgenden Stoffströme werden für den Beispielfall der Neuanlage und Pflege einer Parkanlage angesetzt, die zu 60% aus Rasen und zu 40% aus Beeten besteht, die wiederum zu 80% mit Ziergehölzen und zu 20% mit Stauden besetzt sind.

Bei Neuanlage einer Parkanlage besteht der erste Schritt in der Bodenvorbereitung. Ist der Standort weniger für die geplante Nutzung geeignet bzw. ist eine spezielle Nutzung vorgesehen, wird in einem ersten Schritt Material eingebracht, das bspw. eine ausreichende Drainage der Flächen sicherstellt. Ziel ist es, die Durchlässigkeit oder Wasserhaltefähigkeit der Böden zu optimieren bzw. bei einer geplanten Anlagen von Sportrasen dessen Funktionsfähigkeit zu sichern. Der Bedarf ist stark abhängig von den örtlichen Gegebenheiten und daher nicht quantifizierbar.

Vor dem Einbringen des Materials wird zunächst der Oberboden abgetragen. Gewöhnlich wird anschließend dem Oberboden in einer Tiefe von 20 cm bis 30 cm als einmalige Maßnahme Kompost beigemischt. Nach der Empfehlung des Zentralverbandes Gartenbau ZVG (2002) werden 30 bis 50 l/m² eines durchschnittlichen Bioabfallkomposts mit dem Boden vermischt. Dieser Anteil soll nach Aussagen des Verbandes zu dem gewünschten positiven Effekt für die Entwicklung der Vegetation führen, ohne dass es zu größeren Nährstoffauswaschungen und damit negativen Umweltfolgen kommt.

Tab. C 57: Nährstoffbedarfe im Landschaftsbau (Parkanlage) (ZVG 2002)

[kg/ha*a]	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
Stauden	40 – 100	20 - 60	40 – 80
Ziergehölze	60 – 80	30 - 40	60 - 80
Gebrauchsrasen	60 – 200	bis 80	bis 160
Mittlerer Bedarf für Beispielfall	118,8	72	136

Die Bedarfsdeckung erfolgt für die Phase der Neuanlage, d.h. die ersten 10 Jahre, in Kombination aus Kompostgabe mit einer Aufdüngung über Mineraldünger. Die Berechnung der mineralischen Düngemittel berücksichtigt die auf die 10 Jahre umgelegten Nährstoffgaben über den Kompost, wobei die N-Düngung nur auf 50 % des rechnerischen Bedarfes erfolgt. Angenommen wird eine Aufdüngung über einen NPK-Dünger (15/15/15) und eine Aufdüngung des rechnerischen Restbedarfes mittels Kalkammonsalpeter und Kaliumchlorid.

Für die eigentliche Pflegephase, d.h. in den nach den ersten 10 Jahren folgenden übrigen Jahren werden zwei verschiedene Düngezenarien gerechnet. In einem Fall erfolgt die Bedarfsdeckung über eine Kombination aus Kompost und Mineraldünger, in einem zweiten Fall ausschließlich über Mineraldünger. Angesetzt wird der bereits genannte Mix aus verschiedenen mineralischen Düngemitteln. Legt man die spezifischen Schadstoffgehalte an, so ergeben sich für dieses Beispiel aus dem Garten- und Landschaftsbau die nachfolgend aufgeführten Schadstofffrachten (Metalle).

Es wird davon ausgegangen, dass die empfohlenen Nährstoffgaben des ZVG die Rückführung der Nährstoffe über Pflanzenrückstände berücksichtigt. Besonders hohe Rückführungen sind zu berücksichtigen, wenn die Pflanzenrückstände aus der Flächenpflege als Mulchmaterial auf der Fläche verbleiben. Im ZVG-Handbuch wird darauf hingewiesen, dass es sich um relativ hohe empfohlene Nährstoffgaben handelt, d.h. die nachfolgend aufgeführten Frachten dürften für die Praxis eine maximale Abschätzung sein.

Den in Tabelle C 58 aufgezeigten Schadstofffrachten liegt für die Neuanlage über die ersten zehn Jahre eine umgelegte Kompostmenge von 14 t/(ha*a) Feuchtmasse zugrunde. Dazu kommen 180 kg Kalkammonsalpeter und 80 kg Kaliumchlorid. Nach diesen ersten 10 Jahren erfolgt die Phase der Pflege. Hier werden 2 Szenarien unterschieden, nämlich eine Düngung über eine Kom-

bination aus Kompost (4 t/(ha*a) Feuchtmasse) und Mineraldünger: N/P/K 130 kg, Kalkammonsalpeter 93 kg und Kaliumchlorid 175 kg.

Tab. C 58: Schadstofffrachten im Landschaftsbau (Parkanlage)

in g/ha	Neuanlage	Pflegephase (Kompost + Mineraldünger)	Pflegephase (Mineraldünger)
Zink	1881	629,7	117,4
Kupfer	532	171,9	23,7
Arsen	42,6	13,2	1,1
Cadmium	4,4	3,0	2,4
Chrom	234,3	75,7	10,6
Quecksilber	1,4	0,4	0,03
Nickel	151	46,4	3,5
Blei	431,7	129,2	6,4
Thallium	1,1	0,4	0,1

C 8 ERMITTLUNG DER STOFFEINTRÄGE ÜBER DIE ATMOSPHERISCHE DEPOSITION

Neben der Flächenbewirtschaftung und den damit verbundenen Stoffeinträgen in den Boden, stellt die atmosphärische Deposition einen weiteren wichtigen Eintragspfad dar.

C 8.1 Grundlagen

C 8.1.1 Grundlegende Mechanismen der atmosphärischen Deposition

Für die Ableitung der atmosphärischen Stoffeinträge ist die Kenntnis der grundlegenden Mechanismen der atmosphärischen Deposition von Bedeutung, um diese entsprechend berücksichtigen zu können. Der gesamte Schadstoffeintrag resultiert aus zwei Eintragsarten, nämlich der

1. nassen Deposition und der
2. trockenen Deposition,

was im Wesentlichen zwischen dem Eintrag mit Hilfe oder ohne die Mitwirkung von Niederschlagspartikeln (Wasser) trennt. Dahinter stehen jedoch verschiedene Mechanismen. Erst deren genauere Kenntnis ermöglicht es, Relevanz und Abhängigkeiten als Voraussetzung zu Abschätzungen der Eintragungsmengen eines Schadstoffs zu erkennen. Abbildung C 8 gibt eine Übersicht über die Zusammenhänge der Depositionsmechanismen und deren Messung.

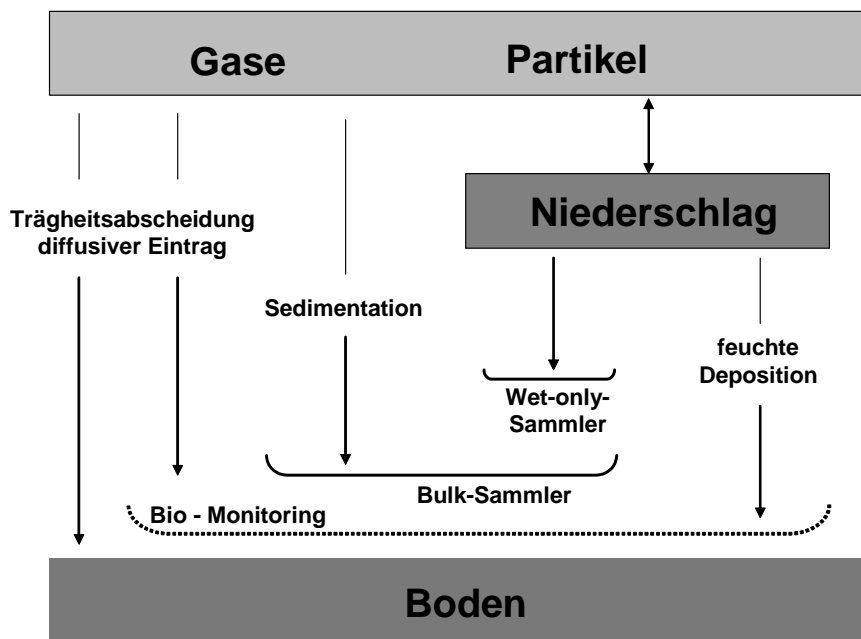


Abb. C 8: Zusammenhänge der Depositionsmechanismen und deren Messung

Ausgangspunkt für die atmosphärische Deposition ist immer eine bestimmte Konzentration bzw. Konzentrationsverteilung des jeweiligen Schadstoffes (gasförmig oder partikulär) in der Atmosphäre. Wie in Abbildung C 8 zu sehen, gelangt diese über verschiedene Mechanismen an die Bodenoberfläche und kann über entsprechende Sammler erfasst und damit gemessen werden.

Nasse Deposition

Eintrag durch Niederschlag - Regen, Schnee, Graupel und Hagel

Wesentliche Einflussfaktoren für diesen Depositionspfad sind Niederschlagsmenge und Niederschlagshäufigkeit. Dabei ist die Charakteristik aus diesen zwei Größen entscheidend. So ist der Schadstoffeintrag zu Beginn eines Niederschlagsereignisses nach einer längeren Trockenperiode am größten, während eine hohe Niederschlagsmenge nach einer längeren Regenperiode nicht unmittelbar einen hohen Depositionseintrag bedeutet (zumindest Emittententfern).

Der Eintragspfad über Regen, Schnee, Graupel und Hagel ist mengenmäßig am bedeutendsten, da er Schadstoffe aus quasi der gesamten Troposphäre einsammelt. Regenbildung findet in den gemäßigten Breiten bis zu einer Höhe von 5 km bis 6 km über der Erdoberfläche statt.

Der Eintragspfad ist unabhängig von der Rezeptoroberfläche.

Eintrag durch Nebel, Tau und Reif (feuchte Deposition)

Charakteristisch für diesen Eintragspfad sind hauptsächlich die Mechanismen des Rain-out, das heißt die Einbindung von Schadstoffpartikeln als Kondensationskeime, oder des Lösungsgleichgewichts bei gasförmigen Schadstoffen. Die Niederschlagsteilchen deponieren schließlich durch Sedimentation, Diffusion und Kondensation auf der Rezeptoroberfläche.

Depositionsrelevante Niederschläge dieser Art wirken nur „bodennah“, d.h. Hochnebel, der sich

wieder auflöst, trägt nicht zur Deposition bei. Allerdings kann die Verlagerung eines Hochnebbfeldes über einem Tal hin zu einem Hang zu beträchtlichen Schadstoffeinträgen führen (bspw. größtes Auftreten von Waldschäden an Westhängen von Mittelgebirgen wie z.B. im Schwarzwald).

Außer in dem genannten Beispiel und bei unmittelbarer Emittentennähe ist der Eintragspfad Nebel, Tau, Reif mengenmäßig begrenzt bedeutend, da er nur in den unteren Schichten der Atmosphäre auftritt und zur Schadstoffablagerung beiträgt.

Soweit Diffusion und Kondensation die bestimmenden Niederschlagsmechanismen sind, ist die Ablagerung stark von der Rezeptoroberfläche abhängig (Blätter, Nadeln, Gräser, Gestein, Erde). Das gilt für die Oberflächenbeschaffenheit als auch für die reine Flächengröße des Rezeptors, die bei Blättern in einem Wald wesentlich höher ist als über einer un bebauten Fläche.

Trockene Deposition

Sedimentation

Als Sedimentation eines Teilchens wird der Prozess bezeichnet, der durch die Schwerkraft eine Ablagerung bewirkt. Die Sedimentation als Depositionspfad gilt für Teilchen, deren Sinkgeschwindigkeit größer ist als eine entgegen wirkende Auftriebsgeschwindigkeit, ausgelöst durch einen Netto-Impulstransport nach oben (Konvektion, Advektion, turbulente Diffusion).

Damit hängt die Sedimentation eines Teilchens von dessen Gewicht, Partikeldurchmesser und meteorologischen Größen wie Strahlung und Windgeschwindigkeit zusammen, die ihrerseits – zumindest bodennah – von der Rezeptoroberfläche mit bestimmt werden.

Trägheitsabscheidung

Als Trägheitsabscheidung oder Impaktion wird der Mechanismus der trockenen Deposition bezeichnet, der die Flugbahn eines Teilchens im Windfeld des Trägermediums Luft auf eine Oberfläche führt und es dort haften lässt.

Die Trägheitsabscheidung wirkt nur in der Nähe der Rezeptoroberfläche und ist von ihr stark abhängig. Die Abhängigkeit besteht auf zwei Arten. Zum einen bestimmt die Art der Oberfläche, ob und wie gut ein Partikel beim Auftreffen festgehalten wird. So halten etwa nasse und feuchte Oberflächen auftreffende Partikel besser fest als trockene. Zum anderen hat die Oberfläche über ihre Rauigkeit einen wichtigen Einfluss auf den Impulsfluss des Windfeldes und damit auf das Flugverhalten der Partikel. Damit sind Windgeschwindigkeit bzw. Böigkeit und deren Beeinflussung durch die Oberfläche weitere wichtige Parameter bei der Bestimmung der Trägheitsabscheidung.

Die Trägheitsabscheidung ist der wichtigste Mechanismus der trockenen Deposition bei der Filterwirkung in Wald oder hohem Gras. Die Filterwirkung durch Vegetation ist schwer zu quantifizieren und damit modelltechnisch abzubilden.

Diffusiver Eintrag

Als diffuser Eintrag ist der Mechanismus zu bezeichnen, der über diffuse Transportprozesse Partikel auf eine Oberfläche befördert und sie dort haften lässt. Diffuser Transport bezeichnet dabei sowohl die turbulente Diffusion als auch in unmittelbarer Nähe zur Oberfläche in der Grenzschicht

die laminare Diffusion. Dieser Mechanismus ist wichtig für sehr kleine Partikel und Gase. Da er aber umgekehrt nur in unmittelbarer Nähe des Rezeptors wirkt, ist er insgesamt gesehen als unbedeutend einzustufen.

C 8.1.2 Depositionsmessungen und Unsicherheiten

Die **Erfassung der atmosphärischen Deposition** ist abhängig vom jeweiligen Mechanismus und, wie Abbildung C 8 zeigt, nicht vollständig messtechnisch zu erheben. Die unmittelbarsten Ergebnisse zum Eintrag von Schadstoffen in den Boden über die Atmosphäre stammen aus den Messungen. Es gibt verschiedene Arten der Depositionsmessung. Die verbreitetsten sind „Bulk-Messungen“, weniger häufig sind dagegen „wet-only-Messungen“, die wiederum auf verschiedene Art und Weise durchgeführt werden. Hinzu kommen noch Messungen verschiedener Monitoringssysteme wie z.B. das Moosmonitoring.

Wet-only-Messungen

zeichnen sich dadurch aus, dass sie nur während eines Niederschlagsereignisses offen sind und sammeln. Sie sind mit einem Regensensor und einer Abdeckung kombiniert. Der Vorteil dieser Messungen ist, dass sie vollständig den Depositionsmechanismus des Eintrags über Regen, Schnee, etc. erfassen. Je nach Einstellung des Feuchtigkeitssensors für den Öffnungsmechanismus sollten auch Depositionen der feuchten Deposition damit erfasst werden können. Letzteres allerdings nur eingeschränkt, da z.B. die Ablagerung über Nebel an Blätter, Nadeln und Gras damit nicht erfasst werden kann, sondern nur für die spezielle Rezeptoroberfläche gilt. Die Einträge über trockene Deposition während Niederschlagsereignissen sollten als vernachlässigbar klein angesehen werden können. Ein Sammlertyp ist z.B. der LWF-Niederschlagssammler.

Bulk-Messungen

Über Bulk-Sammler wird darüber hinaus auch der Anteil der Sedimentation erfasst. **Bulk – Messungen** werden oft auch fälschlicherweise als Messungen der Gesamtdeposition bezeichnet. Es handelt sich in der Regel immer um offene Systeme. Jedoch werden alle stark rezeptorabhängigen Mechanismen entweder nicht oder nicht repräsentativ von der Sammelmethode erfasst. Die Messung ist nicht so differenzierend, um über Einschluss und Ausschluss von Depositionsmechanismen zu einer differenzierenden Aussage zu kommen.

Bulk-Messungen müssen generell höhere Einträge als etwa parallele Wet-only Messungen liefern, ohne aber eine belastbare Abschätzung über den fehlenden Beitrag bis zum 100 %igen Wert der Deposition gewährleisten zu können.

Sammlertypen sind z.B. der Eigenbrodt-Sammler (Trichter-Flasche-Typ) und der Bergerhoff-Sammler (Topf-Typ). Der LÖLF-Sammler, der „Münden 100“ und der „Ulrich (Büchnertrichter)“ – Sammler werden im Rahmen des Level-II-Monitorings in Deutschland eingesetzt. Wenngleich die mit verschiedenen Sammlertypen gewonnenen Depositionswerte durchaus die gleiche Größenordnung aufweisen, ist zu berücksichtigen, dass insbesondere bei den Bergerhoff-Sammlern in Abhängigkeit von den Witterungsbedingungen mit Stoffumwandlungen beispielsweise bei Nitrit und Ammonium zu rechnen ist. Sie sind außerdem gegen den Eintrag von Blättern und Insekten ungeschützt, was zu Verfälschungen führen kann. Schließlich ist zu erwarten, dass die Wasseroberfläche in stärkerem Maße gasförmige Luftbestandteile wie Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Ammoniak absorbiert, als das bei den Eigenbrodt-Sammlern infolge der Engstelle des Flaschenhalses möglich ist (LUA BRANDENBURG 2002).

Biomonitoring

Ein noch höherer Anteil der Gesamtdeposition als über wet-only- und Bulk-Sammler kann nach Abbildung C 8 mit **Biomonitoring** (wie z.B. Moos-Monitoring) gemessen werden. Dabei handelt es sich um Messsysteme von Pflanzen wie unter anderem Moos, Tabak und Weidelgras. Diese werden unter genau definierten Bedingungen in der Atmosphäre exponiert und die Pflanzenmaterialien nach bestimmten Zeiträumen auf Schadstoffe analysiert. Zu beachten sind unterschiedliche Konzeptionen dieser Monitoring-Systeme. So werden Messnetze in unterschiedlichen Dichten betrieben oder wie bei Moosen nicht nur die Deposition auf Böden (Boden-Moose) sondern auch an Bäumen (Baum-Moose) ermittelt. Im Gegensatz zu den anderen Sammelmethode, werden mit dem Biomonitoring auch rezeptorabhängige Einträge erfasst. Sie gelten damit natürlich auch nur für Rezeptoren mit ähnlicher Struktur und Oberfläche.

Es können damit sowohl die feuchte Deposition als auch die Trägheitsabscheidung durch Filterwirkung mit erfasst werden. Werden sie parallel zu Bulk- oder Wet-only – Sammlern betrieben, können gegebenenfalls über die Korrelationen flächendeckende Abschätzungen der einzelnen Beiträge gemacht werden.

Dry-only-Messungen

Grundsätzlich ist es möglich, einen Sammler zu betreiben, der genau entgegengesetzt zum Wet-only – Sammler arbeitet und nur öffnet, wenn der Feuchtigkeitssensor keinen Niederschlag meldet. Ein solcher Sammler wurde in der Literatur genannt. Problematisch für die Messung ist insbesondere die „Simulation“ einer entsprechend realitätsnahen Akzeptoroberfläche. Messungen der trockenen Deposition von Schwermetallen und organischen Schadstoffen liegen nach den Erkenntnissen der im Rahmen des Projektes durchgeführten Recherche für Deutschland kaum vor. Lediglich für PAK wurde im Rahmen eines Promotionsvorhabens gezielt der Anteil der trockenen Deposition untersucht.

Die Bestimmung der trockenen Deposition erfolgt meist durch eine mehr oder weniger aufwendige Modellierung, wofür verschiedenen Trockendepositionsmodelle in Frage kommen. Die stark vom Akzeptor abhängige trockene Deposition ist besonders in Gebieten mit hoher Rauigkeit, wie Waldbeständen, für einen erheblichen Teil des Inputs von Nähr- und Schadstoffen verantwortlich, auch in emittentfernen Gebieten (BMVEL 2001). Die trockene Deposition kann durch eine Kombination von Messungen und Modellen bestimmt werden.

Trockendepositionsmodelle untersuchen die Transportraten in der Atmosphäre über und bis hin zum Akzeptor. Dazu bedarf es Konzentrations- meteorologischer und pflanzenphysiologischer Daten bzw. allgemein von Landbedeckungsklassen, die teils aus Messungen, teils aus Modellen stammen. Die Gesamtdeposition ist die Summe von Trocken- Nass- und Feucht-Deposition. Atmosphärische Messmethoden sind technisch sehr aufwendig und kaum verfügbar. Messergebnisse können aber in so genannten Widerstandsmodellen (Inferentialmodellen) prozessorientiert parametrisiert werden. Mit den Modellen können Trocken- und Feuchtdepositionsrate über längere Zeiträume auch für Standorte kalkuliert werden, für die nur Luftkonzentrationen, Witterungsbedingungen und bestimmte Bestandeseigenschaften bekannt sind. **Vorteile** von Trockendepositionsmodellen sind, dass die Depositionsprozesse einzelner Stoffe betrachtet werden können und sowohl eine Extrapolation wie auch eine Prognose der Depositionsverhältnisse unter anderen (meteorologischen, pflanzenphysiologischen) Immissionsbedingungen möglich sind. Zudem ist eine Ankopplung an großräumige Emissions-/ Transport-/ Immissionsmodelle sowie Szenarioanalysen möglich (BMVEL 2001). **Nachteile** dagegen sind, dass zahlreiche verschiedene Prozesse einschließlich der Wolken- und Nebeltröpfchendeponation für einzelne Stoffe getrennt erfasst werden müssen. Bei dem relativ hohen Datenbedarf sind meist nur einige Parameter standortspezifisch bekannt.

Unsicherheiten von Messwerten

für die Ableitung der Gesamtdosition liegen an unterschiedlichen Sachverhalten. Im Folgenden sind die Einschränkungen der Verwendung von Messwerten cursorisch aufgeführt:

Vergleichbarkeit von Messwerten verschiedener Messnetze

*Verschiedene Sammelmethode*n: Messunterschiede bei unterschiedlichen Sammelmethode n lassen sich u.a. allein schon durch die aerodynamischen Eigenschaften des Sammlers erklären. So sind bspw. die Ergebnisse des Bergerhoff-Sammlers nur bedingt vergleichbar mit einem Trichter-Flasche Sammler, wo allein schon durch die Unterschiede in der Form der Sammler mehr oder weniger große Verluste auftreten und damit andere Messergebnisse erzielt werden. Zudem schränkt allein die unterschiedliche Periodizität der Probenahme die Vergleichbarkeit von Messwerten ein.

Laboranalytik: Je nach Messnetz und untersuchendem Labor werden unterschiedliche Analyseverfahren verwendet, die unterschiedliche Messergebnisse erzielen.

Aufstellung des Sammlers: Die Repräsentativität und Vergleichbarkeit der Messungen hängt sowohl von der Anzahl der Sammler je Standort als auch von Faktoren, wie Sammlerhöhe über Grund, die Beeinflussung des Sammlers durch Wind, teilweise schlechte (undichte) Verbindung zwischen Trichter und Sammler – Verluste bzw. zusätzlicher Input von Wasser, freie Anströmung.

Weitere Quellen für abweichende Messergebnisse: Fehler bei der Volumenbestimmung treten bei der Messung durch Undichtigkeiten der Messvorrichtung auf oder evtl. zu kleinen Sammelbehältern. Fehler bei der Konzentrationsmessung können durch Auswaschung der Konzentrationen von eingewehtem Material erfolgen, aber auch durch ein fehlendes Filtersystem und chemische Interaktionen auftreten. Auch die Gegenwart von Algen im Sammler oder von Abfällen kann zu biochemische Umwandlungen führen sowie eingeschränkte Reinigung und chemische Reaktionen zwischen dem Sammlermaterial und der Probe.

Unsicherheiten je nach zu messendem Schadstoff und seinen Eigenschaften – wie bspw. bei Quecksilber und vielen organischen Verbindungen:

Flüchtigkeit der Verbindungen: Verbindungen mit Siedepunkten bis 450°C liegen in der Atmosphäre vor allem gasförmig vor; die gasförmige Deposition ist jedoch nur schwer zu messen (s. o.). Häufig werden diese Verbindungen deshalb mit Trichter-Flasche-Systemen gesammelt, aus der dabei anfallenden wässrigen Lösung können nach den Methoden der Wasseranalytik die Inhaltsstoffe bestimmt werden, die trockene Deposition der Verbindungen wird vernachlässigt.

Stabilität der Verbindungen: Besonders organische Verbindungen sind instabil, der Abbau der Verbindungen während der Sammelzeit ist nur schwer zu verhindern. Für PAK beispielsweise deuten ermittelte niedrige Sedimentationsgeschwindigkeiten darauf hin, dass über die Hälfte der PAK bei der Messung mit herkömmlichen Sammlern verloren gehen. (GLADTKE 2001).

Für alle recherchierten Messdaten für Schwermetalle aus Ländermessnetzen und dem Level-II-Monitoring, die mit Bulksammlern gemessen wurden, kann eine gute Vergleichbarkeit angenommen werden. Alle Messungen außerhalb des Waldes wurden im Wesentlichen mit Bergerhoff-Sammlern gemessen. Im Forst wurden die Daten im Rahmen des Level-II-Monitorings zwar nicht mit einheitlichen Sammlern erhoben. Es ist jedoch dessen ungeachtet von einer guten Vergleichbarkeit der Messergebnisse auszugehen, was auch von der BFH (Bundesforschungsanstalt für Holzwirtschaft – Institut für Forstökologie und Walderfassung) als durchführender Organisation

bestätigt wurde. Es bleiben die sich aus dem Messverfahren ergebenden genannten Unsicherheiten, die nur über entsprechende statistische Analysen berücksichtigt werden können.

Verunreinigungen durch Verwehungen/ Resuspension

Generell kann davon ausgegangen werden, dass die gemessene atmosphärische Deposition zu einem Anteil der Winderosion zuzuordnen ist. Dieser Anteil müsste streng genommen von den Messergebnissen abgezogen werden, weil die Stoffe bereits aus der Atmosphäre deponiert wurden und als Bodenpartikel nun über kurze Distanzen umgelagert bzw. verlagert werden.

Vergleicht man die Stoffgehalte im Staubbiederschlag und typische Gehalte von Feinböden (< 2µm d.h. PM 2), so zeigen gleiche Gehalte in Feinböden und Staubbiederschlag, dass ein bedeutender Anteil der Deposition mit Eintrag von Feinböden durch Winderosion erklärt werden kann. Nach UMEG (2004) wird angenommen, dass ein pedogener bzw. geogener Staubeintrag von 100 bis 200 kg Staubbiederschlag/ha*a stattfindet.

Untersuchungen bezüglich Partikelemissionen und -konzentrationen bestätigten dies, sie zeigten für den Anteil der Winderosion an der PM10-Massenkonzentration Werte zwischen 1,1 bis 11,7% (KUHNBUSCH 2000 in IFEU 2003). Damit kann generell davon ausgegangen werden, dass auch ein mehr oder weniger großer Anteil der Depositionsmessungen je nach standörtlichen Gegebenheiten auf Winderosion (bzw. Verwehungen/Resuspension) zurückzuführen ist.

Andererseits können Abrieb- und Verwitterungsstäube von Baustoffen ähnliche Konzentrationen aufweisen. Dagegen können die Cd-Gehalte im Umfeld von Industrieanlagen nicht durch Einträge von Bodenstaub erreicht werden (UMEG 2003). Normale Boden-Stäube können bspw. bei Cadmium ca. 0,5 g/ha*a verursachen (UMEG 2004).

Die Berücksichtigung des Anteils von Verwehungen ist besonders relevant, wenn die Ursache der Deposition und evtl. Minderungsmaßnahmen betrachtet werden. Für die Stoffbilanzierung führen diese höheren Depositionsbefunde jedoch zu keiner höheren Anreicherung und sind damit bilanzneutral. Es handelt sich nur um Umlagerung von Bodenmaterial, der aus diesem Vorgang resultierende Anteil an den Messergebnissen darf in der Bilanz nicht berücksichtigt werden (s.o.).

C 8.2 Vorgehensweise

C 8.2.1 Recherche und deren Ergebnisse

In Kenntnis der im vorigen Kapitel dargestellten Grundlagen wie Depositionsmechanismen, Messungen und deren Unsicherheiten wurden alle verfügbaren Depositionsmessungen anorganischer und organischer Schadstoffe (nach BBodSchV) in Deutschland gleich welcher Art der letzten Jahre recherchiert. Das heißt, es wurden soweit möglich sowohl kontinuierliche Depositionsmessungen (wet-only/ bulk) der Ländermessnetze als auch Messungen im Rahmen von Forschungsvorhaben, Einzelprojekten erfasst und zusätzlich Literatur ausgewertet.

Messdaten geben, wie vorangehend ausgeführt, Aufschluss über die nasse Deposition (wet-only) und bei Bulk-Messungen zusätzlich zur nassen Deposition über einen (unbekannten) Anteil der trockenen Deposition. Um Kenntnisse über den Anteil der trockenen Deposition zu bekommen, fanden auch Abfragen statt, inwieweit Erkenntnisse, Abschätzungen oder Modelle zum 100%-

Eintrag inkl. trockener Deposition vorliegen. Darüber hinaus erfolgte eine gezielte Abfrage nach den verwendeten Messmethoden (Sammelmethode und Messanalytik), da eine Vergleichbarkeit der Messdaten nur gegeben ist, wenn einheitliche Messverfahren zugrunde gelegt werden können.

Die Ableitung der Frachten über die trockene Deposition beruht zum einen auf den Ergebnissen der oben genannten Recherche. Zum anderen erfolgte diese Ableitung für Schwermetalle in Absprache und Kooperation mit dem parallel laufenden UBA-Forschungsvorhaben (DÄMMGEN 2006) „Nationale Umsetzung EU-NEC-Richtlinie/CAFE-Strategie und UN ECE Luftreinhaltekonvention (Wirkungen)“. Im Rahmen dieses noch laufenden Vorhabens erfolgt eine Modellierung der trockenen Deposition für die Stoffe Blei und Cadmium für Deutschland. Erste Ergebnisse der Modellierung der trockenen Deposition konnten zum Zeitpunkt der Fertigstellung dieses Vorhabens zur Plausibilitätsprüfung herangezogen werden.

Die Recherche bestätigte insbesondere für Schwermetalle, dass überwiegend „Bulk-Messungen“ durchgeführt werden, weniger häufig sind dagegen „wet-only-Messungen“. Sie werden nur an wenigen Stationen wie z.B. an UBA-Stationen oder durch das LUA Brandenburg durchgeführt.

Die beste Datenbasis des atmosphärischen Eintrags liegt für Schwermetalle **im Freiland** d.h. außerhalb des Waldes vor. Diese Messungen werden von den Ländermessnetzen zu den Schwermetallen As, Cd, Cr, Cu, Hg⁵, Ni, Pb und Zn durchgeführt. Diese Messwerte von 1998 bis 2002 wurden bereits im Rahmen eines UBA-Forschungsvorhabens erfasst und in einer Datenbank „Heavymetal“ abgelegt. Dieses Forschungsvorhaben im Auftrag des Umweltbundesamtes „Erfassung und Einschätzung der Schwermetallbelastung in der Umgebungsluft für die Bundesrepublik Deutschland anhand von Routinemessungen der Länder und gegebenenfalls Sondermessungen“ wurde vom IE Institut für Energetik und Umwelt gGmbH (FRITSCH 2004) durchgeführt. Zielrichtung des Forschungsvorhabens war die Erfassung der Schwermetallkonzentrationen im Schwebstaub. Zusätzlich wurden in diesem Vorhaben auch Bulk-Depositionsmessungen aufgenommen, aber nicht ausgewertet.

Diese Datenbank „Heavymetal“ wurde den Forschern zur Verfügung gestellt. In der Datenbank sind sämtliche Bulk-Depositionsmessungen (Bergerhoff-Verfahren) der Länder-Messprogramme von 1998 – 2002 enthalten, die als Monatsmesswerte oder Vierteljahresmessungen vorlagen. Diese Depositionsdaten bildeten die Grundlage der Analyse repräsentativer Stoffeinträge im Rahmen dieser Studie.

Ebenfalls recht umfassend ist die Datenbasis über den atmosphärischen Eintrag **auf Forstflächen**. Im Rahmen des Level-II-Monitorings werden an 91 Messstellen in Deutschland zu den Schwermetallen Cd, Cr, Cu, Co, Ni, Pb, Zn, Hg, Pb Messungen durchgeführt und in einer Datenbank der BFH (Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft – Institut für Forstökologie und Walderfassung) zusammengeführt. Die Daten der BFH-Datenbank wurden den Forschern für den Zeitraum 1998 bis 2002 zur Verfügung gestellt.

Für die nicht in den genannten Messprogrammen enthaltenen Schwermetalle **Antimon, Bor, Kobalt, Molybdän, Selen, Thallium und Zinn** konnten einzelne Messwerte bzw. Literaturwerte recherchiert werden.

Die Recherche der Messungen zu atmosphärischer Deposition von **organischen Schadstoffen** zeigte ein anderes Bild. Es liegen weit weniger flächendeckend Messwerte vor. Eine Ausnahme

⁵ Die Erfassung der Deposition des leichtflüchtigen Quecksilbers ist mit großen Unsicherheiten verbunden – in vielen Messnetzen wird deshalb auf die Erhebung verzichtet, so dass generell nur wenige Daten weniger Messstellen vorliegen.

bilden dabei die Dioxine und Furane. Die im Rahmen der Überwachung erhobenen Dioxin-Daten sowie die Ergebnisse von Messprogrammen und Forschungsvorhaben des Bundes und der Länder werden seit Anfang der 1990er Jahre in der im Umweltbundesamt eingerichtete zentralen **DATENBANK DIOXINE** gesammelt und verwaltet.. Weitere organische Schadstoffe, wie PAK und Pestizide werden nur vereinzelt in einzelnen Messprogrammen gemessen. Generell beschränken sich die Messungen überwiegend auf Freiland d.h. auf Messeinrichtungen außerhalb des Waldes. Für die atmosphärische Deposition organischer Schadstoffe auf Forstflächen liegen nur wenige Literaturwerte vor.

Über den fehlenden **Anteil der trockenen Deposition** besteht noch erheblicher Forschungsbedarf. Aufwendige Modellierungen wurden nur wenige durchgeführt, wie bspw. in dem parallel laufenden Forschungsvorhaben („Nationale Umsetzung EU-NEC-Richtlinie/CAFE-Strategie und UN ECE Luftreinhaltekonvention (DÄMMGEN 2006)) für Pb und Cd. Die Recherche brachte keine Ergebnisse von Forschungsvorhaben, die eine Ableitung und Übertragung der Ergebnisse des Anteils der trockenen Deposition für einzelne Schadstoffe zulassen würden. Dies gilt sowohl für Schwermetalle als auch für organische Schadstoffe.

Das in Kapitel C 8.1.2 aufgezeigte Messverfahren „**Biomonitoring**“ zur Erfassung atmosphärischer Einträge in den Boden wurde im Rahmen der Recherche ebenfalls näher untersucht. Die Moosmonitoring-Programme und ihre Ergebnisse erwiesen sich jedoch für die Aufgabenstellung des Projektes als nicht brauchbar. Das Moos-Monitoring in Deutschland war 1990/91 das erste flächendeckende bundesweit zwischen Bund und Ländern abgestimmte Untersuchungsprogramm (SIEWERS et al. 2000). Generell zeigen sich zwar in Deutschland deutliche Belastungsunterschiede in Abhängigkeit des Einflussbereiches bekannter Emissionsquellen, wie auch generell bei Depositionsmessungen nachgewiesen wurde. Die Korrelationsanalysen zwischen Mooskonzentrationen und wet-only und auch Bodenhorizonten zeigen bis auf wenige Standorte keinen klaren Zusammenhang, genauso wenig wie der Vergleich der Mooskonzentrationen mit dem Schwebstaubgehalten. In Bayern (BayLfU 2003a) zeigte sich bei dem zweijährigen Zyklus des Monitorings (Bund-/Länder-Monitoring fünfjährlich) die gleiche Problematik. Über die verschiedenen Zeitpunkte der Beprobung hinweg wurden tendenziell völlig unterschiedliche Werte aber vor allem auch Verteilungsmuster herausgestellt. Die Beeinflussung der Moose ist offensichtlich sehr von lokalen Gegebenheiten abhängig, ohne sie benennen zu können bzw. über die Jahre Gesetzmäßigkeiten feststellen zu können.

C 8.2.2 Vorgehensweise zur Analyse und Ableitung der Stoffeinträge

Auf Basis der aufgeführten recherchierten Daten wurden nun als Gesamtdosition typische Eintragswerte für Deutschland abgeleitet. Die Gesamtdosition kann nur über eine Kombination aus Messwert und Berechnung (Modellierung) bestimmt werden. Sofern die Datengrundlage vorhanden ist, kann zum einen der Anteil der nassen Deposition über bulk-Messungen abgeleitet werden, zum anderen wird die trockene Deposition auf Grundlage der Immissionskonzentration (vgl. unten) bestimmt. Liegen für Schadstoffe nur wenige Messdaten vor (sowohl für die Deposition als auch die Immissionskonzentration), so lässt sich die Gesamtdosition nicht bestimmen. Als atmosphärische Eintragswerte werden dann nur die Bulk-Messungen herangezogen. Wie bereits erläutert liegt die beste Datenbasis für Schwermetalle vor, für einige anorganischen und die organischen Schadstoffe dagegen ist die Datenbasis lückenhafter, d.h. es liegen nur vereinzelt aus wenigen Gebieten Messungen vor.

Generell ist es mit den recherchierten Daten sinnvoll eine getrennte Auswertung und Ableitung der Depositionsraten für das **Freiland** und für **Forstflächen** vorzunehmen. Zudem erfolgt die Ableitung

der Stoffeinträge entsprechend der Datenbasis getrennt nach **Schwermetallen** und **organischen Schadstoffen**.

Freiland

Bei den Schwermetallen-Daten wird unterschieden in **As, Cd, Cr, Cu, Hg⁶, Ni, Pb** und **Zn**, für die umfassend Messdaten vorliegen und die Gesamtdeposition über nasse und trockene Deposition abgeleitet werden kann, und die **weiteren Schwermetalle** Sb, Co, Mo, Se, Tl und Sn mit geringerer Datenbasis.

Für erstere werden über die bulk-Messungen typische Eintragswerte abgeleitet und davon der Anteil der nassen Deposition bestimmt. Für diese Schwermetalle erlaubt die Datenbasis zudem eine vereinfachte Bestimmung der trockenen Deposition und damit eine Ableitung der Gesamtdeposition. Die trockene Deposition wird vereinfacht über die so genannte „inferentielle Methode“ oder „Konzentrationsmethode“ (auf Basis von Immissionskonzentrationsmessungen und spez. Depositionsgeschwindigkeiten, vgl. Kapitel C 8.3.1.3) näherungsweise bestimmt. Die damit abgeleitete Gesamtdeposition ist jedoch mit hoher Unsicherheit behaftet, da sie auf vielen Annahmen und Vereinfachungen beruht. Diese Vorgehensweise zur Bestimmung der trockenen Deposition für Schwermetalle und damit die Ableitung der Gesamtdeposition erfolgte insbesondere zur Validierung in enger Absprache mit FAL-AOE/, TNO-MEP und ECN⁷ (DÄMMGEN 2006) als durchführende Institutionen des parallel laufenden UBA-Forschungsvorhaben „Nationale Umsetzung EU-NEC-Richtlinie/CAFE-Strategie und UN ECE Luftreinhaltekonvention (Wirkungen)“.

Für die **weiteren Schwermetalle** mit geringerer Datenbasis kann die trockene Deposition nicht bestimmt werden. Es werden daher als repräsentative atmosphärische Eintragswerte die Bulk-Messungen herangezogen, die neben der nassen auch Anteile der trockenen Deposition beinhalten.

Bei **organischen Schadstoffen** erlaubt die Datenbasis ebenfalls keine Bestimmung der trockenen Deposition, die Eintragswerte werden soweit vorhanden aus Messdaten oder Literaturwerten abgeleitet.

Forstflächen

Die Ableitung typischer atmosphärischer Eintragswerte auf Forstflächen erfolgt wie für Freiland, d.h. sofern es die Datenbasis erlaubt, erfolgt für Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn die Bestimmung der nassen und trockenen Deposition und damit der Gesamtdeposition für typische Raumeinheiten. Bei Stoffen, für die nur wenige Messdaten oder Literaturwerte vorliegen, werden nur diese herangezogen.

Für Forstflächen steht neben der Kombination von Messungen (wet-only/Bulk-Messung) und Berechnung der trockenen Deposition wie im Freiland für die Ableitung der Gesamtdeposition, eine weitere Methode zur Abschätzung des Gesamteintrags zur Verfügung, diese wurde zu Vergleichszwecken ebenfalls erhoben.

Mit den zur Verfügung stehenden Messungen der Bestandsdeposition (Summe aus Stoffflüssen in Kronentraufe und Stammabfluss bei Buchen) und des Streufalls ergibt sich mit der **Summe aus**

⁶ Die Erfassung der Deposition des leichtflüchtigen Quecksilbers ist mit großen Unsicherheiten verbunden – in vielen Messnetzen wird deshalb auf die Erhebung verzichtet, so dass generell nur wenige Daten weniger Messstellen vorliegen.

⁷ FAL-AOE: Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie; TNO-MEP Milieu, Energie en Procesinnovatie, Apeldorn; ECN Energy Research Centre Netherlands.

Bestandsdeposition und Streufall eine Annäherung an die Gesamtdeposition. Die Belastbarkeit der Messungen der Bestandsdeposition und des Streufalls besonders auch für Schwermetalle wird in Fachkreisen teilweise in Frage gestellt, da die Kronenraumprozesse für Schwermetalle nicht ausreichend erforscht sind. Trotz dieser Unsicherheiten wurden sie im Rahmen des Projektes zu Vergleichszwecken bestimmt, da generell keine für Deutschland repräsentativen Daten über den atmosphärischen Schwermetall-Eintrag in den Wald vorliegen.

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Analyse der Messnetzdaten bzw. die ermittelten atmosphärischen Stoffeinträge aufgeführt.

Die im Projekt für die Stoffbilanzierung recherchierten Daten und die daraus abgeleiteten Rechenwerte sind in ihrer Repräsentativität und Belastbarkeit sehr unterschiedlich. Je nach Eintragspfad und Schadstoff unterscheidet sich die vorhandene Datengrundlage sehr stark. Um unter anderem auch die Ergebnisse der Stoffbilanzierung besser beurteilen zu können wird für die verwendeten Rechenwerte ein Bonitätssystem verwendet, das die Qualität bzw. die Repräsentativität des jeweiligen Rechenwertes angibt. In der folgenden Tabelle sind die Kriterien für die einzelnen Bonitätsstufen der atmosphärischen Deposition aufgeführt.

Tab. C 59: Bonitätssystem der in die Bilanzierung eingehenden statistischen Kenngrößen für die atmosphärische Deposition

Bonität	Eigenschaften der Grundlegendaten
A	Gesamtdeposition – Messwert der nassen oder bulk-Deposition (mit hinreichender Messstellenanzahl), ergänzt durch einen modellierten Wert der trockenen Deposition
B	Messwerte (über wet-only oder bulk-Sammler) mit hinreichender Messstellenanzahl und über mehrere Jahre liegen zugrunde. Messmethode ist belastbar. Wert kann als repräsentativ angesehen werden / gegebenenfalls auch Literaturwert, der aufgeführte Bedingungen erfüllt/ repräsentativ
C	Geringere Anzahl von Messungen und Messstellen zugrunde liegend, bedingt repräsentativ/ gegebenenfalls auch Literaturwert, der aufgeführte Bedingungen erfüllt
D	Einzelmessung/ aus Modellierung abgeleitet / Daten aus der Literatur mit eingeschränkter Repräsentativität/.
E	Keine Daten / Annahmen

Tab. C 60: Übersicht über die Vorgehensweise zur Bestimmung der atmosphärischen Stoffeinträge

Atmosphärische Stoffeinträge im Freiland		Atmosphärische Stoffeinträge auf Forstflächen		
Schwermetalle	Organische Schadstoffe	Schwermetalle	Organische Schadstoffe	
Datenbasis: Bulk-Messungen der Datenbank „heavymetal“ As, Cd, Cr, Cu, (Hg), Ni, Pb und Zn	Vereinzelt Messwerte sowie Literaturwerte für Sb, Co, Mo, Se, Tl und Sn	Vereinzelt Messwerte sowie Literaturwerte	der BFH-Datenbank Cd, Cr, Cu, Co, Ni, Pb, Zn, Hg, Pb darin: Messungen der Bestandsdeposition (Summe Kronentraufe + Stammabfluss), Streufracht,	vereinzelt Messwerte sowie Literaturwerte
Vorgehen: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Analyse der Daten und Typisierung nach Raumeinheiten (Ableitung typischer repräsentativer Eintragswerte) ▪ Bestimmung der Gesamtdeposition über die Summe aus ▪ Nasser Deposition (abgeleitet über Bulk-Messungen) und ▪ Trockener Deposition (abgeleitet über „inferentielle Methode“ durch Multiplikation der Depositionsgeschwindigkeit v_d mit der atmosphärischen Konzentration c) 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Übernahme der Typisierung ▪ Keine Bestimmung der Gesamtdeposition über nasse und trockene Deposition möglich ▪ Bestimmung typischer atmosphärischer Einträge anhand von Bulk-Messungen 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Übernahme der Typisierung ▪ Keine Bestimmung der Gesamtdeposition über nasse und trockene Deposition möglich ▪ Bestimmung typischer atmosphärischer Einträge anhand vorhandener Bulk-Messungen oder wet-only-Messungen 	Analyse der Daten und Typisierung nach Raumeinheiten (Ableitung typischer repräsentativer Eintragswerte) <ul style="list-style-type: none"> ▪ Bestimmung der Gesamtdeposition zum einen über: Die Summe aus nasser + trockener Deposition wie unter Freiland Und zum anderen zu Vergleichszwecken Die Summe aus Bestandsdeposition + Streufracht	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Übernahme der Typisierung ▪ Keine Bestimmung der Gesamtdeposition über nasse und trockene Deposition möglich ▪ Bestimmung typischer atmosphärischer Einträge bedingt möglich, da nur wenige Literaturwerte vorhanden

C 8.3 Atmosphärische Stoffeinträge im Freiland

C 8.3.1 Schwermetalle

Als wesentliche Datenbasis für die Ableitung der atmosphärischen Schwermetalleinträge in den Boden diente die Datenbank „Heavymetal“ des UBA-Forschungsvorhabens (FRITSCH 2004). Darin sind sowohl die Bulk-Messungen als auch die Immissionskonzentrationsmessungen der Ländermessnetze für As, Cd, Cr, Cu, (Hg), Ni, Pb und Zn enthalten. Nach dem Stoffspektrum des vorliegenden Vorhabens sind darüber hinaus die Einträge der Schwermetalle Antimon, Bor, Kobalt, Molybdän, Selen, Thallium und Zinn zu quantifizieren. Sie sind nicht in der Datenbank „Heavymetal“ enthalten und werden durch weitere recherchierte Messnetzwerke sowie Literaturdaten ergänzt.

C 8.3.1.1 Ergebnisse der Analyse der Daten und Typisierung

Ziel der Analyse der recherchierten Schwermetall-Daten war es, typische Werte für bestimmte räumliche Verhältnisse in Deutschland abzuleiten, die für die Stoffbilanzierung in Raumeinheiten repräsentative Eintragungswerte für Deutschland darstellen.

Die Messstellen und damit die Messwerte in der Datenbank „heavymetal“ sind klassifiziert nach 3 Gebietstypen (urban, suburban und rural) und zusätzlich nach 3 Stationstypen (Verkehr, Industrie und Hintergrund), die die Exposition der Station wiedergeben. Dies erlaubt die Identifizierung von Belastungsbandbreiten je Typ. Die Gebiets- und Stationstypen lassen sich nach FRITSCH (2004) wie folgt charakterisieren:

→ Gebietstyp

- Urban: Geschlossenes bebautes Stadtgebiet (mit Ausnahme von Stadtparks ist das bebaute Gebiet nicht durch nichtstädtisches Gebiet unterbrochen)
- Suburban: Stark bebautes Stadtgebiet, aber unterbrochen durch nichtstädtische Bereiche (z.B. Landwirtschaft, Seen, Wald etc.)
- Rural: Alle Gebiete, die nicht den Stadt- oder Vorstadtgebieten zuzuordnen sind.

→ Stationstyp

- Verkehr: Messstelle vorwiegend durch Verkehr beeinflusst
- Industrie: Messstelle vorwiegend durch Industrie beeinflusst
- Hintergrund: Messstelle mit Grundbelastung

Entsprechend dieser Messstellen-Klassifizierung konnten eine Vielzahl an Analysen durchgeführt werden. Es sind 9 verschiedene Messstellentypen vorhanden, die entsprechend für die Ableitung von charakteristischen Eintragungshöhen analysiert wurden. Zusätzlich wurde auch eine Analyse der Messwerte nach Bundesländern durchgeführt, um zu prüfen, ob dadurch evtl. stärkere Unterschiede gegeben sind als bei den Gebiets- und Stationstypen. Die Betrachtung der Jahresentwicklung zeigte insbesondere bei Blei und Zink eine deutliche Abnahme von 1998 auf 1999, so dass zur Ableitung repräsentativer Eintragungswerte nur der Median über 4 Jahre (1999 bis 2002) berechnet wurde.

Die Analyse nach Gebiets- und Stationstyp in Kombination zeigte sehr große Bandbreiten der einzelnen Typen, die keine klaren Tendenzen erkennen ließen. Ebenso zeigte auch die Analyse nach Bundesländern keine klaren Tendenzen, die eine Typisierung erlauben würden. Deutlich hohe Depositionen wurden in Hamburg gemessen, was durch die Industrienähe der Messstationen bedingt

ist. Eine Tendenz in Bezug auf bspw. Nord-Süd; Ost-West bspw. bedingt durch Niederschlagshöhen der Regionen ist nicht zu erkennen. Die deutlichsten Tendenzen ließen sich durch die getrennte Analyse nach Gebietstyp oder Stationstyp erkennen. Exemplarisch ist die Analyse für Cadmium, Blei und Chrom in den folgenden Abbildungen aufgezeigt.

Wie in Abbildung C 9 bis Abbildung C 15 zu sehen ist, zeigt besonders die Analyse nach den Gebietstypen urban und rural charakteristische Eintragungshöhen auf. Zudem weisen auch die Verkehrsstationen besonders hohe Einträge auf, die höhere Werte zeigen als an Stationen mit Industrieinfluss.

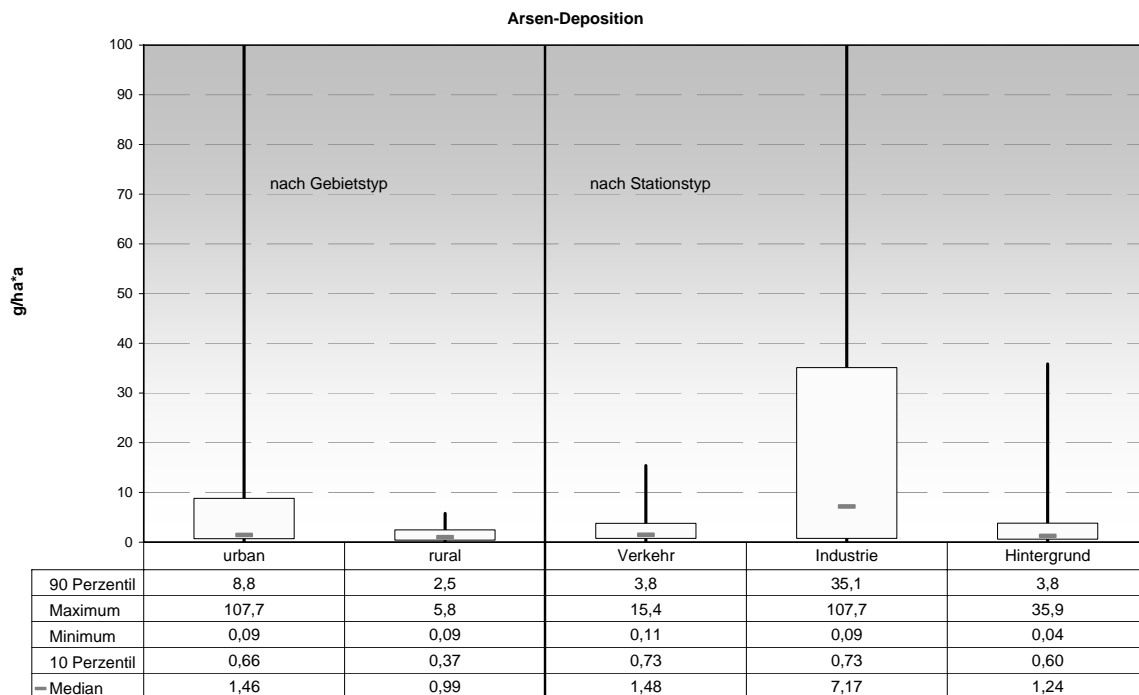


Abb. C 9: Analyse der Arsen-Depositionsmessungen nach Gebiets- und Stationstyp der Messstelle

Daraus wird als Typisierung der Eintragungshöhen der atmosphärischen Deposition von Schwermetallen eine Unterscheidung in rurale und urbane Gebiete bzw. Raumeinheiten für die Bilanzierung als Grundeintragsbedingung abgeleitet. Daneben zeigen besonders auch Verkehrsstationen relevante Depositionshöhen. Dieser Eintrag in der Nähe von Straßen und Autobahnen wird in Form von Varianten in die Bilanzierung einbezogen.

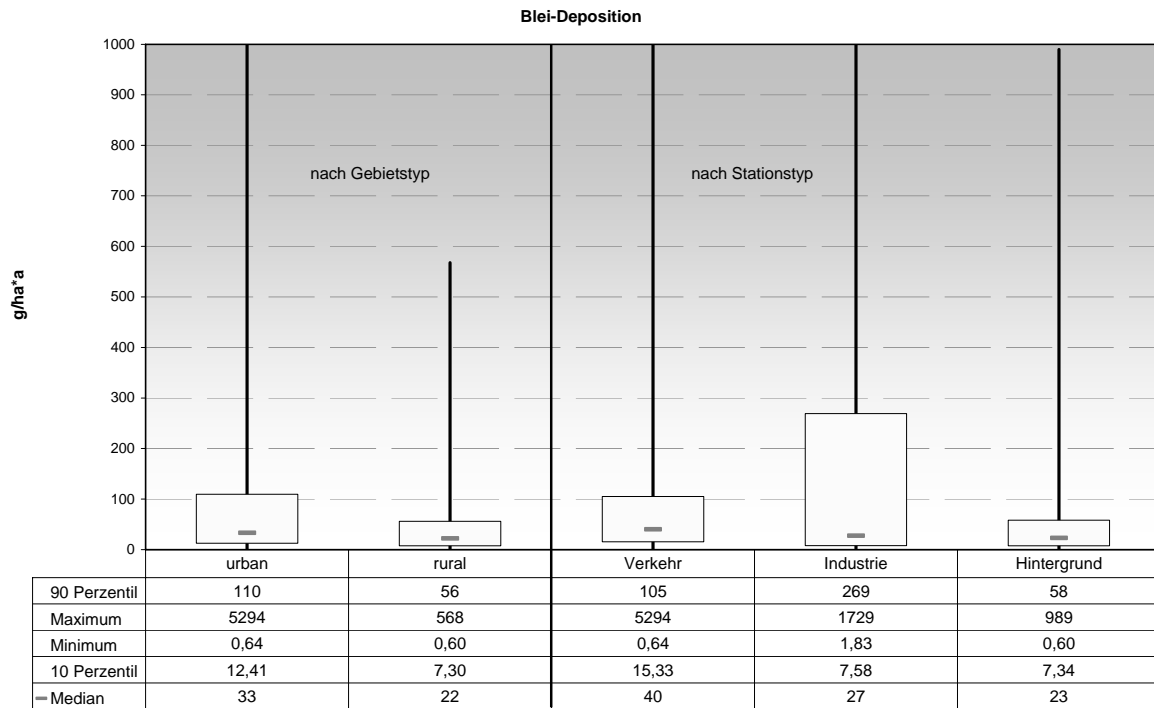


Abb. C 10: Analyse der Blei-Depositionsmessungen nach Gebiets- und Stationstyp der Messstelle

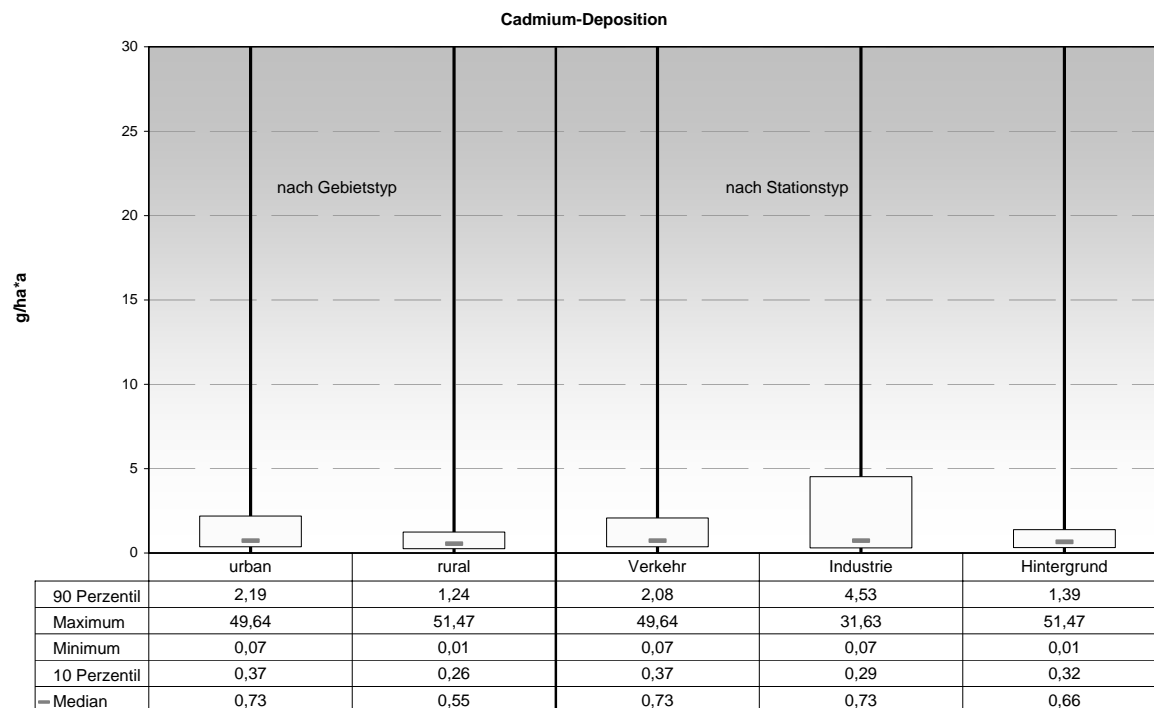


Abb. C 11: Analyse der Cadmium- Depositionsmessungen nach Gebiets- und Stationstyp der Messstelle

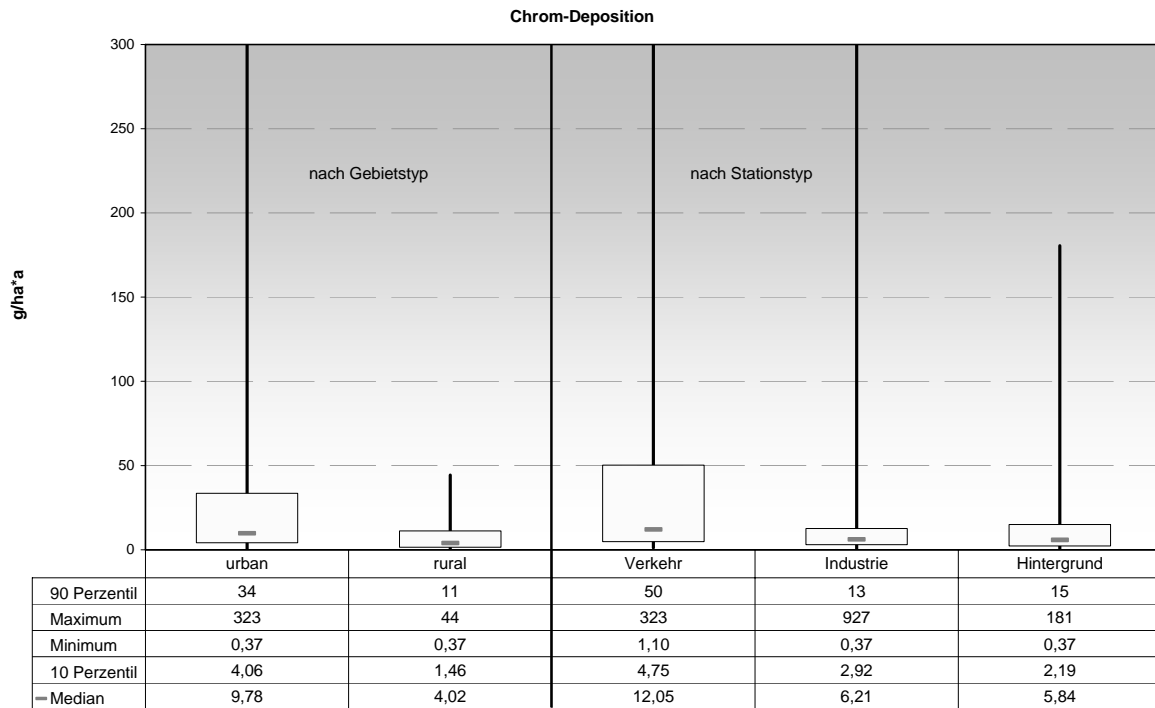


Abb. C 12: Analyse der Chrom-Depositionsmessungen nach Gebiets- und Stationstyp der Messstelle

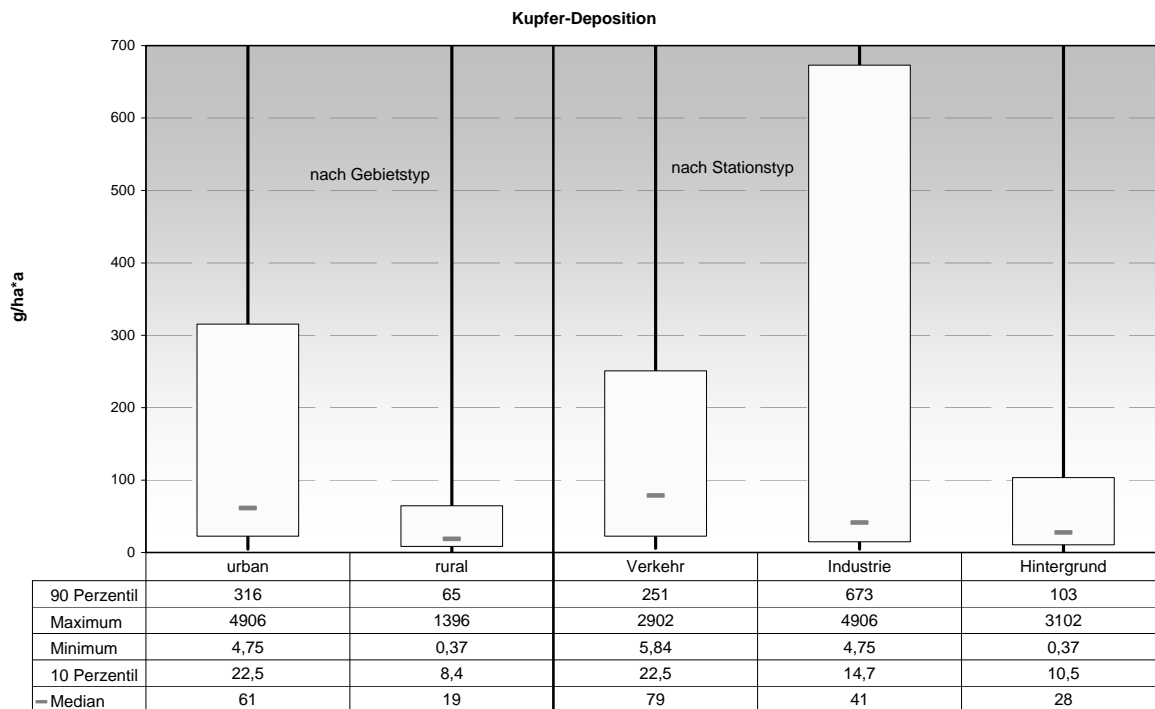


Abb. C 13: Analyse der Kupfer-Depositionsmessungen nach Gebiets- und Stationstyp der Messstelle

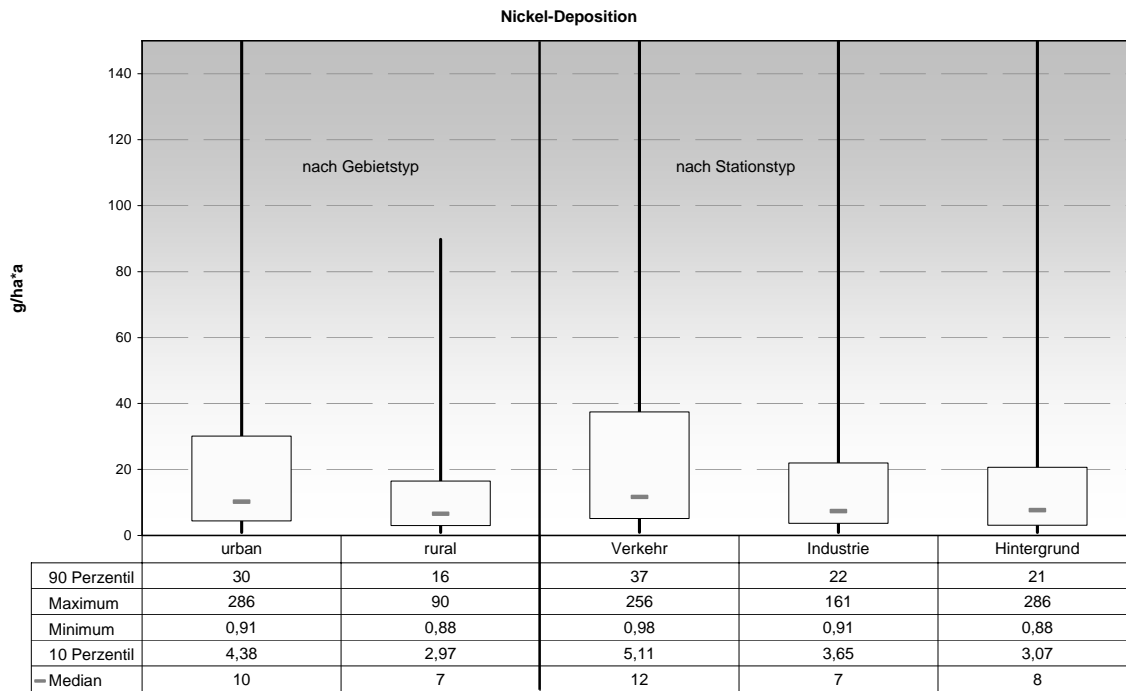


Abb. C 14: Analyse der Nickel-Depositionsmessungen nach Gebiets- und Stationstyp der Messstelle

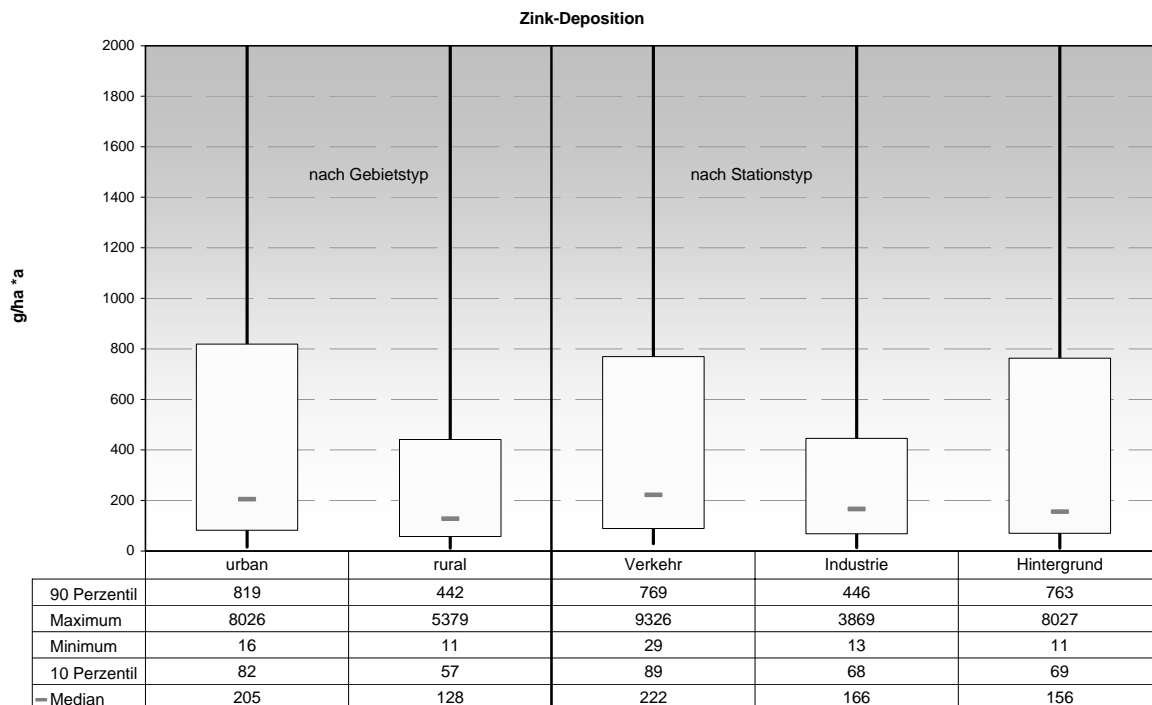


Abb. C 15: Analyse der Zink-Depositionsmessungen nach Gebiets- und Stationstyp der Messstelle

C 8.3.1.2 Ableitung der nassen Deposition

Grundlage für die Bestimmung der nassen Deposition bilden die Bulk-Messungen der Ländermessnetze. Die für die Raumeinheiten urban, rural und Verkehr abgeleiteten Schwermetall-Frachten sind in Tabelle C 61 aufgeführt.

Die nasse Deposition wird über das mittlere Verhältnis von wet-only zu Bulk-Messungen abgeleitet. Datenbasis hierfür waren Parallelmessungen am gleichen Standort nach GAUGER et al. (2000) für Pb, Cd und Cu, für die übrigen Schwermetalle wurde das mittlere Verhältnis angesetzt (vgl. Tab. C 62). Daraus ergibt sich der in Tabelle C 63 aufgeführte Anteil der nassen Deposition (wet-only) für die Stoffbilanzierung.

Tab. C 61: Atmosphärische Schwermetallfrachten für urbane und rurale Gebiete (Analyse der Bulkmessungen der Ländermessnetze – Datenbank „heavymetal“ As, Cd, Cr, Cu, (Hg), Ni, Pb und Zn)

1999 – 2002		urban [g/(ha*a)]	rural [g/(ha*a)]	Verkehr [g/(ha*a)]	B ³⁾
Arsen	Median	1,5	0,99	1,5	B
	90 Perzentil	8,8	2,5	3,8	
	Anzahl ¹⁾	1468	341	591	
Cadmium	Median	0,73	0,55	0,73	B
	90 Perzentil	2,2	1,2	2,08	
	Anzahl ¹⁾	4196	4196	4196	
Chrom	Median	9,78	4,02	12,1	B
	90 Perzentil	33,6	11,1	50,2	
	Anzahl ¹⁾	2791	2791	2791	
Kupfer	Median	61,5	19,0	78,8	B
	90 Perzentil	315,6	64,6	250,9	
	Anzahl ¹⁾	2688	2688	2688	
Nickel	Median	10,2	6,57	11,7	B
	90 Perzentil	30,1	16,50	37,4	
	Anzahl ¹⁾	2204	574	1159	
Blei	Median	33,2	22,3	40,3	B
	90 Perzentil	109,5	55,9	105,2	
	Anzahl ¹⁾	3321	964	1965	
Quecksilber	Median	0,24	0,05	0,24	C
	90 Perzentil	0,64	-	0,64	
	Anzahl ¹⁾	16	Lit ²⁾	16	
Zink	Median	205,1	127,8	222,2	B
	90 Perzentil	818,8	441,5	769,5	
	Anzahl ¹⁾	2242	432	1044	

1) Anzahl = Anzahl der zugrunde liegenden Monatsmessungen über sämtliche urbanen bzw. ruralen Messstellen der Datenbank von 1999 – 2002

2) Ableitung über Literaturwerte (UBA-Messnetz u. UMEG 2004)

3) Die Erläuterung des Bonitätssystems für die Atmosphärische Deposition ist Kapitel C 8.2.2 zu entnehmen.

Tab. C 62: Mittleres Verhältnis von wet-only/bulk Messungen auf Basis von Parallelmessungen am gleichen Standort (GAUGER et al. 2000)

Pb	Cd	Cu	andere
71 %	73 %	82 %	75 %

Tab. C 63: Die aus den Bulk-Messungen abgeleiteten Werte für die nasse Deposition. Für die Raumeinheiten urban und rural sowie die Variante Verkehrsstandorte.

1999 - 2002	in g/ha*a	urban		rural		Verkehr	
		bulk ¹⁾	wet-only ²⁾	bulk	wet-only	bulk	wet-only
Arsen	Median	1,5	1,1	0,99	0,74	1,5	1,11
	90 Perz.	8,8	6,6	2,5	1,9	3,8	2,8
Cadmium	Median	0,73	0,53	0,55	0,40	0,73	0,53
	90 Perz.	2,2	1,6	1,2	0,91	2,1	1,5
Chrom	Median	9,8	7,34	4,02	3,01	12,0	9,0
	90 Perz.	33,6	25,16	11,1	8,4	50,2	37,6
Kupfer	Median	61,5	50,4	19,0	15,6	78,8	64,6
	90 Perz.	315,6	258,8	64,6	53,0	50,2	41,2
Nickel	Median	10,2	7,7	6,6	4,9	11,7	8,8
	90 Perz.	30,1	22,6	16,5	12,4	37,4	28,1
Blei	Median	33,2	23,6	22,3	15,8	40,3	28,6
	90 Perz.	109,5	77,7	55,9	39,7	105,2	74,7
Quecksilber	Median	0,24	0,18	-		0,24	
	90 Perz.	0,64	0,48	-		0,64	
Zink	Median	205,1	153,8	127,8	95,8	222,2	166,7
	90 Perz.	818,8	614,1	441,5	331,1	769,5	577,1

1) basierend auf Datenbank "heavymetal" Fritsche 2004

2) Abschätzung über das mittlere Verhältnis von wet-only/bulk Parallelmessungen nach Gauger et al. 2000 (Tab. C 62)

C 8.3.1.3 Ableitung der trockenen Deposition

Wie bereits in Kapitel C 8.2.1 erläutert, ergab die Recherche nach Erkenntnissen über den Anteil der trockenen Deposition an der Gesamtdosition keine belastbaren Daten. Allgemein wurde nach verfügbaren Trockendepositionsmodellen recherchiert und ihre Anwendbarkeit für das vorliegende Forschungsvorhaben geprüft. Die meisten Modelle sind sehr komplex und zu aufwendig in ihrer Durchführung, so dass sie im Rahmen des Projektes nicht zielführend waren.

Die trockene Deposition wurde dementsprechend vereinfacht über die so genannte „inferentielle Methode“ oder „Konzentrationsmethode“ näherungsweise bestimmt. Dabei ergibt sich die trockene Deposition „F“ durch Multiplikation der Depositionsgeschwindigkeit „vd“ mit der atmosphärischen Partikel-Konzentration „C“, nach der folgenden Formel:

$$F = [a * Vd_{\text{fein}} + (1-a) * Vd_{\text{grob}}] * C$$

„a“ entspricht dem Anteil der Feinfraktion (<PM 2,5 µm). Die Depositionsgeschwindigkeit V_d unterscheidet sich je nach Partikelgröße (fein < 2,5 oder grob 2,5-10 µm) und hängt zudem von der

Morphologie der Vegetation, ihrem physiologischen Zustand und von den mikrometeorologischen Bedingungen ab.

Von ECN und FAL⁸ wurden mittlere Depositionsgeschwindigkeiten (V_d) für Fein- ($<PM_{2,5}$) und Grobpartikel ($>PM_{2,5 \text{ bis } 10}$) in Deutschland nach Bundesländern und Landbedeckungsklassen (urban, arable, deciduous, coniferous, mixed, water) aus den Projektergebnissen 299 42 210 (GAUGER et al. 2002) zur Verfügung gestellt. In Tabelle C 64 sind die verwendeten Depositionsgeschwindigkeiten aufgeführt.

Tab. C 64: Mittlere Depositionsgeschwindigkeiten (v_d) für Fein- und Grobpartikel für urbane und rurale Landbedeckung nach Gauger et al. (2002)

vd Mittelwert von 1996-2000	Feinpartikel ($<PM_{2,5}$) [cm/(s*a)]	Grobpartikel ($>PM_{2,5 \text{ bis } 10}$) [cm/(s*a)]	B ¹⁾
urban	1,25	2,07	D
rural (arable)	0,12	1,19	D

1) Die Erläuterung des Bonitätssystems für die Atmosphärische Deposition ist Kapitel C 8.2.2 zu entnehmen.

Als Quelle für die Partikel-Konzentrationen („C“) diene der Bericht des UBA-Forschungsvorhabens (FRITSCHÉ 2004) sowie die dazugehörige Datenbank „HeavyMetal“. Diese Datenbank enthält neben den Schwermetall-Depositionsmessungen, die zur Ableitung der Bulk-Deposition herangezogen wurden, auch Routinemessungen der Länder zu Schwermetall-Konzentrationen (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn) der Umgebungsluft in Deutschland.

In Tabelle C 65 sind die nach FRITSCHÉ (2004) veröffentlichten jährlichen Durchschnittskonzentrationen sowie aus der Datenbank abgeleitete Mediane und 90 Perzentile (1999-2002) für urbane, rurale und Verkehrsstationen aufgeführt. **Für die Ableitung der trockenen Deposition des atmosphärischen Eintrags für die vorliegende Stoffbilanzierung wird auf die im Rahmen des Forschungsvorhabens (FRITSCHÉ 2004) erarbeiteten und als repräsentativ angesehene Werte, d.h. den langjährigen Jahresmittelwerte, zurückgegriffen.** Zusätzlich wurden auch die Mediane und 90-Perzentile in der Tabelle durch eine Datenbankabfrage ergänzt. Sich ergebende Diskrepanzen zwischen Jahresmittelwerten und 90-Perzentilen (bei Cadmium (urban) und Kupfer (rural)) beruhen auf den unterschiedlichen Grundlagen. In der Veröffentlichung von FRITSCHÉ (2004) wurden Jahresmittelwerte der Jahre 1998 – 2002 gebildet (ggfs. Bereinigung von Ausreißern), dagegen beruhen die Mediane und 90-Perzentile auf einer Datenbankabfrage für die Jahre 1999-2002.

⁸ FAL-AOE (Thomas Gauger), TNO-MEP, Apeldoorn, NL (Martijn Schaap) und ECN, Petten, NL (Alex T. Vermeulen): Nationale Umsetzung EU-NEC-Richtlinie/CAFE-Strategie und UN ECE Luftreinhaltekonvention (Wirkungen).

Tab. C 65: Schwermetall Immissionskonzentrationen für die Berechnung der trockenen Deposition (Quellen: FRITSCH 2004 und Datenbank „HeavyMetal“).

[ng/m ³]		urban PM10 99 - 02	rural PM10 99 - 02	traffic PM10 99 - 02	B ²⁾
Arsen	langj. JM ¹⁾	2,44	1,12	1,46	B
	Median	0,88	0,70	1,00	
	90 Perz.	3,81	3,47	4,08	
	Anzahl ³⁾	11481	3509	10422	
Cadmium	langj. JM ¹⁾	0,98*)	0,48	0,75	B
	Median	0,26	0,17	0,26	
	90 Perz.	0,86*)	0,5	0,9	
	Anzahl	11534	3505	10440	
Chrom	langj. JM ¹⁾	3,80	1,4	3,1	B
	Median	3,39	1,4	3,4	
	90 Perz.	8,6	4,2	7,8	
	Anzahl	9220	2868	9009	
Kupfer	langj. JM ¹⁾	15,2	15,7*)	15,8	B
	Median	12,2	2,5	11,7	
	90 Perz.	32,9	9,1*)	29,4	
	Anzahl	2546	405	2111	
Nickel	langj. JM ¹⁾	3,2	1,4	3,2	B
	Median	1,9	1,0	1,9	
	90 Perz.	6,5	2,5	5,0	
	Anzahl	11439	3498	10394	
Blei	langj. JM ¹⁾	27,3	11,5	25,9	B
	Median	16,0	9,3	17,1	
	90 Perz.	45,0	26,1	46,4	
	Anzahl	13854	4217	13020	
Zink	langj. JM ¹⁾	66,3	59,8	88,3	B
	Median	56,3	28,7	68,8	
	90 Perz.	169,8	70,8	195,2	
	Anzahl	1820	203	1189	

1) Der langjährige Jahresmittelwert der Immissionskonzentration nach Fritsche (2004) wird als Berechnungsgrundlage für die trockene Deposition der Stoffbilanzierung herangezogen

2) Die Erläuterung des Bonitätssystems für die Atmosphärische Deposition ist Kapitel C 8.2.2 zu entnehmen.

3) Anzahl zugrunde liegender Einzelwerte (Monatsmessungen)

*) Die hohen Jahresmittelwerte gegenüber den 90-Perzentilen beruhen auf unterschiedlichen Grundlagen der Veröffentlichung Fritsche 2004 (Jahresmittelwert für die Jahre 1998 – 2002) und der Datenbankabfrage (1999-2002).

Darüber hinaus musste für die Anwendung der inferentiellen Methode der Anteil an Fein- und Grobpartikeln bestimmt werden. Der jeweilige Anteil der Schwermetallkonzentration in Fein- und Grobfraktion wurde auf Basis von Literaturwerten abgeleitet. In Tabelle C 66 sind Ergebnisse von Untersuchungen aufgeführt, die als Grundlage für die Ableitung der Grob- und Feinfraktion dienten.

Tab. C 66: Verteilung der Fein- und Grobpartikel einzelner Komponenten im Feinstaub

[%]	PM 2,5/ PM 10		Quelle
	rural	urban	
Nickel	100	53 ¹⁾	SCHNEIDER/LORBEER 2002
	58²⁾	30	KUHLBUSCH 2000
Arsen	89	81 ¹⁾	SCHNEIDER/LORBEER 2002
	76	69	KUHLBUSCH 2000
Cadmium	83	85	SCHNEIDER/LORBEER 2002
	63	41	KUHLBUSCH 2000
	73	63	Mittelwerte
Blei	78	72	SCHNEIDER/LORBEER 2002
	60	65	KUHLBUSCH 2000
	69	68,5	
Zink	35	51	KUHLBUSCH 2000

1) Bei Arsen und Nickel lagen die Werte von Schneider/Lorbeer im Bereich der Bestimmungsgrenze

2) Die verwendete Verteilung ist in fett aufgeführt. Je nach Repräsentativität als Mittelwert beider Untersuchungen oder nur die Einzeluntersuchung

Die Ergebnisse der mit der inferentiellen Methode ermittelten trockenen Deposition für urbane, rurale und Verkehrsstandorte sind in Tabelle C 67 aufgeführt. Als Plausibilitätsprüfung konnten, erste Ergebnisse für Pb und Cadmium des laufenden UBA-Forschungsvorhaben „Nationale Umsetzung EU-NEC-Richtlinie/CAFE-Strategie und UN ECE Luftreinhaltekonvention (Wirkungen)“ herangezogen werden. In diesem Vorhaben erfolgt unter anderem die Modellierung der trockenen Deposition für Cd und Pb auf Basis von Emissionsdaten.

Tab. C 67: Ergebnisse der Berechnung/ Abschätzung der trockenen Deposition für As, Pb, Cd, Cr, Cu, Ni und Zn

Trockene Deposition		urban	rural	Verkehr	B ¹⁾
		in g/ha*a	in g/ha*a	in g/ha*a	
Arsen	JM*)	11,5	1,33	6,9	B
	90 Perz.	18,0	4,1	19,3	
Blei	JM*)	127,1	12,9	120,6	B
	90 Perz.	209,5	29,3	216,0	
Cadmium	JM*)	4,2 ²⁾	0,46 ²⁾	3,2 ²⁾	B
	90 Perz.	3,7	0,50	3,9	
Chrom	JM*)	25,5	2,5	8,6	B
	90 Perz.	49,2	7,6	45,0	
Kupfer	JM*)	132,0	28,2 ²⁾	43,4	B
	90 Perz.	188,9	16,3	168,8	
Nickel	JM*)	18,1	2,5	18,1	B
	90 Perz.	37,1	4,5	29,0	
Zink	JM*)	344,5	154,3	179,9	B
	90 Perz.	882,6	182,6	1014,7	

1) Die Erläuterung des Bonitätssystems für die Atmosphärische Deposition ist Kapitel C 8.2.2 zu entnehmen.

2) Die hohen Jahresmittelwerte gegenüber den 90-Perzentilen beruhen auf unterschiedlichen Grundlagen der Immissionskonzentration (Veröffentlichung Fritsche 2004 (Jahresmittelwert für die Jahre 1998 – 2002) und der Datenbankabfrage (1999-2002))

*) langjähriger Jahresmittelwert der Immissionskonzentration nach Fritsche 2004 als Berechnungsgrundlage

Für die anorganischen Schadstoffe Quecksilber, Antimon, Bor, Kobalt, Molybdän, Selen, Thallium und Zinn ist keine ausreichende Datenbasis vorhanden, um die trockene Deposition belastbar abzuleiten. Bei den Schadstoffen handelt es sich um nicht standardmäßig in Messnetzen gemessene Stoffe, d.h. die für die Berechnung der trockenen Deposition mit der inferentiellen Methode notwendige Immissionskonzentration liegt gar nicht oder nur mit wenigen Messwerten vor. Zudem ist die Bindung der Schwermetalle an Grob- und Feinpartikel für die anzuwendende Depositionsgeschwindigkeit erforderlich. Die Anwendung der inferentiellen Methode und der darüber berechnete Anteil der trockenen Deposition wären dementsprechend mit noch größeren Unsicherheiten verbunden. Somit wird für diese Schadstoffe auf eine Ableitung der trockenen Deposition verzichtet.

C 8.3.1.4 Ergebnisse der Analyse weiterer recherchierte Messnetzwerke sowie Literaturdaten für Antimon, Kobalt, Molybdän, Selen, Thallium und Zinn

Für die anorganischen Schadstoffe Antimon, Bor, Chromat, Cyanide, Fluorid, Kobalt, Molybdän, Selen, Thallium, Zinn wird die atmosphärische Deposition nicht standardmäßig in den Ländermessnetzen erfasst. Dementsprechend wurden sämtliche recherchierten Messwerte aus weiteren Einzelmessprogrammen und Literatur zusammengetragen.

Die Ableitung typischer Eintragungswerte erfolgte auf Basis der überwiegend recherchierten Bulk-Messungen. Es erfolgt keine Umrechnung auf die nasse Deposition, da die trockene Deposition nicht bestimmt werden kann. Die Bulk-Messung enthält vielmehr einen mehr oder weniger großen Anteil der trockenen Deposition. Recherchierte wet-only Werte werden nur zum Vergleich aufgeführt, fließen aber nicht in eine Mittelwertbildung mit ein, da die Ergebnisse der beiden Messmethoden nicht vergleichbar sind.

Sofern die Datenbasis es erlaubte wurde die Typisierung in rurale und urbane Gebiete übernommen. Für Bor, Chromat, Cyanide und Fluorid konnten keine Werte zur atmosphärischen Deposition recherchiert werden.

In Tabelle C 68 sind die abgeleiteten atmosphärischen Eintragungswerte für Antimon, Kobalt, Molybdän, Selen, Thallium und Zinn aufgeführt. Bis auf Zinn konnten Eintragungswerte für beide Gebietstypen recherchiert werden. Bei Selen basieren die aufgeführten Messungen auf wenigen Messstellen, die im Vergleich von rural und urban jedoch unsicher in ihrer Repräsentativität erscheinen.

Tab. C 68: Abgeleitete Schwermetallfrachten für Antimon, Kobalt, Molybdän, Selen, Thallium und Zinn für urbane und rurale Gebiete auf Basis von Messnetz- und Literaturwerten. Die mittlere Eintragungshöhe wird als Mittelwert der aufgeführten Bulk-Messungen (Bergerhoff) berechnet.

	Methode	Messzeitraum		Tagesfracht	Jahresfracht	Referenz	mittlere Eintragungshöhe in g/ha*a	
			n	in µg/(m²d)	in g/ha*a			
Antimon	rural	Bergerhoff	2000 - 2003	49	0,40	1,44	2	rural
		Bergerhoff	1999 - 2003	6	0,34	1,24	3	
		Bergerhoff	2001 - 2002	50	0,31	1,12	4	
	urban	Bergerhoff	2000 - 2003	16	0,60	2,16	2	urban
		Bergerhoff	1999 - 2003	2	1,68	6,03	3	
		Bergerhoff	2001 - 2002	185	0,79	2,84	4	
Kobalt	rural	Eigenbrodt	1999 - 2002	4	0,078	0,29	1	rural
		Bergerhoff	2000 - 2003	49	0,20	0,72	2	
		Bergerhoff	1999 - 2003	6	0,15	0,53	3	
		Bergerhoff	2001 - 2002	50	0,42	1,51	4	
		wet-only	1996 - 1998	3		2,70	7	
		Bergerhoff	1996 - 1998	3		1,00	7	
		Bergerhoff	2001 - 2002	4	0,30	1,07	5	
	urban	Bergerhoff	2000 - 2003	34	0,50	1,80	2	urban
		Bergerhoff	1999 - 2002	2	0,25	0,90	3	
		Bergerhoff	2001 - 2002	185	0,67	2,41	4	
Bergerhoff		2001 - 2002	57	0,48	1,71	5	1,7	
Molybdän	rural	Bergerhoff	2001 - 2002	5	0,17	0,62	3	rural
		Bergerhoff	2001 - 2002	50	0,37	1,33	4	
		wet-only	1996 - 1998	3		3,35	7	
		Bergerhoff	1996 - 1998	3		1,60	7	
	urban	Bergerhoff	2001 - 2002	2	0,66	2,37	3	urban
		Bergerhoff	2001 - 2002	185	1,37	4,93	4	
Selen*)	rural	Bergerhoff	1996 - 1999	3		1,60	7	rural
		wet-only	1996 - 1999	2		3,60	7	
	urban	Bergerhoff	2000 - 2003	18	0,40	1,50	2	urban
Thallium	rural	Bergerhoff	1999 - 2002	21	0,02	0,07	6	rural
		Bergerhoff	2000 - 2003	155	0,05	0,18	2	
		Bergerhoff	1999 - 2002	6	0,03	0,11	3	
	urban	Bergerhoff	2000 - 2003	16	0,06	0,22	2	urban
		Bergerhoff	2001 - 2002	2	0,03	0,11	3	
Zinn	rural						rural	
		Bergerhoff	2000 - 2003	34	0,60	2,16		2

Werte in kursiv weniger belastbar -> kursive Jahresfrachten nicht in Mittelwertbildung berücksichtigt

*) Werte für Selen insgesamt unsicher - rural höher als urban!

n: Anzahl Messstellen

1: UBA Messnetz (4 Hintergrundstationen, Deuselbach, Zingst, Westerland, Waldhof)

2: UMEG 2004 U1361- B01-de3

3: Immissionsökologische Messungen der 8 Dauerbeobachtungsstationen Bayern

4: Hessisches Messnetz in 6 Messgebieten rural: Hünfelden, Ulrichstein; urban Wiesbaden, Wetzlar/Gießen, Kassel, Untermain

5: Luftreinhaltmessnetz Bayern

6: Brandenburg Messnetz des LUA

7: Brandenburg 2002 Tagungsbericht 36

C 8.3.1.5 Abgeleitete typische Eintragswerte (Gesamtdeposition) von Schwermetallen

Die Gesamtdeposition ergibt sich für Schwermetalle mit ausreichender Datenbasis aus der Summe der nassen und trockenen Deposition. In Tabelle C 69 ist die sich aus nasser und trockener Deposition ergebende Gesamtdeposition aufgeführt.

Tab. C 69: Gesamtdeposition von Schwermetallen im „Freiland“ nach den Raumeinheiten urban und rural sowie die Variante Verkehrsstandorte

Stoff	[g/(ha*a)]	urban		rural		Verkehr	
		Median*)	90 Perz.	Median*)	90 Perz.	Median*)	90 Perz.
Arsen	Trockene Deposition	11,5	18,0	1,33	4,1	6,9	19,3
	wet-only	1,1	6,6	0,74	1,9	1,1	2,8
	Gesamtdeposition:	12,6	24,6	2,1	6,0	8,0	22,2
	Relation in Prozent	91%	73%	64%	69%	86%	87%
		9%	27%	36%	31%	14%	13%
Cadmium	Trockene Deposition	4,2 ¹⁾	3,7 ¹⁾	0,46	0,50	3,2	3,9
	wet-only	0,53	1,6	0,40	0,91	0,53	1,52
	Gesamtdeposition:	4,8	5,3	0,86	1,4	3,8	5,4
	Relation in Prozent	89%	70%	53%	36%	86%	72%
		11%	30%	47%	64%	14%	28%
Chrom	Trockene Deposition	25,5	49,2	2,5	7,6	8,6	45,0
	wet-only	7,3	25,2	3,0	8,4	9,0	37,6
	Gesamtdeposition:	32,8	74,3	5,5	15,9	17,7	82,7
	Relation in Prozent	78%	66%	46%	48%	49%	54%
		22%	34%	54%	52%	51%	46%
Kupfer	Trockene Deposition	132,0	188,9	28,2 ¹⁾	16,3 ¹⁾	43,4	168,8
	wet-only	50,4	258,8	15,6	53,0	64,6	205,7
	Gesamtdeposition:	182,4	447,7	43,7	69,3	108,1	374,5
	Relation in Prozent	72%	42%	64%	24%	40%	45%
		28%	58%	36%	76%	60%	55%
Nickel	Trockene Deposition	18,1	37,1	2,5	4,5	18,1	29,0
	wet-only	7,7	22,6	4,9	12,4	8,8	28,1
	Gesamtdeposition:	25,7	59,7	7,4	16,9	26,8	57,0
	Relation in Prozent	70%	62%	33%	27%	67%	51%
		30%	38%	67%	73%	33%	49%
Blei	Trockene Deposition	127,1	209,5	12,9	29,3	120,6	216,0
	wet-only	23,6	77,7	15,8	39,7	28,6	74,7
	Gesamtdeposition:	150,7	287,2	28,7	69,0	149,2	290,6
	Relation in Prozent	84%	73%	45%	42%	81%	74%
		16%	27%	55%	58%	19%	26%
Zink	Trockene Deposition	344,5	882,6	154,3	182,6	179,9	1014,7
	wet-only	153,8	614,1	95,8	331,1	166,7	577,1
	Gesamtdeposition:	498,3	1496,7	250,2	513,7	346,5	1591,8
	Relation in Prozent	69%	59%	62%	36%	52%	64%
		31%	41%	38%	64%	48%	36%

1) die hohen Jahresmittelwerte gegenüber den 90-Perzentilen beruhen auf unterschiedlichen Grundlagen der Veröffentlichung Fritsche 2004 (Jahresmittelwert für die Jahre 1998 – 2002) und der Datenbankabfrage (1999-2002).

) bei dem „Median“ handelt es sich nur bei den wet-only Messungen um den Median. Bei der Ableitung der trockenen Deposition wurde für die Immissionskonzentration das langjährige Jahresmittel zugrunde gelegt (vgl. Tab. C 70)

Es wird unterschieden zwischen Median und 90 Perzentil, wobei es sich bei dem „Median*“ nur bei den wet-only Messungen um den Median handelt. Bei der Ableitung der trockenen Deposition wurde für die Immissionskonzentration das langjährige Jahresmittel zugrunde gelegt (vgl. Tab. C 71). Die trockene Deposition macht besonders in den urbanen Gebieten (und auch Verkehrsstationen, die oft in urbanen Gebieten liegen) einen erheblichen Anteil an der Gesamtdeposition aus, von knapp 70 % bei Zink bis maximal 91 % bei Cadmium für den Median. Im ruralen Bereich liegt der Anteil der trockenen Deposition im Bereich von 33 % bei Nickel bis maximal 64 % bei Kupfer und Arsen.

Für die anorganischen Schadstoffe Quecksilber, Antimon, Kobalt, Molybdän, Selen, Thallium und Zinn ist wie bereits erläutert keine Berechnung der trockenen Deposition möglich. Es wird auf die in der folgenden Tabelle aufgeführten Bulk-Messungen zurückgegriffen, die auf Literatur und vereinzelten Messnetzwerten beruhen.

Tab. C 70: Der aus Bulk-Messungen abgeleitete atmosphärischen Stoffeintrag von Antimon, Kobalt, Molybdän, Quecksilber, Selen, Thallium und Zinn (Grundlage vgl. Tab. C 68)

[g/(ha a)]	urban	rural
Antimon	3,7	1,3
Kobalt	1,7	0,85
Molybdän	3,7	0,98
Quecksilber	0,24	0,05
Selen	1,5	1,6
Thallium	0,16	0,12
Zinn	-	2,2

Werte in kursiv weniger belastbar

C 8.3.2 Organische Schadstoffe

Wie bereits einführend erläutert, konnten für organische Schadstoffe weit weniger Mess- oder Literaturwerte zu deren atmosphärischer Deposition recherchiert werden als für die Schwermetalle. Eine Ableitung bzw. Berechnung der trockenen Deposition ist demzufolge nicht möglich.

Messungen der atmosphärischen Deposition der in diesem Forschungsvorhaben zu quantifizierenden organischen Stoffe PAK_{EPA}, Benzo(a)pyren, PCB₆, PCDD/F, Pentachlorphenol, Hexachlorbenzol, Hexachlorcyclohexan (HCH), Aldrin, DDT sowie Mineralölkohlenwasserstoffe, Benzol, BTEX, LHKW, Phenole, Naphthalin werden nur vereinzelt in den Messnetzen der Bundesländer durchgeführt.

Eine Ausnahme bzgl. des Datenbestands bilden die Dioxine und Furane, die seit Mitte der achtziger Jahre im Rahmen des Dioxin-Referenzmessprogramms von den Bundesländern Hessen, Hamburg, Nordrhein-Westfalen und Thüringen die Deposition gemessen werden. In diesem Referenzmessprogramm der Bund-Länder-Arbeitsgruppe Dioxine werden Dioxine in sämtlichen Kompartimenten untersucht. Die Ergebnisse der Messungen sind in der Dioxin-Datenbank zusammengestellt. Eine Abfrage der Dioxin-Datenbank für Depositionsmessungen wurde dem vorliegenden Forschungsvorhaben durch das Umweltbundesamt zur Verfügung gestellt.

Ein Grund für die geringe Anzahl an Mess- und Literaturwerten der atmosphärischen Deposition organischer Schadstoffe ist ihre schwere Messbarkeit der meist wenig stabilen und flüchtigen organische Substanzen. Bei vielen organischen Schadstoffen wie bspw. persistenten Organohalogenverbindungen ist die Messmethodik noch in Entwicklung. So befassen sich viele recherchierte Forschungsvorhaben mit der Optimierung der Probenahme und Messmethodik.

Durch die hohe Flüchtigkeit vieler organischer Verbindungen liegen viele in der Atmosphäre vor allem gasförmig vor – die gasförmige Deposition ist jedoch nur schwer zu messen. Häufig werden diese Verbindungen deshalb mit Trichter-Flasche-Systemen gesammelt, aus der dabei anfallenden wässrigen Lösung können nach den Methoden der Wasseranalytik die Inhaltsstoffe bestimmt werden, die trockene Deposition der Verbindungen wird vernachlässigt. Dazu kommt noch hinzu, dass organische Verbindungen oft instabil sind, der Abbau der Verbindungen während der Sammelzeit ist nur schwer zu verhindern. Diese schlechten Wiederfindungsraten bei der Extraktion treffen nach MARTIN (2000) bspw. auf PCB, Phthalate und Pestizide zu.

Seit 2003 liegt für die Sammlung organischer Spurenstoffe und die Bestimmung von PAK eine DIN Norm vor (DIN 19739-1 und DIN 19739-2), die die Sammlung in einer Trichter-Adsorber-Kartusche vorschreibt. Davor wurden für PAK verschiedene nicht vergleichbare, aber auch Verfahren, die hohe Messfehler durch Verluste etc. aufweisen angewandt (darunter auch das Trichter-Flasche-System). Beim Trichter-Flasche-System deuteten die ermittelten niedrigen Sedimentationsgeschwindigkeiten darauf hin, dass über die Hälfte der PAK bei der Messung mit herkömmlichen Sammlern verloren gehen (GLADTKE 2000).

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Analyse der recherchierten Messnetz- und Literaturwerte sowie die Ableitung der Rechenwerte getrennt nach den einzelnen Stoffen bzw. Stoffgruppen aufgeführt. Sofern es die Datenbasis erlaubt, werden die Werte nach den Gebietstypen rural und urban unterteilt.

C 8.3.2.1 Ableitung typischer Eintragswerte für Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe - PAK

Im Sinne der Bundes-Bodenschutzverordnung versteht man unter PAK den Summenwert der EPA – PAK 16 (Summe von 16 Einzelsubstanzen gemäß Liste der US Environmental Protection Agency (EPA))⁹, der als Boden-Vorsorgewert, ebenso wie Benzo(a)pyren als Leitsubstanz aufgeführt ist.

PAK entstehen u.a. bei der unvollständigen Verbrennung von organischen Substanzen, wie Treibstoffen, und werden durch Industrieabgase, Straßenverkehr und Energiegewinnung in die Umwelt abgegeben. Dabei gelangen sie gasförmig und partikelgebunden in die Atmosphäre und können sich so über große Entfernungen verbreiten. Durch trockene und feuchte Deposition kommen sie wieder auf die Erdoberfläche und werden zum Teil mit dem Wasser tiefer in den Boden und von dort unter Umständen in das Grundwasser verlagert. Die PAK reichern sich aufgrund ihrer Hydrophobizität nicht nur im Gewebe von Organismen an, was wegen ihrer toxischen mutagenen oder karzinogenen Wirkung problematisch ist, sondern auch in Böden und Sedimenten. Hinzu kommt, dass viele PAK nur sehr schwer biologisch abbaubar sind, somit eine lange Verweildauer im Boden haben (DIN 19739-2)

⁹ PAK 16 nach EPA bestehend aus Naphthalin, Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren, Anthracen, Fluoranthen, Pyren, Benz(a)anthracen, Chrysen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren, Dibenz(a,h)anthracen, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Benzo(g,h,i)perylen).

Für höhermolekulare PAK stellt der Boden die wichtigste Senke dar. Weiterhin befinden sich höhermolekulare PAK aufgrund ihrer hohen Sorptionsaffinität in Klärschlamm und teilweise im Sediment, während niedermolekulare (z.B. Anthracen) sich hauptsächlich im Wasser aufhalten (MACKAY et al. 1985, KNOCHE et al. 1997, zitiert in DVWK 2000 S. 287).

Für die Ableitung der atmosphärischen Deposition von PAK aus den recherchierten Mess- und Literaturwerten ist zu beachten, dass bei den Messungen mit dem Trichter-Adsorber-Verfahren ein nicht mehr zu differenzierendes Resultat aus nasser Deposition sowie aus trockener partikelgebundener und trockener gasförmiger Deposition vorliegt. Wobei sowohl der vertikale Transport (Sedimentation, Impaktion, Diffusion) der zu untersuchenden Komponenten durch die Sammelöffnung als auch deren Abscheidung (Lösung, Adsorption, Resuspension) in den Sammelgefäßen von den verschiedensten Faktoren (Windgeschwindigkeit, Temperatur, Luftfeuchte etc.) beeinflusst wird (DIN 19739-2).

Damit stellt sich auch für PAH und die anderen organischen Schadstoffe, dieselbe Frage, wie für die Schwermetalle in den bulk-Messungen des Bergerhoff-Sammlers, wie hoch der Anteil der trockenen Deposition ist, der nicht über das Trichter-Adsorber-Verfahren erfasst wird.

Anders als für die Schwermetall-Deposition liegen für PAK keine belastbaren Erkenntnisse über den Anteil der nassen Deposition der Trichter-Adsorber-Messung vor. Eine Modellierung bzw. Ableitung der trockenen Deposition über die inferentielle Methode ist mit zu großen Unsicherheiten verbunden. Auch wenn in einzelnen Forschungsvorhaben, wie KAUPP/ MCLACHLAN (1999) oder FOKEN et al. (1995) Untersuchungen zur Partikelfraktionsverteilung und entsprechenden Depositionsgeschwindigkeiten gemacht wurden und Informationen über Immissionskonzentrationen vorhanden sind, würde eine Validierung und Plausibilitätsprüfung anhand vorhandener Literatur oder Messwerte fehlen. Für die Bestimmung der trockenen Deposition organischer Schadstoffe besteht noch großer Forschungsbedarf. Es liegen nur vereinzelt Ergebnisse einzelner Forschungsvorhaben vor, in denen die Relation zwischen trockener und nasser Deposition von PAK untersucht wurde. Nach WIEDENMANN (1999) wurden beispielsweise vergleichende Messungen der Einträge trockener und nasser Deposition von PAK 16 durchgeführt. Dabei ergab sich für einen verkehrsnahen, urbanen Standort ein Verhältnis von trockener zu nasser Deposition von 7:1, für einen emittentfernen Standort dagegen 5:1.

Die Ableitung der atmosphärischen Deposition von PAK basiert dementsprechend auf den recherchierten Messwerten mit dem Trichter-Adsorber-Verfahren. Ergänzend wurde entsprechend den Erkenntnissen von WIEDENMANN (1999) über das Verhältnis trockener zu nasser Deposition die trockene Deposition geprüft, inwieweit eine Abschätzung plausible Ergebnisse liefert. Eine Validierung dieser abgeschätzten Gesamtdeposition ist im Rahmen dieses Vorhabens jedoch nicht möglich.

Insgesamt konnten nur 9 PAK-Messstellen von 3 verschiedenen Messnetzbetreibern recherchiert werden. Darüber hinaus konnten Ergebnisse von mehreren Forschungsvorhaben der Uni Tübingen (GOCHT 2005 u. MARTIN 2000) und München (WIEDENMANN 1999) herangezogen werden. Für Brandenburg und Sachsen-Anhalt liegen Ergebnisse für die Jahre 2002 und 2003 vor. Bedingt durch die Umstellung auf das Trichter-Adsorber-Verfahren liegen keine älteren Messwerte vor. Im UBA-Messnetz werden PAK mit dem Eigenbrodt-wet-only-Sammler (Trichter-Flasche) gemessen – die Vergleichbarkeit der Trichter-Flasche-Sammler mit den Trichter-Adsorber-Sammlern ist jedoch nur bedingt gegeben.

In Tabelle C 71 sind die mittleren Tagesfrachten der Messnetze aufgeführt. Die geringsten Depositionshöhen liegen an den Hintergrundmessstationen des Umweltbundesamtes Zingst und Westerland vor, wie zu erwarten, jedoch ist nicht auszuschließen dass dies auch durch Verluste des

Trichter-Flasche Verfahrens bedingt ist. Für die Ableitung der Rechenwerte werden die PAH-Messungen von Westerland und Zingst nicht berücksichtigt.

Die ruralen Eintragsfrachten beruhen auf den Messergebnissen des LUA Brandenburg und den Ergebnissen des Promotionsvorhabens von GOCHT (2005). Die PAH-Messergebnisse von Sachsen-Anhalt geben dagegen Eintragsfrachten für urbane Gebiete wieder.

Tab. C 71: Mittlere Tagesfrachten von Benzo(a)pyren und PAH₁₆ verschiedener Messnetze sowie der abgeleitete atmosphärische Eintrag für urbane und rurale Gebiete.

	Messnetz	Methode	Messzeitraum	B(a)P in µg/(m ² d)	PAH ₁₆ ohne x in µg/(m ² d)	abgeleitete atmosphärische Einträge in g/ha*a	
						B(a)P	PAH ₁₆
rural	Brandenburg ¹⁾	Trichter-Adsorberkartusche	2002-2003	0,032	0,76	B(a)P	PAH ₁₆
rural	UBA (ZG, WE) ²⁾	wet-only/ Eigenbrodt	1999-2002	0,0034	0,12	0,10 ³⁾	2,7 ³⁾
urban	Sachsen-Anhalt ²⁾	Trichter-Adsorberkartusche	2002-2003	0,070	0,90	B(a)P	PAH ₁₆
						0,26	3,3

in kursiv, wenn anderer Summenwert

1) PAK 16 ohne Acenaphten, Median der JMW der Messungen

2) PAK 16 ohne Naphthalin, Acenaphtylen, Acenaphten, Fluoren, Median der JMW der Messungen

3) Der abgeleitete atmosphärische Eintrag beruht auf Messungen mit Trichter-Adsorber-Kartusche, wie nach DIN Norm 19739-1 und DIN 19739-2 vorgeschrieben

In Tabelle C 72 werden ergänzend weitere Depositionswerte zu BaP und PAK aus der Literatur aufgeführt. Grau hinterlegt sind die Messwerte zur Gesamtdeposition des Forschungsvorhabens von WIEDENMANN (1999), in dem für 2 Gebiete in Deutschland die nasse Deposition mittels Trichter-Flasche-Verfahren und die trockene Deposition mit einem Polypropylenvlies gemessen wurden. Dabei ergab sich für den verkehrsnahen, urbanen Standort ein Verhältnis von trockener zu nasser Deposition von 7:1, für einen emittentenernen Standort dagegen 5:1.

Würde man diese Relation von WIEDENMANN (1999) nun auf die in Tabelle C 71 abgeleiteten Rechenwerte für PAH ansetzen, unter der Annahme, dass die Trichter-Adsorber-Messung der nassen Deposition entspricht, so würde sich für rurale Gebiete allein für die trockene Deposition ein Höhe von 3,75 µg/(m²d) errechnen und für urbane Gebiete von 6,4 µg/(m²d). Diese Werte liegen weit über den beiden Werten der Gesamtdeposition nach Wiedenmann. Da keine Plausibilisierung dieser abgeleiteten trockenen Deposition möglich ist, muss auf die Bestimmung der trockenen Deposition für PAH sowie auch für die anderen organischen Schadstoffe im vorliegenden Forschungsvorhaben verzichtet werden.

C 8.3.2.2 Ableitung typischer Eintragswerte für Dioxine/Furane (PCDD/F)

Die Messung der atmosphärischen Deposition von Dioxinen und Furanen erfolgt seit Mitte der achtziger Jahre in Hessen, Hamburg, Nordrhein-Westfalen und Thüringen im Rahmen des Dioxin-Referenzmessprogramms. Die Ergebnisse sind in der Dioxin-Datenbank enthalten, die dem vorliegenden Forschungsvorhaben durch das Umweltbundesamt zur Verfügung gestellt wurde.

Die Dioxine und Furane werden im Rahmen des Referenzmessprogramms standardmäßig in Bulk-Sammlern (Bergerhoff) gemessen, die nach BMU/UBA (2002) als Gesamtdeposition bezeichnet wird. Die Messstellen werden nach Gebietstyp differenziert, so dass die Auswertung der Ergebnisse nach den Raumeinheiten rural und urban erfolgen konnte. Die Ergebnisse des Referenzprogramms sind zusätzlich in dem Band „Dioxine Daten Deutschland“ BMU/UBA (2002) veröffentlicht. Generell zeigen sich für Dioxine jahreszeitliche Schwankungen der Belastungssituationen durch die veränderten Quellensituationen zwischen Winter (Heizperiode) und Sommer zu jahreszeitlich unterschiedlichen.

Tab. C 72: Literaturwerte zur Deposition von BaP und PAK in ruralen und urbanen Gebieten.

in $\mu\text{g}/(\text{m}^2\text{d})$	Referenz	Methode	B(a)P	PAK ₁₂
rural	Gocht 2005 ¹⁾	Trichter-Adsorberkartusche	0,024	0,49
	7*	Bergerhoff	0,020	0,39
	9*	Trichter-Flasche	0,0041	0,14 - 0,19
	10*	Trichter-Flasche	0,0041	0,13
	11*	Trichter-Adsorberkartusche	0,0011 - 0,019	0,035 - 0,044
	12*	Trichter-Adsorberkartusche	0,0088 - 0,025	0,18 - 0,35
	17	Trichter-Flasche + Polypropylenvlies	-	1,26**
urban	9*	Trichter-Flasche	0,023	0,62
	15*	Trichter-Flasche	0,22 - 0,30	3,5 - 4,6
	16*	Trichter-Adsorberkartusche	0,04 - 0,17	1,26 - 3,24
	12*	Trichter-Adsorberkartusche	0,027 - 0,082	0,47 - 1,70
	17	Trichter-Flasche + Polypropylenvlies	-	2,63**

in kursiv, wenn anderer Summenwert

1) Gocht 2005 - PAK 16 ohne Naphthalin (Messung an 3 ruralen Standorten 2001-2002 Freiland und Forst)

* zitiert in Gocht 2005; ** PAK 16

7 Horstmann & McLachlan 1998; 9 Garban et al. 2002; 10 Motelay-Massei et al. 2003 (Frankreich); 11 Fernandez et al. 2003; 12 Martin et al. 2002; 15 Halsall et al. 1997; 16 Gladtke 2000; 17 Wiedenmann, M. 1999 - Messung nasser + trockener Deposition

Die Tendenzen der Dioxin-Belastung in Deutschland wurden nach BMU/UBA (2002) wie folgt zusammengefasst:

Bei Betrachtung der Monatsmittelwerte ergeben sich Unterschiede zwischen Wintermaximum und Sommerminimum im Bereich von Faktor 5 bis 15, für Saisonmittelwerte betragen sie etwa zwischen Faktor 1,5 und 10. Deutlich erkennbar ist ein Rückgang der Depositionskonzentrationen vor allem bei Betrachtung der Wintermaxima. Die Spitzenbelastungen der jüngsten Datensätze der Monatsmittelwerte haben sich dabei im Vergleich zum Winter 1993/1994 in etwa um Faktor fünf reduziert. Nimmt man von der Gesamtbetrachtung (Winter 1989/90 bis Winter 1998/99) die Extremwerte der Winter 1993/94 und 1995/96 heraus, so sind die Werte relativ konstant. Bei der Betrachtung von Saisonmittelwerten kann erst ab 1997 von einem etwa konstanten Niveau gesprochen werden, so dass sich dieser Zeitraum 1997-1998 zur Abschätzung derzeitiger durchschnittlicher Depositionskonzentrationen eignet.

Für die Ableitung der atmosphärischen Einträge von Dioxinen und Furanen werden somit hauptsächlich die Daten der Dioxin-Datenbank zugrunde gelegt. Diese werden ergänzt durch Messnetzdaten aus Sachsen-Anhalt sowie einzelnen Literaturwerten.

In Tabelle C 73 sind die einzelnen mittleren Tagesfrachten der verschiedenen Quellen sowie der aus der Dioxin-Datenbank abgeleitete Eintragswert für die Stoffbilanzierung aufgeführt. Die Höhe der Eintragsfrachten stimmt mit den in BMU/UBA (2002) veröffentlichten Angaben überein. Es werden als ganzjähriger Median Gehalte von unter 5 pg I-TEq/m²*d angegeben.

Auffällig bei den Vergleichswerten in Tabelle C 73 sind die hohen Messwerte in Sachsen-Anhalt. Diese repräsentieren jedoch, ebenso wie die Literaturwerte aus Nordrhein-Westfalen, Eintragsfrachten von exponierten Industriestandorten. Für die Ableitung der typischen Stoffeinträge in diesem Vorhaben werden die extremen Industriemessstandorte nicht berücksichtigt.

Tab. C 73: Mittlere Tagesfrachten von Dioxinen und Furanen angegeben als I-TEq nach NATO/CCMS für urbane und rurale Gebiete. Der abgeleitete Eintragswert beruht auf der ermittelten Tagesfracht mit voller Bestimmungsgrenze für den Messzeitraum 1999-2002

	Methode	Messzeitraum	n	Tagesfracht a)	Tagesfracht b)	Tagesfracht c)	Referenz	abgeleiteter Eintragswert in µg I-TE/ha*a (NATO/CCMS)
UBA-Dioxindatenbank pg I-TE /m² *d (Int. Tox.-Äquivalente nach NATO/CCMS)								
urban*)	Bergerhoff	1998 - 2002	212	4,84	3,12	4,03	1	16,3
urban	Bergerhoff	1998 - 2002	145	5,46	3,62	4,03		
	Bergerhoff	1999 - 2002	151	4,46	2,87	3,67		
	Bergerhoff	2000 - 2002	100	3,93	2,60	3,15		
rural	Bergerhoff	1998 - 2002	166	3,13	0,31	1,82		
	Bergerhoff	1999 - 2002	142	3,12	0,24	1,77		
	Bergerhoff	2000 - 2002	118	3,11	0,17	1,71		
weitere Messnetzdaten								
urban i**)	Bergerhoff	1998 - 2002	-	23,6	21,1	-	2	
	Bergerhoff	1999 - 2002	-	20,6	17,9	-		
	Bergerhoff	2000 - 2004	-	16,9	14,5	-		
	Bergerhoff	2001 - 2004	-	15,3	13,5	-		
Vergleichende Literaturwerte								
rural	Bergerhoff	2000 - 2003	35	13,0			4	
urban i**)	Bergerhoff	1998 - 2001	-	59,0			5	
	Bergerhoff	1999 - 2001	-	14,5				
urban	Bergerhoff	1991 - 1998	-	3 - 9			3	
	Bergerhoff	1996 - 1998	-	2,3 - 4,4				
rural	Bergerhoff	1991 - 1998		3 - 4				

*) urban + suburban (Erfurt); **) überwiegend industriennah

a) = volle Bestimmungsgrenze

b) = Bestimmungsgrenze = 0

c) = halbe Bestimmungsgrenze

n Anzahl zugrundeliegende Messwerte (in Dioxindatenbank Monatsmesswerte - Sachsen Anhalt Anzahl Quartalsmessungen)

Referenz:

1 Analyse der Auszüge aus Dioxindatenbank - Daten über Frau Knetsch UBA vom 27.04.2004

2 Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt Dioxine - Jahresmittelwerte + Quartalsproben von 12 Stationen (urban - Industrie- u. Verkehrsstandorte)

3 Dioxin-Daten Deutschland - Bericht. UBA/BMU 2003 Zusammenstellung sämtlicher Messprogramme der Länder - Daten in Dioxin-Datenbank enthalten

UBA Messnetz (Hintergrundstationen Zingst und Westerland) UBA II 5.6 - Langen Elke Bieber

4 UMEG 2004

5 NRW Hiester, E., LUA, Immissionsbelastung durch PCB und PCDD/PCDF in Nordrhein-Westfalen. In BayLfU Fachtagung 2003.

Die Berechnung oder Abschätzung der trockenen Deposition für Dioxine/ Furane ist nicht möglich. Wie auch für die PAH und anderen organischen Schadstoffe existieren kaum Erkenntnisse über deren Anteil an der Gesamtdeposition, so dass selbst eine vereinfachte Berechnung anhand der inferentiellen Methode aus Mangel an Vergleichswerten zur Validierung mit zu großen Unsicherheiten verbunden wäre und für dieses Vorhaben damit nicht zielführend war.

C 8.3.2.3 Ableitung typischer Eintragswerte für polychlorierte Biphenyle - PCB

Für polychlorierte Biphenyle wird nach BBodSchV der Summenwert nach Ballschmitter verwendet, d.h. PCB wird über die 6 Kongenere (PCB₆) (Nr. 28: 2,4,4' Trichlorbiphenyl; Nr. 52: 2,2',5,5' Tetrachlorbiphenyl; Nr. 101: 2,2',4,5,5' Pentachlorbiphenyl; Nr. 138: 2,2',3,4,4',5' Hexachlorbiphenyl; Nr. 153: 2,2',4,4',5,5' Hexachlorbiphenyl und Nr. 180: 2,2',3,4,4',5,5' Heptachlorbiphenyl) angegeben.

Die atmosphärische Deposition von PCB wurde ebenfalls im Rahmen des Dioxin-Referenzmessprogramms erfasst. Die aktuellen Daten der Datenbank (ab 1998) beruhen jedoch nur auf der suburbanen Station Erfurt (Thüringen). Die mittlere PCB Belastung in Erfurt sank in den letzten Jahren von 987 ng/m²*d 1994 auf weniger als 10 ng/m²*d. Ältere Messungen der Dioxin-Datenbank nach BMU/UBA (2002) zu PCB basierend auf Daten der Uni Bayreuth (1995/1996) und des LUA NRW (1993/94) zeigten Bandbreiten von 2 bis 20 ng/m²*d und für Belastungssituationen von 60 ng/m²*d.

Tab. C 74: Mittlere Tagesfrachten von PCB₆ verschiedener Messnetze sowie die abgeleitete Eintragsfracht für die Stoffbilanzierung für urbane und rurale Gebiete.

PCB 6	Methode	Messzeitraum	n	Tagesfracht in ng/m ² d	abgeleitete Eintragsfracht in mg/ha*a	Referenz
Messnetzdaten						
urban*)	Bergerhoff	2000 - 2002	228	7,0	29,9	1
	Bergerhoff	1998 - 2002	395	24,4		
urban i**)	Bergerhoff	1999 - 2002	12	9,4		2
rural	Eigenbrodt NSA wet only	1999 - 2002	96	4,7	17,3	3
Vergleichende Literaturwerte						
urban	Trichter- Adsorber	2002/2003	2w	92,0		4
			4w	bis 1/7 < 2w		
rural	Trichter- Flasche	1997-1999	-	91,0		5

Urbane Eintragsfracht als Mittelwert der Jahre 1999-2002 bzw. 2000-2002 als

*) Messergebnisse nur Erfurt = suburban

***) Messergebnisse Sachsen-Anhalt überwiegend Industriestandorte

2w = 2 wöchiger Probenahmerhythmus, 4w - 4-wöchiger R.

n Anzahl zugrundeliegende Messwerte (in Dioxindatenbank Monatsmesswerte - Sachsen Anhalt Anzahl Quartalsmessungen

1 Analyse der Auszüge aus Dioxindatenbank - Daten über Frau Knetsch UBA vom 27.04.2004

2 Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt Dioxine - Jahresmittelwerte + Quartalsproben von 12 Stationen (urban - Industrie- u. Verkehrsstandorte)

3 UBA Messnetz (Hintergrundstationen Zingst und Westerland) UBA II 5.6 - Langen Elke Bieber

4 LfU Bayern, Ermittlung der atmosphärischen Deposition von persistenten Organohalogenverbindungen (POP) in Bayern. Halbjährige Messung in Augsburg (Mai-Jan.)

5 LUA Brandenburg (2002)

In Tabelle C 74 sind ergänzend zu den Daten der Dioxin-Datenbank, die als Grundlage des atmosphärischen Eintragswerts verwendet wurden, noch weitere Messnetz- und Literaturwerte den abgeleiteten Eintragsfrachten gegenübergestellt.

Als vergleichender Literaturwert ist für PCB ein mittlerer Wert von 92 ng/m²•d für die Station in Augsburg aufgeführt. Dieser vergleichsweise hohe Wert beruht auf Untersuchungen zu Methodenentwicklung und Qualitätssicherung der BAYERISCHEN LFU (2003). Insbesondere die Untersuchungen zum Probenahmezeitraum zeigten, dass bei PCB gravierende Verluste auftreten. Dies wurde beim Vergleich von 2-wöchigen mit 4-wöchigen Intervallen deutlich. Bei einigen Proben machte dies einen Unterschied von 70% aus. Für eine sichere quantitative Analytik von Pestiziden in Depositionsproben zeigten die Ergebnisse der LfU, dass die Detektion mit LRMS nicht empfindlich und spezifisch genug ist und sich eine Detektion mit GC/HRMS empfiehlt.

Mit den Ergebnissen des Bayerischen Landesamt für Umweltschutz sind natürlich die auf dem Bergerhoff- und Trichter-Flasche Verfahren beruhenden Messergebnisse in Frage zu stellen, bzw. es ist davon auszugehen, dass die tatsächliche Eintragshöhe unterschätzt wird. Mit dem in Augsburg angewandten Trichter-Adsorber-Verfahren (nach DIN 19739-2) sind zum einen weniger Verluste durch die Verwendung des Adsorbers gegeben, zum anderen erfolgte noch eine weitere Minimierung durch die verkürzte Probenahme. Es ist davon auszugehen, dass die hohen Eintragsfrachten durchaus plausibel und realistisch sind. Aufgrund der Tatsache, dass nur für Augsburg Ergebnisse vorliegen, können die Ergebnisse aber nicht als repräsentativ und damit als Eintragswert im vorliegenden Vorhaben verwendet werden.

C 8.3.2.4 Weitere organischen Schadstoffe

Für die weiteren Schadstoffe des Stoffspektrums in diesem Vorhaben ist die Datenbasis noch lückenhafter als für die vorangehend aufgeführten Stoffe. Für Hexachlorbenzol, Hexachlorcyclohexan (HCH), Aldrin, DDT sowie Mineralölkohlenwasserstoffe, Benzol, BTEX, LHKW, Phenole und Naphthalin liegen nur für wenige Messstellen in Deutschland Messwerte vor. Dadurch sind die Werte nur bedingt repräsentativ. Für Pentachlorphenol konnte kein Messwert recherchiert werden.

In Tabelle C 75 bis Tabelle C 77 sind sämtliche recherchierten Tagesfrachten aufgeführt. Die Bandbreiten in Tabelle C 75 für Lindan (γ -HCH) beispielsweise, für das seit 1972 bzw. seit 1990 auch für die neuen Bundesländer ein Anwendungsverbot besteht, sind recht hoch. Nach den Ausführungen des LUA BRANDENBURG (2002) lagen die gemessenen täglichen Lindan-Frachten zwischen 30 und 150 $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$. Anfang der 90er Jahre wurden nach RENNER (1997) in Hessen noch Werte um 500 $\text{ng}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ bestimmt.

Aufgrund der geringen Anzahl an Messstellen und Messergebnissen für organische Schadstoffe können für das vorliegende Forschungsvorhaben keine repräsentativen Eintragsfrachten abgeleitet werden.

Tab. C 75: Mess- und Literaturwerte der Tagesfrachten von verschiedenen Chlorpestiziden

in ng/m ² *d	Methode	Messzeitraum	α-HCH	γ-HCH	Aldrin	o,p'-DDT	p,p'-DDT	o,p'-DDE	p,p'-DDE	o,p'-DDD	p,p'-DDD
Messnetzdaten											
UBA-Messnetz	Eigenbrodt NSS wet-only	1999 - 2002	0,82	9,15	0,03	0,26	0,84				
Literaturwerte											
Brandenburg	Trichter Flasche	1997 - 2000		93,3			39,5				
LfU Bayern	Trichter-Adsorber	2002/2003	2,4	16		0,16	0,35	0,52	1,05	0,11	0,06
zitiert in LfU B	*		2 - 4	11 - 30							

Tab. C 76: Mess- und Literaturwerte der Deposition von Hexachlorbenzol und BTEX

in ng/m ² *d	Methode	Pentachlorphenol	Hexachlorbenzol	BTEX				
				Benzol	Toluol	mp-Xylol	o-Xylol	Ethylbenzol
Messnetzdaten		-						
UBA-Messnetz	Eigenbrodt NSS wet-only	-	0,3					
Literaturwerte		-						
Brandenburg	Trichter Flasche	-		63,9	97,6	79,0	49,3	48,8
LfU Bayern	Trichter-Adsorber	-	0,87					
zitiert in LfU B	rural	-	< 2					

Tab. C 77: Mess- und Literaturwerte der Deposition von LHKW sowie Naphthalin, Phenol, 4-Nitrophenol und Trichloressigsäure

ng/m ² *d	Methode	Messzeitraum	LHKW				Naphthalin	Phenol	4-Nitrophenol	Trichloressigsäure
			Trichlormethan	Trichlorethen	Tetrachlormethan	Tetrachlorethen				
Brandenburg	Trichter Flasche	1997 - 2000	195,8	9,7	5,0	1,5	105,2	992,0	1496,0	2162,0

C 8.4 Atmosphärische Stoffeinträge auf Forstflächen

Die Depositionsverhältnisse auf Forstflächen und damit die Einträge in den Boden unterscheiden sich stark von den Freilandverhältnissen. Der Eintrag wird intensiv durch Kronenraumprozesse bestimmt, die sich wiederum für Nadel- und Laubwald durch unterschiedliche Auskämmeffekte unterscheiden. Es ist zu erwarten, dass dadurch der Anteil der trockenen Deposition einen höheren Anteil einnimmt als im Freiland. Jedoch sind generell die Kronenraumprozesse und damit Stoffflüsse von Schwermetallen und organischen Schadstoffen noch nicht ausreichend erforscht und sind nach wie vor Gegenstand intensiver Diskussion in Fachkreisen.

C 8.4.1 Schwermetalle

Wie in Kapitel C 8.2.1 erläutert bilden die Daten zu Schwermetallen der BFH (Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft – Institut für Forstökologie und Walderfassung), die im Rahmen des Level-II-Monitorings erhoben werden, die Haupt-Datenbasis für die Ableitung der atmosphärischen Einträge auf Forstflächen.

Als wesentlich für den Stoffeintrag ist neben der Bestandsdeposition, d.h. der Messung unter Wald, bestehend aus Kronentraufe und Stammabfluss (wird nur bei Buchen gemessen), auch der Stoffeintrag über den Streufall zu nennen. Zudem erfolgt auch die Messung der Freilanddeposition,

Wie unter C 8.2.2 beschrieben, erfolgt die Ableitung typischer atmosphärischer Eintragungswerte auf Forstflächen wie für Freiland, d.h. soweit es die Datenbasis erlaubt, erfolgt die Bestimmung der Gesamtdeposition über die nasse und trockene Deposition. Neben dieser Kombination von Messwerten (Level-II-Messung Wald-Freiland) mit berechneten Werten der trockenen Deposition (inferentielle Methode) wird zusätzlich zu Vergleichszwecken der atmosphärische Gesamteintrag über die Summe aus Bestandsdeposition und Streufall abgeschätzt.

Im Folgenden werden wesentliche Einzelergebnisse aufgeführt, die zu den repräsentativen atmosphärischen Eintragungswerten führten.

C 8.4.1.1 Analyse der Daten und Typisierung für die Berechnung nach Raumeinheiten

Wie für die Freiland-Daten war auch für Forstflächen zunächst von Interesse, inwiefern anhand der zur Verfügung stehenden Level-II-Daten typische Werte für bestimmte räumliche Verhältnisse in Deutschland abzuleiten sind.

Je Schwermetall wurde zunächst untersucht, in wie weit die „Umgebung“ einen Einfluss auf die Depositionshöhe hat. Anstatt der Einteilung wie bei Freilandmessungen in urban, rural, Verkehr etc., wird im Rahmen des Level-II-Monitorings die Messstation nach Umgebung in „geschlossenes Waldgebiet“, „Wald/Feld-Gemengelage“ und „extrem exponiert“ klassifiziert, zudem wird grundsätzlich unterschieden zwischen Nadel und Laubwald.

Die Analyse der Level-I- Daten zeigte jedoch, dass eine Unterscheidung für Wald nach der Umgebung nicht sinnvoll ist. Für Laubwald liegen bspw. in den einzelnen Umgebungsklassen zu wenige Messstellen vor, so dass daraus keine belastbare Ableitung von Eintragungshöhen abgeleitet werden konnte.

Auch die Analyse nach Bundesländern oder der Versuch über die Nähe zu Ballungsräumen eine Klassifikation durchzuführen, zeigte keine eindeutigen Tendenzen, die sinnvoll zur Ableitung repräsentativer Eintragsfrachten gewesen wären.

Damit erfolgt für die Ableitung atmosphärischer Einträge für Forstflächen nur eine Unterscheidung zwischen Laub- und Nadelwald.

C 8.4.1.2 Ableitung der nassen Deposition

Die nasse Deposition, als Teil des zu bestimmenden Gesamteintrags auf Forstflächen, wurde auf Grundlage der Level-II-Freiland-Bulk-Messungen (Waldrand) abgeleitet. Die nasse Deposition

wurde wie für Freiland über das mittlere Verhältnis von wet-only zu Bulk-Messungen berechnet (vgl. Tab. C 62).

Tab. C 78: Nasse Schwermetall-Deposition auf Forstflächen

	[g/(ha*a)]	Freilanddeposition Laubwald ¹⁾		Freilanddeposition Nadelwald ¹⁾		B ³⁾
		bulk	wet-only	bulk	wet-only	
Cadmium	Median	0,67	0,49	0,92	0,67	C
	90 Perz.	1,3	1,0	1,7	1,2	
	Anzahl ²⁾	67		52		
Chrom	Median	10,9*)	8,2	3,4	2,5	C
	90 Perz.			6,5	4,8	
	Anzahl ²⁾	3		21		
Kupfer	Median	36,7	30,1	23,7	19,5	C
	90 Perz.	83,9	68,8	93,6	76,8	
	Anzahl ²⁾	67		30		
Kobalt	Median	2,7	2,0	3,5	2,6	C
	90 Perz.			5,2	3,9	
	Anzahl ²⁾	3		21		
Nickel	Median	68,8*)	51,6*)	63,7*)	47,8*)	C
	90 Perz.			89,9*)	67,4*)	
	Anzahl ²⁾	3		21		
Blei	Median	6,1	4,3	15,3	10,9	C
	90 Perz.	26,1	18,5	33,1	23,5	
	Anzahl ²⁾	67		55		
Quecksilber	Median	0,14	0,11	0,42	0,31	D
	90 Perz.	0,50	0,38	0,48	0,36	
	Anzahl ²⁾	10		7		
Zink	Median	68,0	51,0	204,6	153,5	C
	90 Perz.	294,5	220,9	680,1	510,1	
	Anzahl ²⁾	76		76		

Anmerkung: Abgeleitet über die gemessene Freiland-Bulk Deposition bei Nadel- und Laubwald im Rahmen des Level-II-Monitorings (offene Sammelsysteme Trichter-Flasche-Typ – „LÖLF-Sammler“, Münden 100, Ulrich - Büchnertrichter). Ableitung des wet-only-Anteils über die in Tabelle C 62 aufgeführten Relationen; *)Werte in kursiv – wenig repräsentativ.

1) Median über alle Jahreswerte von 1998 – 2002 aller Messstellen des Level-II-Monitorings in Deutschland

2) Anzahl – der zugrunde liegenden Jahreswerte

3) Die Erläuterung des Bonitätssystems für die Atmosphärische Deposition ist Kapitel C 8.2.2 zu entnehmen.

In Tabelle C 78 sind die Ergebnisse der Analyse der Freilanddepositionsmessungen und die abgeleitete nasse Deposition aufgeführt. Die Werte erscheinen für Chrom und Nickel im Vergleich zu den Messwerten aus dem Ländermessnetz recht hoch. Der Wert für Chrom für Laubwald basiert auf nur einer Messstation und wird deshalb als wenig repräsentativ angesehen. Bei Nickel basieren die Mediane ebenso auf wenigen Messwerten und Stationen. Daraus ergaben sich Mediane von 63,7 g/(ha*a) (Nadelwald) und sogar 68,8 g/(ha*a) (Laubwald) – die Bulk-Messung der Ländermessnetze (vgl. Tab. C 61) zeigen maximal Frachten von 11,7 g/(ha*a) bei Verkehrsstation, die Werte des Level-II-Monitorings für Nickel und Chrom (Laubwald) erscheinen damit wenig plausibel und werden nur mit Vorbehalt weitergeführt.

Durch die dünne Datenlage ist eine Interpretation und Übertragbarkeit der Ergebnisse schwierig. Es ist nicht auszuschließen, dass aufgezeigte Unterschiede eher aus den regionalen Randbedingungen und Besonderheiten beeinflusst werden als aus der Frage bspw. von Laub- und Nadelwald. Gerade bei Laub- und Nadelwald werden sicherlich tendenziell unterschiedliche Regionen und damit regionale Einflüsse erfasst.

C 8.4.1.3 Ableitung der trockenen Deposition für Waldflächen

Der Anteil der stark vom Rezeptor abhängigen trockenen Deposition im Wald nimmt besonders auch durch die verstärkten Auskämmeffekte einen nicht zu vernachlässigenden Anteil ein.

Die Berechnung der trockenen Deposition für Waldflächen erfolgt, wie in Kapitel C 8.3.1.3 erläutert mit der inferentiellen Methode. Immissionskonzentrationsmessungen für Schwermetalle in Waldgebieten liegen nicht vor. Es wurden die „ruralen Werte“ (Median und 90 Perzentil) aus der Datenbank „heavymetal“ zugrunde gelegt, wie in Tabelle C 65 aufgeführt. Ebenso wurde das in Tabelle C 66 aufgeführte Verhältnis zwischen Grob- und Feinpartikeln in PM10 angesetzt. Die Depositionsgeschwindigkeit für Fein- und Grobpartikel ist für Laub- und Nadelwald verschieden (vgl. Tab. C 79).

Tab. C 79: Mittlere Depositionsgeschwindigkeiten (vd) für Fein- und Grobpartikel für Laub- und Nadelwald nach GAUGER et al. (2002)

vd Mittelwert von 1996-2000	Feinpartikel ($<PM_{2,5}$) [cm/(s*a)]	Grobpartikel ($>PM_{2,5}$ bis 10) [cm/(s*a)]	B
Nadelwald	0,95	2,06	D
Laubwald	1,06	2,04	D

Tab. C 80: Die mit der inferentiellen Methode berechnete trockene Deposition für Waldflächen.

[g/(ha a)]		Nadelwald	Laubwald
Arsen	JM*)	4,3	4,6
	90 Perz.	13,3	14,2
Cadmium	JM*)	1,7	1,9
	90 Perz.	1,9	2,0
Chrom	JM*)	6,3	6,5
	90 Perz.	18,9	19,6
Kupfer	JM*)	70,1 ¹⁾	72,7 ¹⁾
	90 Perz.	40,5 ¹⁾	42,1 ¹⁾
Nickel	JM*)	6,1	6,4
	90 Perz.	11,3	11,7
Blei	JM*)	43,4	46,3
	90 Perz.	98,6	105,1
Zink	JM*)	315,9	320,8
	90 Perz.	373,7	379,4

1) die hohen Jahresmittelwerte gegenüber den 90-Perzentilen beruhen auf unterschiedlichen Grundlagen der Veröffentlichung Fritsche 2004 (Jahresmittelwert für die Jahre 1998 – 2002) und der Datenbankabfrage (1999-2002).

*) langjähriger Jahresmittelwert der Immissionskonzentration nach Fritsche 2004 als Berechnungsgrundlage

Die Ableitung der trockenen Deposition mit der inferentiellen Methode ist, wie bereits ausgeführt, mit großen Unsicherheiten verbunden, da sie eine starke Vereinfachung, der in Realität sehr komplexen Depositionsmechanismen darstellt. Zudem existieren keine Messwerte zur Immissionskonzentration für Forstflächen. Es wurde auf die in Tab. C 72 aufgeführten ruralen Werte zurückgegriffen. Damit treten für Kupfer auch höhere Werte für den langjährigen Jahresmittelwert auf, als für das 90-Perzentil, wie in Tabelle C 80 aufgeführt. Wie bereits in Kapitel C 8.3.1.3 erläutert liegt dies an den unterschiedlichen Datengrundlagen. In der Veröffentlichung von FRITSCH (2004) wurden Jahresmittelwerte der Jahre 1998 – 2002 gebildet (ggfs. Bereinigung von Ausreißern), dagegen beruhen die Mediane und 90-Perzentile auf einer Datenbankabfrage für die Jahre 1999-2002.

C 8.4.1.4 Ableitung der Vergleichswerte (Summe aus Bestandsdeposition und Streufracht)

Insbesondere da keine für Deutschland repräsentativen Vergleichswerte aus Einzelmessungen oder Literatur über den atmosphärischen Schwermetall-Gesamteintrag auf Forstflächen recherchiert werden konnten, wurde zusätzlich im Rahmen dieses Vorhabens der atmosphärische Stoffeintrag auf Forstflächen über die Summe der Bestandsdeposition und Streufracht abgeleitet. In Tabelle C 81 sind die atmosphärischen Schwermetallfrachten der Bestandsdeposition aufgeführt.

Tab. C 81: Atmosphärische Schwermetallfrachten in den Wald. Abgeleitet über die gemessene Bestandsdeposition unter Nadel- u. Laubwald im Rahmen des Level-II-Monitorings.

		Bestandsdeposition Laub¹⁾ [g/(ha*a)]	Bestandsdeposition Nadel¹⁾ [g/(ha*a)]	B³⁾
Cadmium	Median	0.55	1.04	
	Anzahl ²⁾	75	112	C
Kupfer	Median	52.6	30.3	
	Anzahl	79	70	C
Blei	Median	4.7	15.5	
	Anzahl	76	130	C
Quecksilber	Median	0.43	0.44	
	Anzahl	5	10	D
Zink	Median	114.4	235.0	
	Anzahl	93	186	C

1) Median über alle Messwerte von 1998 – 2002 aller Messstellen des Level-II-Monitorings in Deutschland

2) Anzahl – der zugrunde liegenden Einzelwerte - Jahreswerte

3) Die Erläuterung des Bonitätssystems für die Atmosphärische Deposition ist Kapitel C 8.2.2 zu entnehmen

Zu diesem Eintrag über die Bestandsdeposition in den Boden unter Forst sind die Streufrachten zu addieren, um den Vergleichswert für den atmosphärischen Gesamteintrag ableiten zu können.

Streufrachten

Im Rahmen des Level-II-Monitorings werden nur die **Konzentrationen** der Schwermetalle **Zink**, **Kupfer** und **Blei** in Blättern und Nadeln untersucht. Daten zur Streufallmenge liegen in der BFH-Datenbank nicht vor. Entscheidend für die Berechnung der Frachten sind die Streumassen. In Tabelle C 82 sind recherchierte Streufall-Mengen aufgeführt und getrennt für Laub- und Nadelwald mittlere Werte abgeleitet.

Tab. C 82: Streufallmenge nach verschiedenen Quellen

Baumart	in kg/ha	Standort	Quelle
Nadel	3.425	Baltmannsweiler	UMEG U5232
Nadel	1.075	Wilhelmsfeld	UMEG U5232
Mittelwert Nadel (5J)	2.641	RP Dauerbeobachtungsflächen	http://www.uni-kl.de/FVA/de/seiten/abteilungen/abteilung_c
Fichte	(14.700)	n.a.	Rademacher et al. 2003 S. 13
Kiefer	4.490	n.a.	Rademacher et al. 2003 S. 13
Mittelwert Nadel	2.908	Bonitur: E	
50% Kiefer 50% Buche	2.450	Forst 13 m	UMEG U5232
50% Kiefer 50% Buche	2.925	Forst 20 m	UMEG U5232
Eiche	4.510	n.a.	Rademacher et al. 2003 S. 13
Buche	3.950	n.a.	Rademacher et al. 2003 S. 13
Mittelwert Laub (5J)	3.167	RP Dauerbeobachtungsflächen	http://www.uni-kl.de/FVA/de/seiten/abteilungen/abteilung_c
Buche "reicher Laubfall"	9.000	n. a.	inaro (www.inaro.de)
Mittelwert Laub	4.334	Bonitur: E	

Der Wert in Klammern für Fichte wird nicht in der Mittelwertbildung berücksichtigt.

Für die Schwermetalle Blei, Kupfer und Zink wird damit auf die Blatt- und Nadel-Konzentrationsmessungen des Level-II-Monitorings der BFH-Datenbank zurückgegriffen. In Tabelle C 83 sind die abgeleiteten Streufallfrachten aufgeführt.

Tab. C 83: Streufallkonzentrationen und -frachten nach Messungen des Level-II-Monitorings

		Nadel	Blatt	Nadel-Streufracht	Laub-Streufracht	B ²⁾
		µg/g	µg/g	g/ha*a	g/ha*a	
Zink	Median	26,7	25,0	77,6	108,3	
	Anzahl	300	149			C
Kupfer	Median	3,2	6,5	9,4	28,3	
	Anzahl	234	149			C
Blei	Median	0,88	0,4	2,6	1,9	
	Anzahl	115	70			C

Tab. C 84: Streufrachten von 4 Messstellen in Baden-Württemberg nach UMEG U5232

[g/(ha a)]	Nadel Streufracht	Laub Streufracht	B ²⁾
Arsen	0,6	0,4	E
Cadmium	10,4	6,3	D
Chrom	-	6	E
Kupfer	11,6	27,6	D
Quecksilber	0,33	0,30	D
Nickel	3,9	3,3	D
Blei	21,9	16,9	D
Zink	153,5	163,5	D

1) Mittelwert der Mediane der Messstellen von 1996-2001

2) Die Erläuterung des Bonitätssystems für die Atmosphärische Deposition ist dem Glossar zu entnehmen.

Daten zu Streufrachten für weitere Schwermetalle und organische Schadstoffe liegen nur vereinzelt vor. Intensive Untersuchungen von Waldstreu wurden an den Intensivmessstellen Baden-Württemberg durchgeführt, diese sind in Tabelle C 84 zusammengestellt. [UMEG 2003b und c]. Die Werte für Cadmium, Nickel und Quecksilber werden zur Berechnung der Vergleichswerte herangezogen. In Tabelle C 85 ist der abgeleitete atmosphärische Gesamteintrag aus Summe der Bestandsdeposition und der Streufracht aufgeführt.

Tab. C 85: Vergleichswerte des atmosphärischen Schwermetalleintrags auf Waldflächen - Summe der Bestandsdeposition u. Streufracht. (*Literaturwerte kursiv*)

	Vergleichswerte		
	Summe Bestandsdeposition + Streufracht		
		Nadelwald	Laubwald
Cadmium	Streu	<i>10,4</i>	<i>6,3</i>
	Bestanddep.	<i>1,0</i>	<i>0,55</i>
	Gesamtdep.	11,4	6,9
	In Prozent	91% 9%	92% 8%
Kupfer	Streu	<i>9,4</i>	<i>28,3</i>
	Bestanddep.	<i>30,3</i>	<i>52,6</i>
	Gesamtdep.	39,7	80,9
	In Prozent	24% 76%	35% 65%
Nickel	Streu	<i>3,9</i>	<i>3,3</i>
	Bestanddep.	-	-
	Gesamtdep.	-	-
	In Prozent	- -	- -
Blei	Streu	<i>2,6</i>	<i>1,9</i>
	Bestanddep.	<i>15,5</i>	<i>4,7</i>
	Gesamtdep.	18,1	6,6
	In Prozent	14% 86%	29% 71%
Zink	Streu	<i>77,6</i>	<i>108,3</i>
	Bestanddep.	<i>235</i>	<i>114,4</i>
	Gesamtdep.	312,6	222,7
	In Prozent	25% 75%	49% 51%
Quecksilber	Streu	<i>0,33</i>	<i>0,3</i>
	Bestanddep.	<i>0,44</i>	<i>0,43</i>
	Gesamtdep.	0,77	0,73
	In Prozent	43% 57%	41% 59%

C 8.4.1.5 Die Gesamtdeposition von Schwermetallen auf Forstflächen

Der Schwermetall-Eintrag in den Boden über die atmosphärische Deposition auf Waldflächen wurde, wie vorangehend ausgeführt, auf zwei verschiedene Weisen abgeleitet. Zum einen über die Summe aus Bestandesdeposition und Streufracht, was als Vergleichswert herangezogen wird, zum anderen über die Summe aus nasser Deposition (Freilandmessung im Rahmen des Level-II-Monitorings) und der berechneten trockenen Deposition über die inferentielle Methode, was als atmosphärischer Eintragswert der Stoffbilanzierung verwendet wird.

Tab. C 86: Abgeleitete Gesamtdeposition von Schwermetallen auf Forstflächen, unterschieden nach Laub- und Nadelwald (Summe aus Messwert Level-II-Monitoring „Freiland“ und berechneter trockener Deposition). Zum Vergleich ist die Summe der Bestandesdeposition und Streufracht gegenübergestellt.

	in g/(ha a)	Nadelwald		Laubwald		Vergleichswerte Summe Bestandesdeposition + Streufracht		
		Median*)	90 Perz.	Median*)	90 Perz.		Nadelwald	Laubwald
Cadmium	Trockene Deposition	1,73	1,9	1,86	2,0	Streu	10,4	6,3
	wet-only	0,67	1,2	0,49	0,97	Bestanddep.	1,0	0,55
	Gesamtdeposition:	2,4	3,1	2,3	3,0	Gesamtdep.	11,4	6,9
	Relation in Prozent	72%	61%	79%	68%	In Prozent	91%	92%
		28%	39%	21%	32%		9%	8%
Chrom	Trockene Deposition	6,3	18,9	6,5	19,6	Streu	-	6
	wet-only ¹⁾	2,5	4,8	8,2	-	Bestanddep.		
	Gesamtdeposition:	8,8	23,7	14,7	19,6	Gesamtdep.		
	Relation in Prozent	71%	80%	44%	100%	In Prozent		
		29%	20%	56%	-			
Kupfer	Trockene Deposition	70,1	40,5	72,7	42,1	Streu	9,4	28,3
	wet-only	19,5	76,8	30,1	68,8	Bestanddep.	30,3	52,6
	Gesamtdeposition:	89,5	117,3	102,8	110,9	Gesamtdep.	39,7	80,9
	Relation in Prozent	78%	35%	71%	38%	In Prozent	24%	35%
		22%	65%	29%	62%		76%	65%
Nickel	Trockene Deposition	6,1	11,3	6,4	11,7	Streu	3,9	3,3
	wet-only ¹⁾	47,8	67,4	51,6	-	Bestanddep.		
	Gesamtdeposition:	53,9	78,7	57,9	11,7	Gesamtdep.		
	Relation in Prozent	11%	14%	11%	100%	In Prozent		
		89%	86%	89%	-			
Blei	Trockene Deposition	43,4	98,6	46,3	105,1	Streu	2,6	1,9
	wet-only	10,9	23,5	4,3	18,5	Bestanddep.	15,5	4,7
	Gesamtdeposition:	54,2	122,1	50,6	123,6	Gesamtdep.	18,1	6,6
	Relation in Prozent	80%	81%	91%	85%	In Prozent	14%	29%
		20%	19%	9%	15%		86%	71%
Zink	Trockene Deposition	315,9	373,7	320,8	379,4	Streu	77,6	108,3
	wet-only	153,5	510,1	51,0	220,9	Bestanddep.	235	114,4
	Gesamtdeposition:	469,4	883,8	371,8	600,3	Gesamtdep.	312,6	222,7
	Relation in Prozent	67%	42%	86%	63%	In Prozent	25%	49%
		33%	58%	14%	37%		75%	51%
Quecksilber	wet-only	0,31	0,36	0,11	0,38	Streu	0,33	0,3
						Bestanddep.	0,44	0,43
					Gesamtdep.	0,77	0,73	
					In Prozent	43%	41%	
						57%	59%	

1) Für Chrom (Laubwald) sowie Nickel (Laub- u. Nadelwald) ist der wet-only Wert wenig repräsentativ
Literaturwerte der Streufracht sind kursiv aufgeführt

In Tabelle C 86 sind die Eintragswerte für die Gesamtdeposition auf Forstflächen für Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Blei, Zink und Quecksilber aufgeführt. Zum Vergleich ist die Summe aus Bestandsdeposition und Streufracht danebengestellt. Außer bei Cadmium ist der Vergleichswert deutlich niedriger als die berechnete Gesamtdeposition, was aufgrund des fehlenden Anteils des Stammabflusses plausibel erscheint. Eine Erklärung für den hohen Cadmium Vergleichswert könnten hohe Blatt- und Nadelgehalte durch den Transfer Boden-> Pflanze sein. Zur Prüfung dieser Vermutung wären jedoch weitere Messungen und Untersuchungen erforderlich. Wie bereits zu Tabelle C 78 erläutert, sind die wet-only-Werte für Chrom und Nickel als wenig repräsentativ anzusehen. Vergleichswerte aus Messungen der Streufracht und Bestandesdeposition für Nickel und Chrom zur Validierung, konnten jedoch nicht recherchiert werden.

Insgesamt besteht für eine valide Quantifizierung der Schwermetallflüsse im Kronenraum und damit der atmosphärischen Deposition auf Forstflächen noch großer Forschungsbedarf. Die abgeleiteten Eintragsfrachten sind noch mit vielen Unsicherheiten und Annahmen verbunden, jedoch geben sie eine Annäherung des tatsächlichen Eintrags wieder.

Für die Stoffe Arsen, Antimon, Bor, Chromat, Cyanide, Fluorid, Molybdän, Quecksilber, Selen, Thallium, Zink, Zinn konnten weder Mess- noch Literaturwerte zu nasser oder trockener Deposition recherchiert oder abgeleitet werden.

C 8.4.2 Organische Schadstoffe

Für Forstflächen existieren für organische Schadstoffe kaum Messungen zum atmosphärischen Eintrag. Es konnten nur für PAK Ergebnisse des Promotionsvorhabens von GOCHT (2005) recherchiert werden. Die Ergebnisse sind in Tabelle C 87 aufgeführt. Vergleicht man den Wert für PAK mit dem ruralen Freilandwert in Kapitel 8.2.2.1 (0,49 $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$) so ist der PAK-Eintrag auf Forstflächen etwas höher. Dies entspricht auch dem Verhältnis des Gesamteintrags von Schwermetallen im Freiland gegenüber Forstflächen. Der Eintragswert von GOCHT (2005) in Tabelle C 87 für PAK und auch BaP kann aufgrund des Messzeitraums und der unterschiedlichen Lage der 3 Messstellen als repräsentativ angesehen werden und damit als Eintragswert verwendet werden.

Tab. C 87: Literaturwerte und abgeleiteter Eintragswert zur Deposition von BaP und PAK in Waldgebieten.

Methode	BaP [$\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$]	PAK in [$\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$]	Referenz	Abgeleiteter atmosphärischer Eintrag [g/ha*a]	
				BaP	PAK
Trichter-Adsorberkartusche	0,02	0,66	Gocht 2005	BaP	0,073
Trichter-Adsorberkartusche	0,026	0,51	Brorström-Lunden & Löfgren, 1998 *	PAK	2,4
Bergerhoff	0,02	0,39	Horstmann & McLachlan, 1998*		

1) Gocht 2005 - PAK 16 ohne Naphthalin (Messung an 3 ruralen Standorten 2001-2002 Freiland und Forst)

* zitiert in Gocht 2005

Für die weiteren organischen Stoffe PCB₆, PCDD/F, Pentachlorphenol, Hexachlorbenzol, Hexachlorcyclohexan (HCH), Aldrin, DDT sowie Mineralölkohlenwasserstoffe, Benzol, BTEX, LHKW, Phenole und Naphthalin konnten keine Werte des atmosphärischen Eintrags auf Waldflächen recherchiert werden.

C 9 SCHADSTOFFEINTRÄGE IN BÖDEN UND IHRE URSACHEN

Die Ausdifferenzierung, in der insbesondere die Schadstoffeinträge aus der Bewirtschaftung der Flächen abgeleitet und quantifiziert wurden, lässt sich nicht für eine zusammenfassende Zusammenstellung der Schadstoffeinträge in Böden und ihre Ursachen übernehmen. Die detailliertere Darstellung und Analyse der Ergebnisse zu den Eintragungspfaden Bewirtschaftung und atmosphärische Deposition erfolgten in den entsprechenden Kapiteln selbst.

Forstnutzung

Wird der Boden bzw. die Fläche forstwirtschaftlich genutzt, entstammen die Schadstoffeinträge in den Boden zum überwiegenden Anteil aus der atmosphärischen Deposition. Dies ergibt sich zum einen daraus, dass bei der Bewirtschaftung der Forstflächen keine bzw. kaum Hilfsmittel eingesetzt werden, die zu einem Schadstoffeintrag beitragen könnten. Zum anderen ist wegen des Auskämmeffekts der Bäume die atmosphärische Deposition bei einer Waldnutzung gegenüber Offenland tendenziell immer höher. Aus den Werten wird dies deshalb nicht immer deutlich, da die vorliegenden Daten für Waldgebiete keine Ausdifferenzierung zwischen rural und urban bzw. zwischen Räumen mit geringer und hoher Schadstoffbelastung der Luft zulassen.

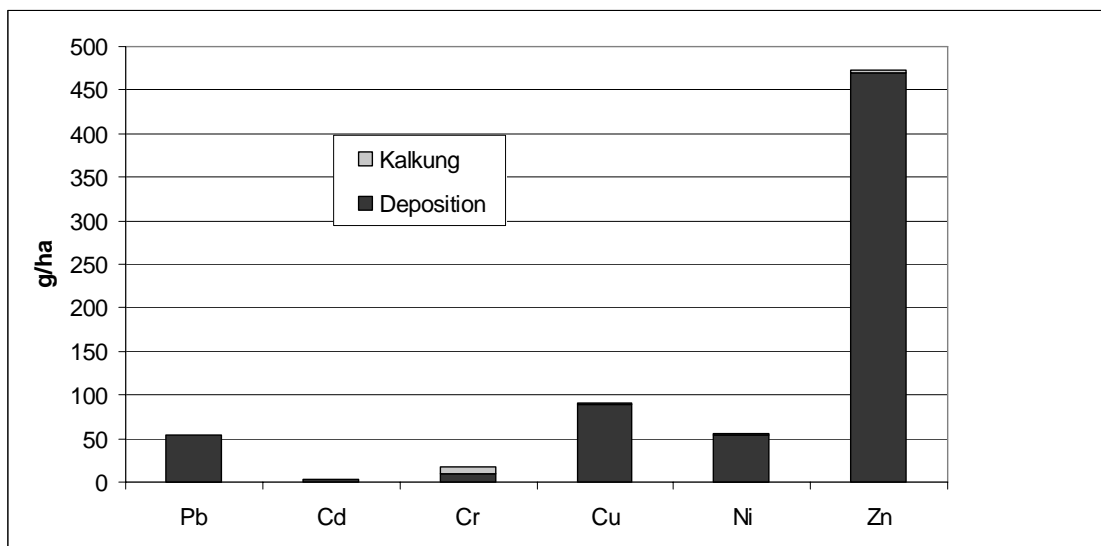


Abb. C 16: Schadstofffrachten in Waldgebieten (Median Nadelwald)

Die Anteile der Kalkung an der Gesamtfracht sind mit Ausnahme Chrom und Cadmium sehr gering, wobei zu beachten ist, dass in der forstwirtschaftlichen Praxis eine derartige Maßnahme weit seltener und nur auf wenigen Flächen erfolgen dürfte. Die Kalkung trägt 1/10 der errechneten Gesamtfracht für Cadmium bei. Für Arsen, Quecksilber und Thallium lassen sich keine Angaben zur Deposition machen.

Offenland - Landwirtschaft

In den nachfolgenden Graphiken sind für jeden Schadstoff jeweils die kleinsten und größten Frachten aufgeführt, die sich bei der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung von Acker- und Grünland aus den unterschiedlichen Düngestrategien ergeben. Einfach aufaddiert werden hierzu jeweils die Ein-

C Einträge

tragswerte für die atmosphärische Deposition, rural zu den Min-Werten, urban zu den Max-Werten. Die angegebenen Werte bilden somit die Bandbreite der berechneten Frachten ab und beziehen sich nicht auf Raumeinheiten d.h. die Eintrags- Austragsbilanzierung.

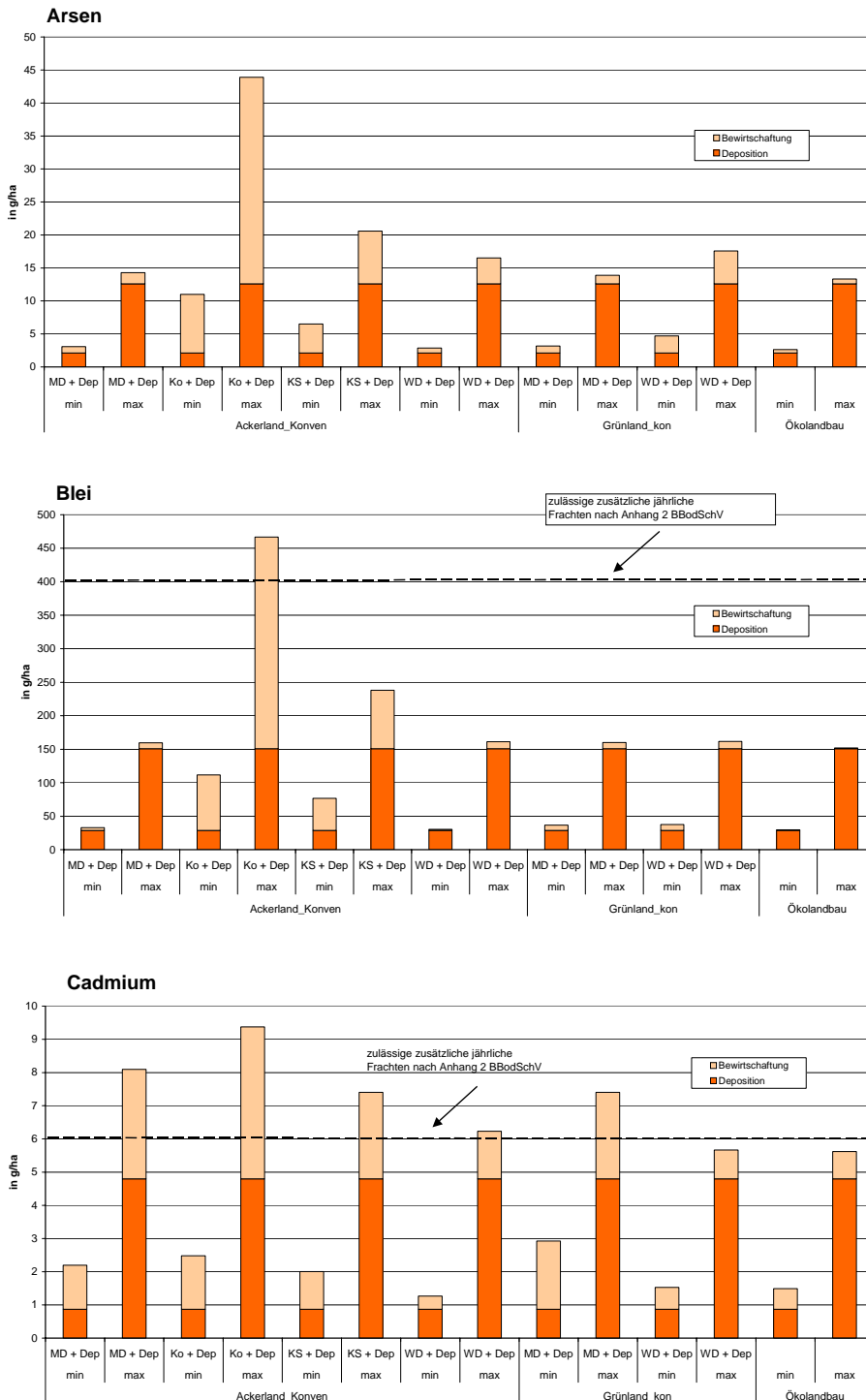


Abb. C 17: Bandbreite der ermittelten Schadstofffrachten für As, Pb, Cd aus Bewirtschaftung und Deposition - Offenland

Ein Überblick über die verschiedenen Schadstoffe zeigt deutliche Unterschiede. So wird bei **Arsen** und **Blei** die ermittelte Fracht auch über die atmosphärische Deposition mitbestimmt, sofern man sich in einem urbanen Umfeld mit einer höheren Luftschadstoffbelastung befindet. Dies gilt für alle Bewirtschaftungsformen und Düngestrategien mit Ausnahme der Kompostausbringung. Für Blei kann es dann im Extrem zu einer Überschreitung der in §11 BBodSchV geregelten zulässigen zusätzlichen jährlichen Frachten (gestrichelte Linie) kommen. Bewegt man sich in einem ruralen Umfeld mit einer geringen Schadstoffbelastung der Luft werden die Beiträge aus der Bewirtschaftung bedeutender, insbesondere bei einer Düngestrategie mit organischen Düngemitteln. In einigen Fällen führt dies dazu, dass dieser Bewirtschaftungsanteil gegenüber der Deposition überwiegt.

Eine ähnliche Situation zeigt sich auch für **Cadmium**. Trotz nicht geringer Teilfrachten aus der Bewirtschaftung bestimmt die atmosphärische Deposition in urbanen d.h. Räumen mit einer höheren Luftbelastung die Eintragsfracht. Dies kann dazu führen, dass selbst bei einer Bewirtschaftung im Ökolandbau die in §11 BBodSchV genannten Frachten erreicht oder bei allen Düngestrategien in der konventionellen Landwirtschaft zumindest im Maximum überschritten werden. Die ruralen Depositionsraten sind demgegenüber deutlich niedriger, entsprechend bedeutender ist der relative Anteil der aus der Bewirtschaftung stammenden Frachten.

Auch bei **Kupfer** und **Nickel** kann es im maximalen Fall zu einer Überschreitung der in §11 BBodSchV genannten Frachten kommen, wobei in die Werte für die Düngestrategie Wirtschaftsdünger nicht die Schweinegülle mit aufgenommen ist. Bei Kupfer kommt der Bewirtschaftung der Flächen ein bedeutender Anteil zu, es sei denn, die Bewirtschaftung erfolgt im Ökolandbau oder konventionell bei ausschließlich mineralischer Düngung. Mit Ausnahme der Düngestrategien Kompost und Klärschlamm ist für die ermittelten Schadstofffrachten für Nickel vor allem die atmosphärische Deposition verantwortlich. Bei Kupfer trifft dies nur bei Ökolandbau oder rein mineralischer Düngung zu.

Die ermittelten **Chrom**frachten dagegen resultieren bei einer konventionellen Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Flächen überwiegend aus der Düngung. Der Beitrag der atmosphärischen Deposition ist nur bei dem Ökolandbau und hier nur im urbanen Umfeld verantwortlich für die errechnete Gesamtfracht.

Die **Quecksilber**fracht wird in der konventionellen Landwirtschaft bei einer Düngestrategie mit Kompost oder Klärschlamm eindeutig aus der Bewirtschaftung heraus bestimmt. Im Extrem können hier Frachten erreicht werden, die an die in §11 BBodSchV genannte Fracht heranreichen. In allen anderen Fällen und Bewirtschaftungsformen hat die atmosphärische Deposition den größten Anteil an der ermittelten Gesamtfracht.

Bei **Thallium** hat selbst bei einem Ökolandbau die Bewirtschaftung der Flächen einen erheblichen Anteil an der ermittelten Gesamtfracht. Mit Ausnahme der für die Düngestrategien Kompost und Klärschlamm in den maximalen Annahmen ermittelten Frachten sind die beiden Stoffströme in etwa gleichbedeutend.

Auch bei **Zink** ist es vor allem die Düngestrategie, die über die Gesamtfrachten bestimmt. Die Ausnahme ist eine konventionelle Bewirtschaftung allein mit mineralischen Düngemitteln bzw. der Ökolandbau. Unter den getroffenen Annahmen kann die für die Strategien mit organischen Düngemitteln errechnete Fracht an den in §11 BBodSchV genannten Wert heranreichen oder diese gar überschreiten.

C Einträge

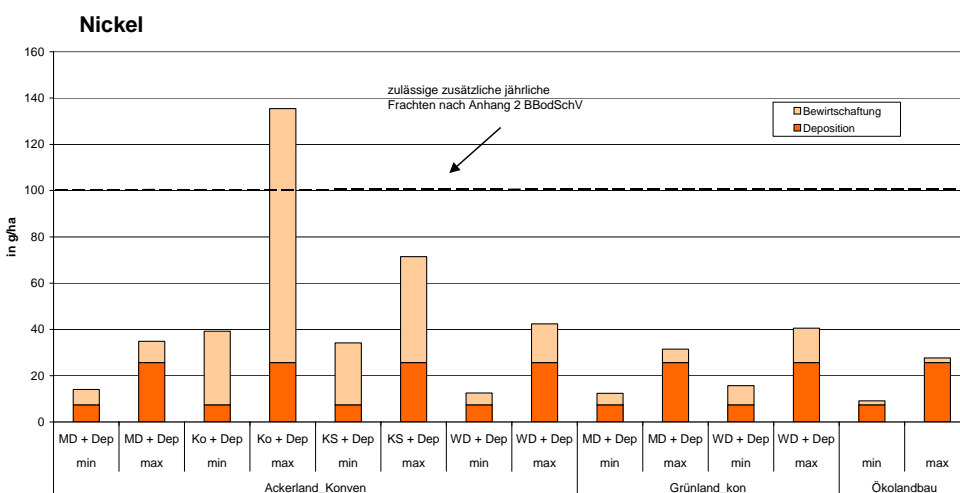
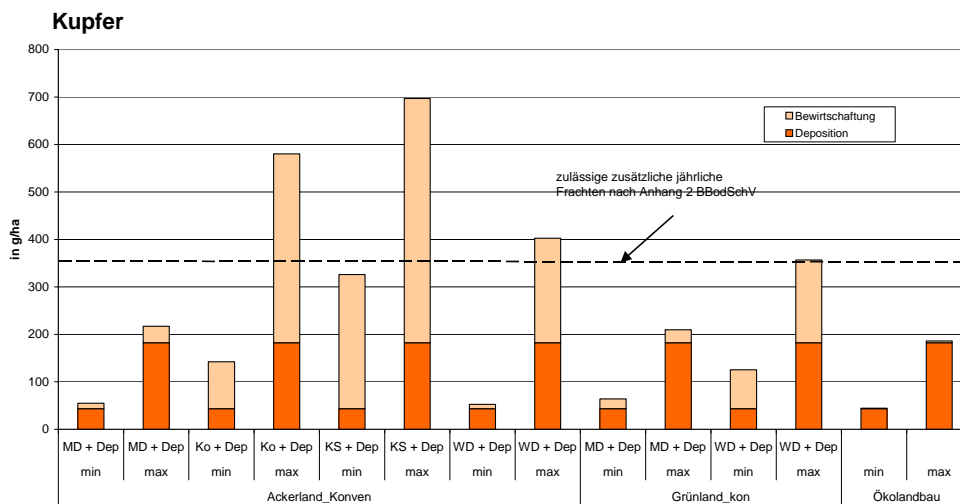
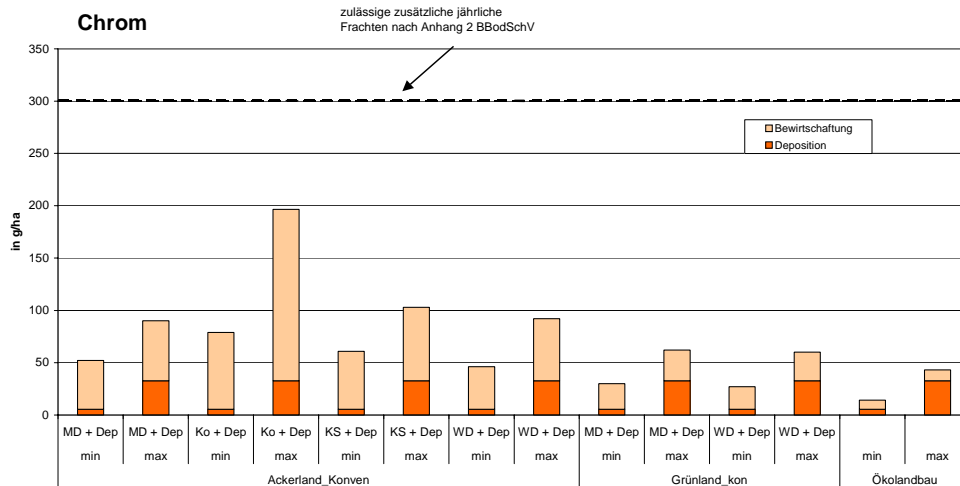


Abb. C 18: Bandbreite der ermittelten Schadstofffrachten für Cr, Cu, Ni aus Bewirtschaftung und Deposition - Offenland

C Einträge

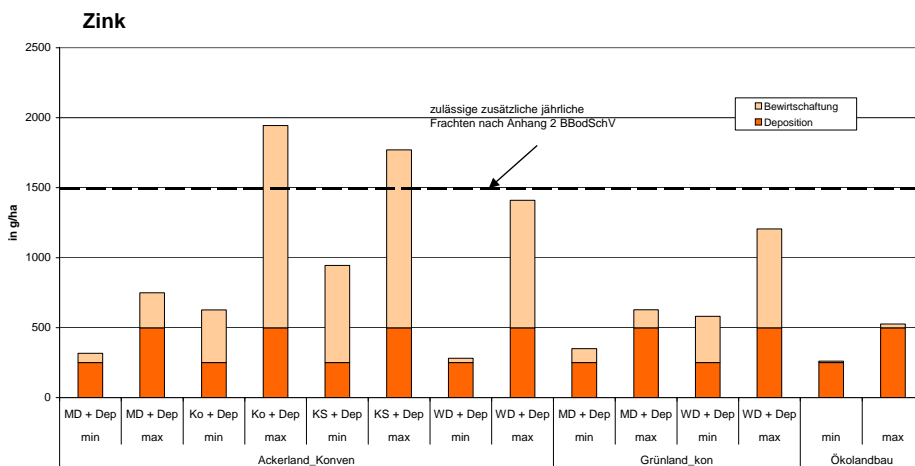
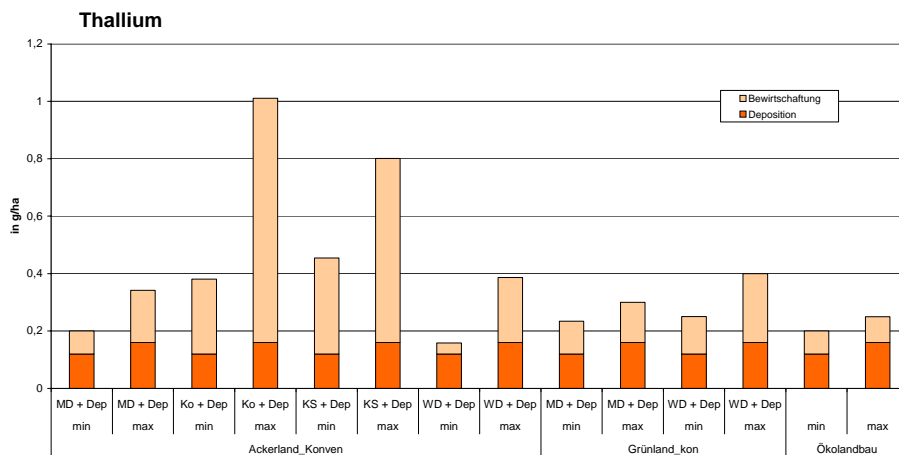
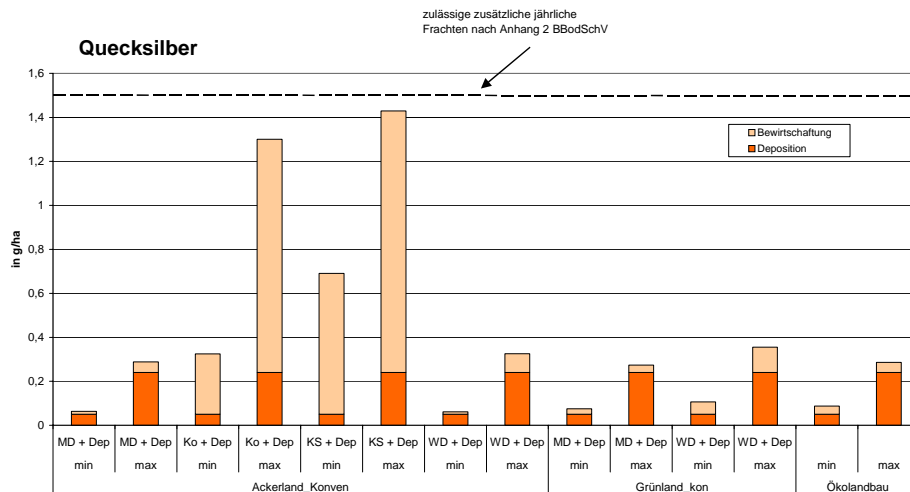


Abb. C 19: Bandbreite der ermittelten Schadstofffrachten für Hg, Tl, Zn aus Bewirtschaftung und Deposition - Offenland

Offenland - Sonderkulturen

Eine weitere Bewirtschaftungsform von Böden ist der Anbau von Sonderkulturen. Neben den Düngemitteln liefern auch Pflanzenschutzmittel bedeutende Anteile an den Frachten.

So resultiert die Zinkfracht im Apfelanbau nahezu überwiegend aus dem Zinkanteil des angenommenen Pflanzenschutzmittels, auch im Anbau von Spargel trägt der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln zur Zinkfracht bei, allerdings in erheblich geringerem Umfang. Unabhängig von der Düngestrategie werden für diesen Schadstoff im Apfelanbau Frachten erreicht, die mit etwa 1.000 bis 1.200 g/ha nahe an die Maximalwerte aus dem Ackerbau heranreichen. Selbst bei einem Einsatz von Kompost oder Wirtschaftsdünger sind die Frachten für die übrigen Schadstoffe niedriger als im konventionellen Ackerbau bzw. sind vergleichbar damit.

Auch im Weinbau und in Baumschulen ergibt sich die ermittelte Fracht nicht nur aus der Menge Düngemittel, sondern auch aus dem Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, hier allerdings für Kupfer.

D AUSTRÄGE

D 1 EINLEITUNG

Die im Kapitel C dargestellten Einträge von Schadstoffen führen zu einer Anreicherung in Oberböden. Dieser Akkumulation stehen Austräge von Stoffen aus dem Boden gegenüber. Für die Bilanzierung von Stoffanreicherungen in Böden, d.h. für den Nettostoffumsatz im Boden, sind die folgenden Austragspfade relevant (WILCKE & DÖHLER 1995). Ernte und an Ernteprodukten anhaftendes Bodenmaterial, Auswaschung mit dem Sickerwasser sowie Bodenerosion. In der vorliegenden Bilanzierung werden alle genannten Pfade mit Ausnahme von Bodenerosion berücksichtigt. Auf Erosion wird unter der Annahme der Einhaltung guter fachlicher Praxis in der Bodenbewirtschaftung verzichtet.

Für die Austragspfade Ernteentzug (inkl. anhaftendes Bodenmaterial) und Auswaschung werden bundesweit repräsentative Austragsfrachten ermittelt. Notwendig sind hierzu statistisch abgesicherte Daten. Für den Aufbau des Bilanzmodells stellt sich weitergehend die Frage, welche Einflussfaktoren für den Austrag über Ernte und Sickerwasser relevant sind und wie sie in einem Aussagemaßstab, der für Deutschland Gültigkeit besitzt, berücksichtigt werden können.

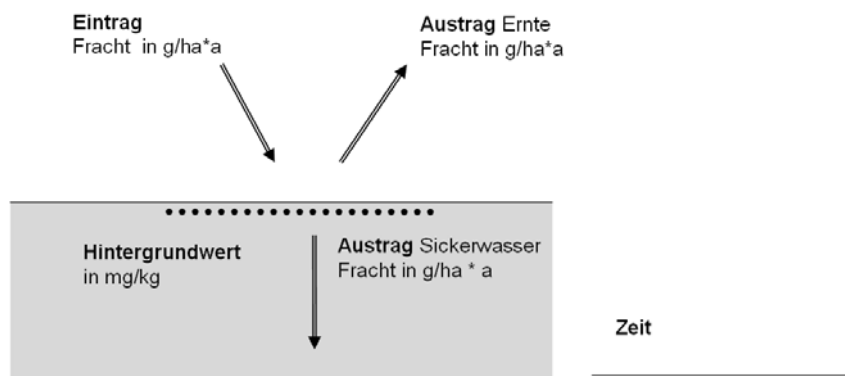


Abb. D 1: Grundmodell für Bilanzen und Anreicherungsszenarien für Stoffe in Böden

Zur Klärung und Ermittlung abgesicherter Daten werden zusätzlich zu einer umfassenden Literaturschau die im Rahmen des Vorhabens erstellten Fachdatenbanken statistisch ausgewertet. Zum einen werden Fragestellungen zum Ernteentzug anhand einer Datenbank des Umweltbundesamtes zur Ermittlung des Transfers von Schadstoffen vom Boden in Pflanzen (TRANSFER-DB) untersucht. Auswertungen zum Schadstoffaustrag über das Bodensickerwasser werden auf Basis einer Datenbank aus dem Level-II-Programm des forstlichen Umweltmonitorings durchgeführt (Level-II-DB).

In diesem Kapitel wird die Quantifizierung von mittleren Austragsfrachten auf unbelasteten Böden unter Berücksichtigung von prägenden Einflussfaktoren beschrieben (Abb. D 1). Diese Austragsfrachten werden in der Bilanzierung typisierten Raumeinheiten in Abhängigkeit von deren Standorteigenschaften zugeordnet (vgl. Kap. B).

Ernteentzug

Bei der Quantifizierung des Schadstoffentzugs über die Abfuhr von Ernteprodukten werden die wesentlichen Eigenschaften von Pflanze, Schadstoff und Boden bzw. die unterschiedliche Mobilität von Schadstoffen berücksichtigt.

Es werden Daten aus einer Erhebung von SCHNUG et al. (2006) zur Ermittlung von durchschnittlichen Schadstoffkonzentrationen in Erntegütern genutzt. Sofern darin für bestimmte Stoffe Werte fehlen, werden die Ergebnisse einer im Projekt durchgeführten Auswertung der TRANSFER-DB herangezogen. Ergänzend werden Informationen zum Ernteentzug aus der Fachliteratur zusammengestellt. Die Quantifizierung der Austragsfrachten erfolgt mit Hilfe aus Statistiken auf Kreisebene ermittelten mittleren Erntemengen. Um zu prüfen, welche Einflussfaktoren in die Bilanzierung des Ernteentzugs einbezogen werden können, werden vorliegende Daten zum Transfer Boden – Pflanze, d.h. Datenpaare zum Schadstoffgehalt in Boden und Pflanze statistisch ausgewertet.

Während in der Fachliteratur nur selten Angaben für unbelastete Böden enthalten sind, beziehen sich die im Rahmen dieses F+E-Vorhabens durchgeführten Datenauswertungen auf Böden mit königswasserlöslichen Gehalten anorganischer Schadstoffe unterhalb der Vorsorgewerte nach BBodSchV für die Bodenart Lehm / Schluff. Hinsichtlich organischer Stoffe werden, so weit wie möglich, Untersuchungen von ubiquitär belasteten Böden herangezogen.

Folgende Pflanzengruppen werden berücksichtigt: Kulturpflanzen (Weizen, Gerste, Roggen, Triticale, Silomais, Raps, Zuckerrüben, Erdbeeren, Möhren), Wein, Grünlandaufwuchs, Baumobst (Äpfel) und Hölzer (vgl. Kap. C).

Sickerwasseraustrag

Die Ermittlung des Austrags von Schadstoffen über das Sickerwasser berücksichtigt – soweit auf Basis vorhandener Daten möglich – die wesentlichen Stoff- und Bodeneigenschaften, die die Mobilität und den Stofftransfer beeinflussen. Ziel ist die Ableitung möglichst repräsentativer Werte zum durchschnittlichen Sickerwasserentzug auf unbelasteten Böden unter Berücksichtigung von prägenden Einflussfaktoren.

Die vorliegenden Daten nach BIELERT et al. (1999) und DUIJNISVELD et al. (2006) für Ackerböden und der Level-II-DB für Waldböden werden zur Ermittlung von mittleren Schadstoffkonzentrationen im Bodensickerwasser genutzt. Aus der Fachliteratur werden zusätzliche Informationen ergänzt. Anhand der vorliegenden Daten zum Transfer Boden – Sickerwasser für Waldböden (Level II) werden weitergehend Auswertungen zur Untersuchung von Einflussfaktoren durchgeführt werden. Relevant für die Höhe der Sickerwasserfracht von Schadstoffen aus dem Boden ist zudem die Sickerwasserrate. Im Rahmen des Bilanzmodells werden den in Kapitel B dargestellten typisierten Raumeinheiten mittlere Sickerwasserraten zugewiesen.

Abtrag durch Erosion

Der Austrag aus Agrarökosystemen durch Erosion kann ebenfalls für Bilanzen relevant sein (WILCKE & DÖHLER 1995). Relevant sind v.a. Austräge durch Erosion bei Düngungsmaßnahmen und anschließenden Regenereignissen. Nach § 17 BBodSchG sind durch die Einhaltung der Guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft Bodenabträge möglichst zu vermeiden. In diesem Vorhaben werden Stoffbilanzen für eine standortangepasste Bewirtschaftung ohne das Entstehen von bedeutsamen Erosionsprozessen berechnet, so dass Erosion als Einflussfaktor zu vernachlässigen ist.

Worst-Case-Betrachtungen

Die Stoffausträge wirken einerseits einer potenziell schädlichen Anreicherung von Schadstoffen im Boden entgegen, andererseits können sie zu Belastungen von Erntegut sowie von Oberflächen- und Grundwässern führen. Aus Sicht des Bodenschutzes sind eine hohe Akkumulation in Böden und ein geringer Stoffaustrag als Worst Case zu bewerten, bei der jedoch die Schutzgüter Grundwasser und Ernteprodukte geschützt werden. Dagegen ist ein hoher Schadstoffaustrag, der zu geringen Anreicherungen im Boden führt, aus Sicht des Grundwasserschutzes als Worst Case zu betrachten. Um Irritation zu vermeiden, wird im Sinne eines medienübergreifenden Ansatzes die Bezeichnung Worst Case für erhöhte Einträge in die Böden verwendet. Mit diesen können eine Anreicherung in den Böden und/oder erhöhte Einträge in andere Schutzgüter verbunden sein.

D 2 AUSTRAG VON ANORGANISCHEN SCHADSTOFFEN

D 2.1 Stoffspektrum

Wie in Kapitel A dargestellt, werden in der Bilanz - sofern entsprechende Grundlagendaten verfügbar sind - die persistenten Schwermetalle Arsen (As), Antimon (Sb), Blei (Pb), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Chromat, Kobalt (Co), Kupfer (Cu), Molybdän (Mo), Nickel (Ni), Quecksilber (Hg), Selen (Se), Thallium (Tl), Zink (Zn), Zinn (Sn) sowie die nichtmetallischen Schadstoffe Bor (B), Fluorid (F⁻) und Cyanide (CN⁻) berücksichtigt.

Die mobilitätsbeeinflussenden Faktoren im Hinblick auf die Bodeneigenschaften sind für die Bestimmung des Ernteentzugs und des Sickerwasseraustrags vergleichbar, z.B. pH-Wert und Humusgehalt für Schwermetalle. Wesentlich sind stoffspezifische Unterschiede der Mobilität bzw. des Austrags. Aufgrund des ungleichen Mobilisierungsverhaltens ist grundsätzlich zwischen anorganischen und organischen Schadstoffen zu unterscheiden. Organische Schadstoffe werden in Kapitel D 3 behandelt.

D 2.2 Austragsbestimmende Faktoren

Bei vielen Schadstoffen bildet sich im Boden ein Gleichgewicht zwischen gelösten und in mobilisierbarer Form adsorbierten Schadstoffanteilen aus. Lage und Reversibilität dieser Gleichgewichte werden von den jeweiligen Stoff- und Bodeneigenschaften bestimmt.

Die Boden- und Stoffeigenschaften beeinflussen die Mobilität bzw. Mobilisierbarkeit anorganischer Stoffe und damit die Pflanzenaufnahme bzw. den Sickerwasseraustrag. Die wichtigsten Parameter sind Bindungsform und Gehalt des Stoffes im Boden sowie pH-Wert, Redoxpotenzial, die Gehalte an organischer Substanz und organischen Säuren, Eisen- und Manganoxiden und Ton, ferner auch Temperatur und Salzgehalt im Boden (BANNICK et al. 2001, KNOCHE 1996, SAUERBECK 1989). Die Einflussfaktoren sind in der Regel nicht konstant, z.B. variieren sie im zeitlichen Verlauf (z.B. im Jahresgang). Als wesentliche Einflussgrößen für den Übergang von Schwermetallen in Pflanzen sind pH-Wert und der Gehalt an organischer Substanz anzusehen (KNOCHE 1996). Diese Faktorenkonstellation beeinflusst auch maßgeblich die Höhe des Sickerwasseraustrags von Schadstoffen (BIELERT et al. 1999, WILCKE & DÖHLER 1995, DURNER 2001). Dazu kommt die Sickerwasserrate als prägender Einflussfaktor. Weitere wesentliche Faktoren für Austräge von anorganischen Schadstoffen über die Ernte sind die Pflanzenart und das Ertragsniveau (BANNICK et al. 2001).

Grundsätzlich wird die Mobilität von Schwermetallen vom Umfang der im Boden zur Verfügung stehenden Bindungsplätze und der Ionenzusammensetzung der Bodenlösung bestimmt. Mit dem Sickerwasser werden Schadstoffe ausgetragen bzw. Pflanzen nehmen aus der Bodenlösung Metalle auf, die als Ionen oder metallorganische Komplexe verfügbar sind. Die Menge der in der Bodenlösung befindlichen und somit ökologisch wirksamen Schwermetalle steht im Gleichgewicht mit den Schwermetallfraktionen der festen Bodenbestandteile. Durch Adsorptions- und Desorptionsvorgänge sowie durch Komplexbildung bzw. Dekomplexierung der Metalle durch anorganische und organische Bodenbestandteile wird eine Gleichgewichtseinstellung erreicht (KNOCHE 1996, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

Der Übergang von Stoffen vom Boden in die Pflanze wird häufig mit Transferfaktoren (TF) beschrieben. Diese werden als Quotienten aus dem königswasserlöslichen Gehalt an Schadstoffen in der Pflanzensubstanz und dem dazugehörigen Bodenmaterial angegeben. Anhand des Transferfaktors kann man z.B. erkennen, ob eine bestimmte Pflanzenart ein Element bevorzugt aufnimmt und gegenüber dem Boden anreichert ($TF > 1$) oder ob sie es nur in vergleichsweise geringem Umfang aufnimmt ($TF < 1$). Transferfaktoren für den Pflanzenentzug schwanken meist in relativ weiten Bereichen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, SCHALLER & DIEZ 1991). Ursächlich dafür ist die Vielfalt der Boden- und Pflanzeigenschaften, von denen die Schadstoffmobilität und die Pflanzenaufnahme abhängen. In der Bilanzierung werden keine Transferfaktoren, sondern mittlere Stoffgehalte in Pflanzen, zur Quantifizierung des Ernteentzugs eingesetzt (vgl. Kap. D 2.7).

D 2.3 Statistische Auswertungen zur Untersuchung der Abhängigkeit des Stofftransfers von Einflussfaktoren

Um bei der Bilanzierung wesentliche Einflussfaktoren für den Austrag von Schadstoffen zu berücksichtigen, wird der Einfluss von ausgewählten Faktoren im Rahmen von statistischen Auswertungen untersucht. In Abhängigkeit der Datenlage erfolgt dies für den Transfer Boden – Pflanze für landwirtschaftlich genutzte Böden und für den Transfer Boden – Sickerwasser für forstlich genutzte Böden. Eine Auswertung des Sickerwasseraustrags für landwirtschaftlich genutzte Böden ist aufgrund der Datenlage nicht möglich. Das Ziel der statistischen Auswertungen vorliegender Daten besteht darin, prägende Einflussfaktoren für den Austrag von Schadstoffen aus dem Boden über Ernte und Sickerwasser zu identifizieren.

Exkurs – Vorabinformationen zur statistischen Auswertung

Grundsätzlich ist zu erwarten, dass der Austrag von Stoffen über Ernte und Sickerwasser von einer Kombination von Einflussfaktoren bestimmt wird (z.B. Schadstoffgehalt im Boden, pH-Wert, Humusgehalt) (KNOCHE 1996). Derartige Abhängigkeiten lassen sich statistisch mit Hilfe von multifaktoriellen Regressionsanalysen untersuchen und mit Regressionsgleichungen beschreiben. Zur Überprüfung des zusammenwirkenden Einflusses von Bodengehalt, pH-Wert und Humusgehalt werden daher in Anlehnung an das Vorgehen von KNOCHE (1996) lineare Mehrfachregressionen anhand log-transformierter Daten berechnet (Kap. DD 2.4). Als Grundlagen für die Auswertungen stehen Daten zum Ernteentzug für landwirtschaftlich genutzte Böden und zum Sickerwasseraustrag unter Wald zur Verfügung.

Eine sinnvolle **Anwendung von Regressionsfunktionen** zur Prognose von Austragsfrachten erfordert

- a) die Kenntnis der Eingangsparameter für die Regressionsfunktion für jede betrachtete Raumeinheit (z.B. Bodengehalt, pH-Wert, Humusgehalt) sowie
- b) einen statistisch signifikanten Zusammenhang, der auf Basis einer ausreichenden Anzahl von Messdaten belegt werden kann.

Es ist zu berücksichtigen, dass die erste Voraussetzung im vorliegenden deutschlandweiten Bilanzmodell mit typisierten Raumeinheiten nicht vollständig erfüllt ist, da nicht alle Einflussgrößen für die typisierten Raumeinheiten vorliegen bzw. angenommen werden können (z.B. Boden-pH-Wert).

In der Auswertung zeigte sich sowohl für den Ernteentzug als auch für den Sickerwasseraustrag (unter Wald), dass die Ergebnisse der multifaktoriellen Regressionsanalysen im Rahmen einer bundesweiten Bilanzierung keine sinnvollen Anwendungen ermöglichen, da die Regressionskoeffizienten für Bodengehalt, Boden-pH und C_{org} oftmals nicht signifikant sind. Bei getrennter Untersuchung bestimmter Teilmengen werden teilweise höhere Bestimmtheitsmaße erreicht. Beispielsweise zeigt sich in bestimmten Fallgestaltungen unter Wald z.B. bei Sickerwassermengen > 200 mm/a für den Parameter Cadmium der pH-Wert und C_{org} mit signifikantem Einfluss für die Konzentration im Sickerwasser. Soweit es möglich ist, werden diese Zusammenhänge bei der Ermittlung mittlerer Austragsfrachten berücksichtigt; z.B. werden entsprechende Standorteigenschaften über eine differenzierte Auswertung von Laub-/ Mischwald und Nadelwald identifiziert.

Zielführend für die Entwicklung des Bilanzmodells auf Seiten der Austräge ist eine **Identifizierung von prägenden Einflussfaktoren** für den Austrag von Schadstoffen aus dem Boden über Ernte und Sickerwasser über deskriptive statistische Verteilungsanalysen. Als ‚prägend‘ werden hier Faktoren angesehen, die bereits alleinstehend deutlich unterschiedliche Austragsfrachten verursachen bzw. eine Differenzierung der Raumeinheitenmerkmale ermöglichen.

D 2.3.1 Transfer Boden – Pflanze unter landwirtschaftlicher Nutzung

Datengrundlage für die Auswertungen zum Schwermetalltransfer Boden – Pflanze ist eine für dieses Projekt erstellte Datenbank (Ernte-Projektdatebank), die zum größten Teil Daten der TRANSFER-Datenbank vom Umweltbundesamt (Stand: 05/2004) enthält und mit Werten aus der Literatur (LIEBE et al. 1997) ergänzt wurde. Sie bietet somit eine umfangreiche Datengrundlage, um Annahmen zum Mobilitätsverhalten von Schadstoffen zu prüfen.

Die TRANSFER-Datenbank enthält ca. 320.000 Datenpaare Boden/Pflanze. Insgesamt liegen Daten für ca. 70 Pflanzenarten bzw. -teile vor. Die TRANSFER-Datenbank wurde mit dem Ziel der Datenbereitstellung für die Ableitung von Prüfwerten der BBodSchV erstellt und enthält Daten von Bodenstandorten, die dem Einfluss bestimmter Belastungsquellen ausgesetzt waren (Überschwemmung, Immission, Klärschlammaufbringung, geogene Belastung). Um in der statistischen Auswertung zur Untersuchung des Ernteentzugs ausschließlich ubiquitär belastete Böden zu berücksichtigen, werden aus der TRANSFER-Datenbank ausschließlich Datenpaare genutzt, deren Schadstoffgehalt im Boden unterhalb der Vorsorgewerte für die Bodenart Lehm/Schluff liegen¹. Damit wird weitgehend gewährleistet, dass Pflanzenproben ‚unbelasteter‘ Standorte als Datengrundlage der statistischen Auswertungen zum Pflanzenentzug dienen. Eine Unterscheidung zwischen den Bodenarten und Berücksichtigung unterschiedlicher Vorsorgewerte für Ton- Lehm/Schluff- und Sandböden ist aufgrund fehlender Informationen in der Datenbank nicht möglich. Bei der Auswertung ist zu berücksichtigen, dass Böden stets in einem gewissen Maße einem Nutzungs- und Immissionseinflüssen ausgesetzt sind und in Deutschland keine anthropogen völlig unbeeinflussten Böden vorliegen.

Die Ergebnisse der Auswertung von TRANSFER-Daten für die betrachtete Fragestellung sind demnach in Abhängigkeit von der Datenanzahl und -grundlage als repräsentativ für Böden ohne intensiv ausgeprägte stofflichen Belastungen anzusehen. Als Teilfragestellung wird weitergehend geprüft, ob sich der Einfluss unterschiedlicher Eintragsquellen bei Schadstoffgehalten unterhalb der Vorsorgewerte auf den Transfer Boden – Pflanze auswirkt (vgl. Kap. D 2.4.8).

Zur Ergänzung der Datenbasis für eine statistische Auswertung werden quantitative Informationen zum Transfer Boden – Pflanze in Form von Einzelwerten aus der Fachliteratur entnommen und in die Projektdatebank integriert (LIEBE et al. 1997 für Weizen, Grünkohl und Grünlandaufwuchs). Dabei wurden ausschließlich Untersuchungsergebnisse von Böden mit Schadstoffgehalten unterhalb der Vorsorgewerte nach BBodSchV ergänzt. Zum Vergleich sind in der Ernte-Projektdatebank schließlich noch Daten aus der Literatur (Mittelwerte, Mediane, Spannweiten) enthalten.

Die statistische Auswertung der Einzelmesswerte umfasst zunächst eine vorbereitende Untersuchung des Einflusses verschiedener Faktoren auf den Transfer Boden – Pflanze, die zur Entscheidungsfindung bei der anschließenden Ermittlung von mittleren Pflanzengehalten dient. Datenpaare Boden/Pflanze, deren Bodengehalte sich auf mobile Schadstofffraktionen beziehen (z.B. Ammoniumnitratextrakt), werden dafür herangezogen, belastete Standorte mit Prüfwertüberschreitung für den Wirkungspfad Boden – Pflanze auszuklammern. Für anorganische Stoffe, für die in der BBodSchV keine Vorsorgewerte vorliegen, werden die in Tab. D 1 genannten Werte zur Abgrenzung belasteter Böden herangezogen.

¹ Zudem werden nicht plausible Datensammlungen (Studie 27) und Standorte, auf denen die Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden – Pflanze im Ammoniumnitratextrakt überschritten sind, aus der Auswertung ausgeschlossen. Ammoniumnitratextrakt-Daten liegen nur im Einzelfall vor.

Tab. D 1: Bewertungsmaßstäbe für Gehalte anorganischer Schadstoffe im Boden für den Ausschluss belasteter Böden aus der statistischen Auswertung

Stoff	Wert [mg/kg TS]	Quelle
Cadmium	1	Vorsorgewert Bodenart Lehm/Schluff nach BBodSchV (1999)
Blei	70	
Chrom	60	
Kupfer	40	
Quecksilber	0,5	
Nickel	50	
Zink	150	
Thallium	0,8	UBA (unveröffentlicht) Bodenart Lehm/Schluff
Arsen	15	BACHMANN et al. (1997) Bodenart Lehm/Schluff
Antimon	1	Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für Schadstoffe in Böden – Schutzgut Mensch – Multifunktionale Nutzungsmöglichkeit (Bodenwert I: Hintergrundwert) nach EIKMANN & KLOKE (1993).
Kobalt	30	
Molybdän	5	
Selen	1	
Zinn	50	
Bor	25	
Fluorid	200	
Cyanide	5	

Die statistische Auswertung zur Identifizierung prägender Einflussfaktoren für den Ernteentzug wird beispielhaft anhand der Schwermetalle Blei und Cadmium durchgeführt. Gründe für diese Auswahl sind zum einen eine ausreichende Anzahl an Datenpaaren zu verschiedenen Pflanzenteilen; zum anderen repräsentieren die Parameter Blei und Cadmium bezüglich ihres Mobilitätsverhaltens unterschiedliche Eigenschaften von Schwermetallen.

Das unterschiedliche Aufnahmeverhalten verschiedener Pflanzenarten erfordert dabei eine nach Pflanzenarten bzw. -teilen differenzierte Auswertung. In Abhängigkeit vom Umfang vorhandener Datenpaare wurden 13 Pflanzenarten bzw. -teile ausgewählt (vgl. Tab. D 2), an deren Beispiel Abhängigkeiten des Pflanzengehaltes bzw. des Stofftransfers vom Einfluss unterschiedlicher Belastungsquellen, vom Gehalt im Boden und von unterschiedlichen Bodeneigenschaften untersucht werden.

Bei der Auswertung werden die folgenden Einflussfaktoren berücksichtigt:

Verschiedene Aufschlussmethoden bei Bodenanalysen erfassen unterschiedliche Schadstoff-Bindungsformen im Boden (vgl. Kap. D 2.4.3). Sofern in ausreichendem Umfang Daten zu königswasserlöslichen Bodengehalten vorliegen, werden ausschließlich diese für die Auswertung genutzt.

Der Versuchsaufbau und die Vorbehandlungsmethode der Pflanzenproben kann die Vergleichbarkeit der vorliegenden Daten einschränken. Um dies zu prüfen, werden die Werteverteilungen für die ausgewählten Pflanzen untersucht. Die Daten werden dabei, sofern ausreichend Angaben vorliegen, zusätzlich nach Belastungsquellen differenziert, so dass der Einfluss von Klär-

schlammaufträgen, Immissionen und geogenen Belastungen auf Pflanzengehalte und Transferfaktoren untersucht werden kann. Die Ergebnisse dieser Auswertungen werden in Kapitel D 2.4 dargestellt.

Für die Untersuchung der Abhängigkeiten des Stoffaustrags mit der Ernte vom königswasserlöslichen Stoffgehalt im Boden und von verschiedenen Bodeneigenschaften werden aufgrund der zuvor gewonnenen Erkenntnisse möglichst nur ungewaschene Pflanzenproben, die von Standorten ohne Hinweise auf spezielle Belastungen stammen, ausgewählt, um eine potenzielle Überlagerung durch unterschiedliche Vorbehandlung und den Einfluss bestimmter Belastungsquellen zu vermeiden.

Tab. D 2: Auswahl von Pflanzen(-teilen) und Datenumfang für die Untersuchung der Abhängigkeit des Stofftransfers von Gehalt im Boden, bestimmten Belastungsquellen und verschiedenen Bodeneigenschaften

Pflanze	Anzahl Datenpaare Stoffgehalt Boden/Pflanze	
	Cd	Pb
Gerste Korn	459	312
Grünkohl	14.746	6.988
Grünland Mischprobe	491	346
Kartoffel Knolle	179	178
Mais Blatt	74	83
Mais Kolben	42	47
Mais oberird. Aufwuchs	118	60
Möhre Rübe	217	106
Raps	75	112
Roggen Korn	75	68
Roggen Stroh	560	572
Winterweizen Korn	127	93
Winterweizen Stroh	85	81

Die Untersuchung des Einflusses vom Bodengehalt auf den Pflanzengehalt erfolgt mit Hilfe von Streudiagrammen und Korrelationsanalysen. Da sich bei kleinem Stichprobenumfang, enthaltenen Ausreißern und nicht normal verteilten Grundgesamtheiten nach SACHS (2002) ausschließlich nichtparametrische Verfahren für eine exakte Prüfung von Abhängigkeiten zwischen Variablen eignen, wird der Rangkorrelationskoeffizient r nach SPEARMAN bestimmt und ein zweiseitiger Signifikanztest durchgeführt. Da der Spearman'sche Rangkorrelationskoeffizient Zusammenhänge von zweidimensionalen Stichproben beliebiger stetiger Verteilung, d.h. auch nicht-lineare statistische Abhängigkeiten anzeigt, werden untransformierte Daten verrechnet. Auf die gleiche Weise werden Abhängigkeiten von pH-Wert bzw. Humusgehalt der Böden und Pflanzengehalten bzw. Transferfaktoren untersucht. Die Werteverteilungen von Pflanzengehalten bzw. von Transferfaktoren, die Bodeneigenschaften zuzuordnen sind, die als Ausprägungen kategorialer Variablen in der Datenbank enthalten sind (z.B. Bodenart und Bodentyp), werden vergleichend gegenübergestellt.

Zusätzlich zur Betrachtung einzelner Faktoren werden Verteilungsanalysen für verschiedene pH-Wert- / Humusgehalts-Klassen von Böden durchgeführt. Weitergehend werden zur Überprüfung des zusammenwirkenden Einflusses von Bodengehalt, pH-Wert und Humusgehalt wie in KNOCHE (1996) lineare Mehrfachregressionen anhand log-transformierter Daten berechnet. Da sich mit zunehmendem Differenzierungsgrad (z.B. nach Pflanze, Bodenreaktion und Humusgehalt) der Datenumfang zunehmend verringert, reicht dieser nur bei wenigen Pflanzen(-teilen) für eine entsprechende Untersuchung aus.

Für die Berücksichtigung des Ernteentzugs anorganischer Schadstoffe bei der Bilanzierung werden Kenngrößen für mittlere Schadstoffgehalte in verschiedenen Pflanzen nach SCHNUG et al. (2006) verwendet. Diese werden ergänzt durch 50. und 90. Perzentile für ausgewählte Daten der TRANSFER-Datenbank sowie durch geeignete Literaturwerte. Durch Verrechnung der Mediane mit raumeinheitenspezifischen Erntemengen ergeben sich die Austragsfrachten für die Bilanz (vgl. Kap. B).

D 2.3.2 Transfer Boden – Sickerwasser unter forstwirtschaftlicher Nutzung

Grundlage für die Auswertungen zur Untersuchung von Abhängigkeiten des Schadstoffaustrags über das Bodensickerwasser von Einflussfaktoren ist die Level-II-Datenbank der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft (BFH) (Stand 5/2004). Damit beziehen sich die Ergebnisse auf Bodenverhältnisse unter forstlicher Bewirtschaftung. Eine Auswertung des Sickerwasseraustrags auf landwirtschaftlich genutzten Böden ist aufgrund der Datenlage nicht möglich. In der Datenbank werden die bundesweit im Rahmen des Level-II-Programms zur Umweltkontrolle im Wald erhobenen Daten zusammengeführt. Das Programm ist Teil des forstlichen Umweltmonitorings in Deutschland, das Bestandteil des ICP Forests (Internationales kooperatives Programm zum Schutz der Wälder), eines UNECE-Programms unter der Genfer Luftreinhaltekonvention (1979) ist. Die Zuständigkeit für das Monitoring liegt bei den Bundesländern. Ziel des Level-II-Programms ist die Erfassung des aktuellen Zustands und der Entwicklung des Ökosystems Wald unter dem Einfluss natürlicher und anthropogener Umweltveränderungen.

Zur verpflichtenden Datenerhebung auf den insgesamt 82 Level-II-Flächen gehören kontinuierliche Analysen von Stoffkonzentrationen im Sickerwasser. Ziel ist die Beobachtung von kurz- und mittelfristigen Veränderungen der Bodenlösung und die Ermittlung von Austragsraten mit dem Sickerwasser (BMELF 1997). Zum Teil unterscheidet sich die Probenahmetechnik auf den Level-II-Flächen (vgl. Tab. D 3). Um die Vergleichbarkeit der Messwerte zu gewährleisten, werden für die Datenauswertung ausschließlich Messergebnisse aus Probenahmen mit tensionsgesteuerten Saugkerzen/-platten verwendet (vgl. Kap. D 2.6.6).

Die Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer, Zink, Nickel und Quecksilber sind Bestandteil der optionalen Humus- und Mineralbodenanalysen (Festphase) und mit Ausnahme von Quecksilber auch der optionalen Sickerwasseranalysen des Level-II-Programms. In der vorliegenden Datenbank fehlen zum Teil die kontinuierlich erhobenen Parameter, d.h. auch die Sickerwasseranalysen (3 Flächen in Hamburg, 1 Fläche in Niedersachsen, 5 Flächen in Baden-Württemberg, 9 Flächen in Thüringen). Für die 22 Level-II-Flächen in Bayern sowie für die zwei Flächen in Sachsen-Anhalt liegen ausschließlich Daten zu Sickerwasserkonzentrationen von Eisen und Mangan vor. Für die statistischen Auswertungen in diesem Projekt stehen somit Daten zu Sickerwasserkonzentrationen für Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Zink und Nickel an bis zu 49 Level-II-Flächen zur Verfügung (vgl. Tab. D 3).

Tab. D 3: Anzahl von Level-II-Flächen mit Sickerwasseranalysen

Bundesland	Anzahl Flächen	Anzahl Flächen mit Daten aus Bodenwasseruntersuchungen	Anzahl Flächen mit Schwermetallanalytik (Cd, Pb, Cr, Cu, Ni, Zn) im Bodenwasser	Messzeitraum (i.d.R. vierzehntägige Beprobung)	Tiefen der Bodenwasserbeprobung [m]*	Probenahmetechnik Mineralboden**
Schleswig-Holstein	1	1	1	3 a (96 – 98)	0 u. 0,05 u. 0,12 u. 0,5 u. 1,2 u. 4	Nullspannungslysimeter
Hamburg	3	0	0	k.A.	k.A.	k.A.
Niedersachsen	8	7	7	6 a (97 – 02)	0 o. 0,2 u. 0,6 o. 0,8 o. 0,9 o. 1 o. 1,5 o. 2,5	tensionsgesteuerte Saugkerzen/-platten
Bremen	0	0	0	k.A.	k.A.	k.A.
Nordrhein-Westfalen	7	4	4	2 a (02 – 03)	0,2 o. 0,25 u. 0,4 o. 0,45 u. 0,6 u. 0,9 o. 0,95	tensionsgesteuerte Saugkerzen/-platten
Hessen	7	7	7	5 a (98 – 02)	0,2 u. 0,6 (1 Fläche) u. 1	tensionsgesteuerte Saugkerzen/-platten
Rheinland-Pfalz	7	7	7	11 a (92 – 02)	0,1 u. 0,6 u. 1,15 (1 Fläche)	tensionsgesteuerte Saugkerzen/-platten
Baden-Württemberg	10	5	5	6 a (97 – 02)	0,15 o. 0,2 u. 0,3 u. 0,6 o. 0,8 u. 1,2 (1 Fläche) u. 1,8 (1 Fläche)	tensionsgesteuerte Saugkerzen/-platten
Bayern	22	22	0 (nur Fe, Mn)	k.A.		tensionsgesteuerte Saugkerzen/-platten
Saarland	1	1	1	1 a (02)	0,1 u. 0,25 u. 1	tensionsgesteuerte Saugkerzen/-platten
Berlin	3	3	3	6 a (97 – 02)	0,5 u. 2	tensionsgesteuerte Saugkerzen/-platten
Brandenburg	6	6	6	4 a (98 – 02)	0 u. 0,15 u. 0,7 u. 2,25	tensionsgesteuerte Saugkerzen/-platten
Mecklenburg-Vorpommern	2	2	2	7 a (96 – 02)	0,2 u. 0,4 u. 0,8 u. 1,6	tensionsgesteuerte Saugkerzen/-platten
Sachsen	6	6	6	2 a (95 – 96)	0 u. 0,2 u. 0,6 u. 1	tensionsgesteuerte Saugkerzen/-platten
Sachsen-Anhalt	2	2	0 (nur Fe, Mn)	5 a (98 – 02)		tensionsgesteuerte Saugkerzen/-platten und Nullspannungslysimeter
Thüringen	8	0	0	5 a (96 – 00)		tensionsgesteuerte Saugkerzen/-platten
Summe	94	82	49			

* mit Analyseergebnissen für Cd, Pb, Cr, Cu, Ni oder Zn im Bodenwasser

** in 0 cm Tiefe (unmittelbar unterhalb der Humusaufgabe) werden i.d.R. Nullspannungsmeter verwendet; Ausnahme Brandenburg: Tensionsgesteuerte Saugkerzen/-platten

Tab. D 4: Anzahl von Level-II-Flächen auf Böden verschiedener Ausgangsgesteine

	Gesteinseinheit der Bodenübersichtskarte 1:1.000.000	Fläche [km²]	Gesteinseinheit im Level-II-Programm	Anzahl Level-II-Flächen mit Saugkerzen in 0 bis 25 cm Tiefe
Festgesteine	Tongesteine	42.358	Verwitterungslehme / Decklehme über "Ton"	0
	Sandsteine	31.811	Verwitterungslehme / Decklehme über "Quarz"	9
	Karbonatgesteine	28.039	nicht vorhanden	0
	Saure Magmatite / Metamorphite	19.309	intermediäre u. saure Magmatite / Metamorphite	5
	Basische Magmatite / Metamorphite	4.177	basische Magmatite / Metamorphite	3
	Bimstufe	288	nicht vorhanden	0
Lockergesteine	Sande	64.774	arme (pleistozäne) Sande	9
	Lösse	56.422	umgelagerte kalkfreie Lockersedimente, karbonatfreie Lockersedimente, karbonathaltige Lockersedimente	5
	Sandlöss	4.717		
	Geschiebelehm und -mergel	31.624		
	Geschiebelehm/-mergel mit sandiger Deckschicht	8.107		
	Terrassen- und Flussablagerungen	9.953		
	Auensedimente	23.001		
	Moore	17.728		
	Sedimente im Gezeitenbereich	5.746		

Organische Schadstoffe im Sickerwasser werden im Level-II-Programm nicht verpflichtend erhoben. In der vorliegenden Datenbank sind keine Informationen für organische Schadstoffe im Sickerwasser enthalten.

Hinsichtlich der Aufschluss- und Analyseverfahren waren lange verschiedene Methoden anwendbar. Verwendet wurden für die Bestimmung von Schwermetallgehalten in Humus- und Mineralbodenproben der Königswasseraufschluss, der Salpetersäureaufschluss oder ein Totalaufschluss mit Flusssäure (BML 2000). Mit der aktuellen Auflage des ICP FORESTS' MANUAL (2003) liegen einheitliche Vorgaben zu Probenahme und Analytik an Waldstandorten vor. Inwieweit diese Vorgaben bei der Erhebung der vorliegenden Daten zugrunde liegen, kann im Rahmen dieses Vorhabens nicht überprüft werden.

Die Standorte der Level-II-Dauerbeobachtungsflächen repräsentieren die wichtigsten Waldökosysteme, Baumarten und Wachstumsbedingungen in Deutschland (BMELF 1997). Sie sind gezielt an Standorten mit typisch verbreiteten Waldökosystemen oder Wachstumsbedingungen eingerichtet worden, zum Teil wurden bereits vorhandene Messstellen genutzt (HUSCHEK &

KRENGEL 2004). Zur Beurteilung der Repräsentanz der ausgewerteten Level-II-Daten sind die im Datenkollektiv vertretenen Standorteigenschaften zu berücksichtigen (vgl. Tab. D 4).

Wie beim Ernteentzug (vgl. Kap. D 2.3.1) werden auch bei dieser Datenauswertung ausschließlich Versuchsflächen berücksichtigt, deren Böden ‚nicht belastet‘ sind, d.h. Flächen, die im Oberboden für den jeweils betrachteten Schadstoff keine Überschreitung der Vorsorgewerte nach BBodSchV aufweisen². Zudem beschränkt sich die Datenauswertung auf Sickerwasserproben aus dem Mineralboden. Angaben zum Sickerwasser, die sich auf einen Austrag aus der Humusaufgabe beziehen, werden nicht berücksichtigt, da ein Austrag aus der Humusaufgabe als Eintrag in den mineralischen Oberboden zu werten ist.

Die statistische Datenauswertung mit dem Ziel der Untersuchung von Abhängigkeiten der Stoffauswaschung unter Wald von Einflussfaktoren wurde in zwei Arbeitsschritten durchgeführt:

Schritt 1: *Orientierende Auswertung aller Level-II-Daten über Sickerwasserkonzentrationen für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink*

Zunächst werden die Boden- und Sickerwasserdaten aus dem Level-II-Programm deskriptiv statistisch untersucht, um sie auf Plausibilität und Vergleichbarkeit zu prüfen. Dabei zeigt sich, dass es sich bei den Sickerwasserdaten aus Nordrhein-Westfalen in der vorliegenden Level-II-Datenbank um gemittelte und gerundete Werte handelt (Monatsmittelwerte). Daher wurden von den zuständigen Landesbehörden die Originaldaten der Messjahre 2002 und 2003 aus dem Level-II-Programm bzw. der Bodendauerbeobachtung bereitgestellt und für die Auswertung verwendet (LÖBF NRW 2005, LUA NRW 2005).

Die Anzahl vorliegender Messwerte zu Sickerwasserkonzentrationen ist für die einzelnen Versuchsflächen und auch für die einzelnen Beprobungstiefen jeweils unterschiedlich. Beispielsweise stehen 1.824 untersuchten Sickerwasserproben von Fläche 701 in Rheinland-Pfalz nur fünf Sickerwasserproben für Fläche 1402 in Sachsen gegenüber. Um die gemessenen Austragsbedingungen von Standorten mit hoher Messwertanzahl bei der Berechnung statistischer Kenngrößen nicht stärker zu gewichten als jene von Standorten mit wenigen Messwerten, werden zunächst standortspezifische Medianwerte für die gemessenen Sickerwasserkonzentrationen berechnet.

Bei den Sickerwasserkonzentrationen sind in Bodentiefen bis 2,5 m je nach Schadstoff mehr oder minder ausgeprägte bundeslandspezifische Unterschiede zu erkennen (vgl. Abb. D 2):

- z.B. vergleichsweise hohe Bleikonzentrationen in Baden-Württemberg (BW), Brandenburg (BB) und Mecklenburg-Vorpommern (MV),
- vergleichsweise hohe Zinkkonzentrationen in Berlin (BE), Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen (SN) sowie

vergleichsweise geringe Cadmium- und Zinkkonzentrationen in Hessen (HE).

² Für Flächen in Rheinland-Pfalz (7), Baden-Württemberg (4) und Sachsen (6) liegen keine Daten zu Schwermetallgehalten im Boden vor. Recherchen nach ergänzenden Informationen führen zu der Annahme, dass diese Flächen charakteristische Bedingungen in den Ländern repräsentieren und keine punktuellen Bodenbelastungen vorliegen (<http://www.uni-kl.de/FVA/>; <http://www.fva-bw.de/>; BMELF 1997). Daher werden die Flächen in die Datenauswertung einbezogen.

Die genannten Unterschiede für die einzelnen Bundesländer zeigen sich auch dann, wenn Durchschnittswerte (Mediane) für die oberen Bodenhorizonte zwischen 0 bis 25 cm Bodentiefe ermittelt werden (vgl. Abb. D 3).

An dieser Stelle ergibt sich die Frage, welche Beprobungstiefen bei der Datenauswertung zur Untersuchung von Abhängigkeiten und schließlich zur Ermittlung mittlerer Sickerwasserkonzentrationen verwendet werden sollten. Bei versauerten Waldstandorten ist ein Konzentrationsanstieg vor allem der durch geringe pH-Werte mobilisierten Schwermetalle Cadmium und Zink in der Bodenlösung der oberen Bodenhorizonte zu erwarten.

Vergleichende Betrachtungen von mittleren Stoffkonzentrationen aus a) den gesamten Bodenprofilen und b) dem ‚Oberboden‘ (0 bis 25 cm Tiefe) ergeben unterschiedliche Tendenzen: für den Parameter Blei sind die Medianwerte der Oberböden zum Teil höher als die gemessenen Konzentrationen über die Gesamttiefe; dies trifft jedoch nicht bei allen Versuchsflächen zu (vgl. Abb. D 4 und Abb. D 5). Für Cadmium ergibt sich eine gegenläufige Darstellung. Bei beiden Parametern überwiegen die Unterschiede zwischen den Versuchsflächen gegenüber tiefenabhängigen Unterschieden.

Um die größtmögliche Anzahl von Level-II-Flächen in die statistische Auswertung zur Untersuchung von Abhängigkeiten einzubeziehen, werden Messwerte aus Bodentiefen bis 2,5 m verwendet. Die nachfolgende Berechnung von durchschnittlichen Sickerwasserkonzentrationen unter Wald als Grundlage für die Quantifizierung von Frachten erfolgt hingegen auf Basis von Messdaten aus Tiefen bis 25 cm, da diese dem Bilanzraum des Oberbodens entsprechen (vgl. Kap. D 2.8.2).

Schritt 2: *Untersuchung des Einflusses verschiedener Faktoren auf die Schwermetallkonzentration im Sickerwasser am Beispiel von Blei, Cadmium und Kupfer*

Im Rahmen des zweiten Arbeitsschritts der Datenauswertung werden verschiedene Faktoren hinsichtlich ihres Einflusses auf die gemessenen Konzentrationen von Blei, Cadmium und Kupfer im Sickerwasser in Böden unter forstlicher Nutzung untersucht. Betrachtet werden dabei die kategorialen³ Einflussfaktoren Bodenausgangsgestein, Bodenart, Bodentyp und Bewirtschaftungsart (Laub-/Mischwald oder Nadelwald) sowie die metrischen³ Faktoren Sickerwasserrate, Schwermetallgehalt im Boden, Bodenreaktion und C_{org}-Gehalt (vgl. Kap. D 2.4 u. D 2.6).

Bei der Ergebnisbetrachtung zeigte sich, dass Standorte in Gebieten mit einer standortbezogen und über den Messzeitraum gemittelten Sickerwasserrate⁴ von unter 200 mm pro Jahr und der Bodenart Sand vergleichsweise hohe Schwermetallkonzentrationen (Blei, Kupfer, Zink) im Sickerwasser aufweisen. Diese Standorte liegen größtenteils in ostdeutschen Bundesländern (Berlin, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern) (vgl. Kap. D 2.6.1).

³ **Kategorial:** Faktoren, die sich in Kategorien ausprägen (z.B. Kategorien Laub-/Mischwald und Nadelwald).

Metrisch: Faktoren, die sich in metrisch skalierten Werten (z.B. 3,5; 5,9; 55) ausprägen.

⁴ Die Sickerwasserraten im Jahresmittel beziehen sich auf den Bilanzraum unterhalb des Wurzelraums und wurden mit Ausnahme der Standorte in Sachsen über Chloridbilanzen geschätzt (BMVEL 2003) und von der BFH auf Plausibilität geprüft. Die Sickerwasserraten an Standorten in Sachsen (1401 bis 1406) wurden mit den dort gängigen Wasserhaushaltsmodellen geschätzt.

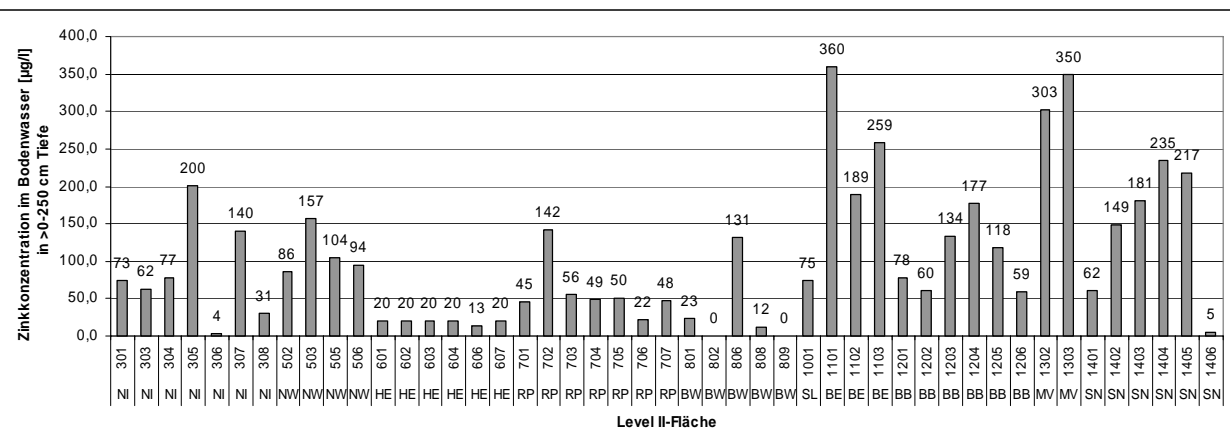
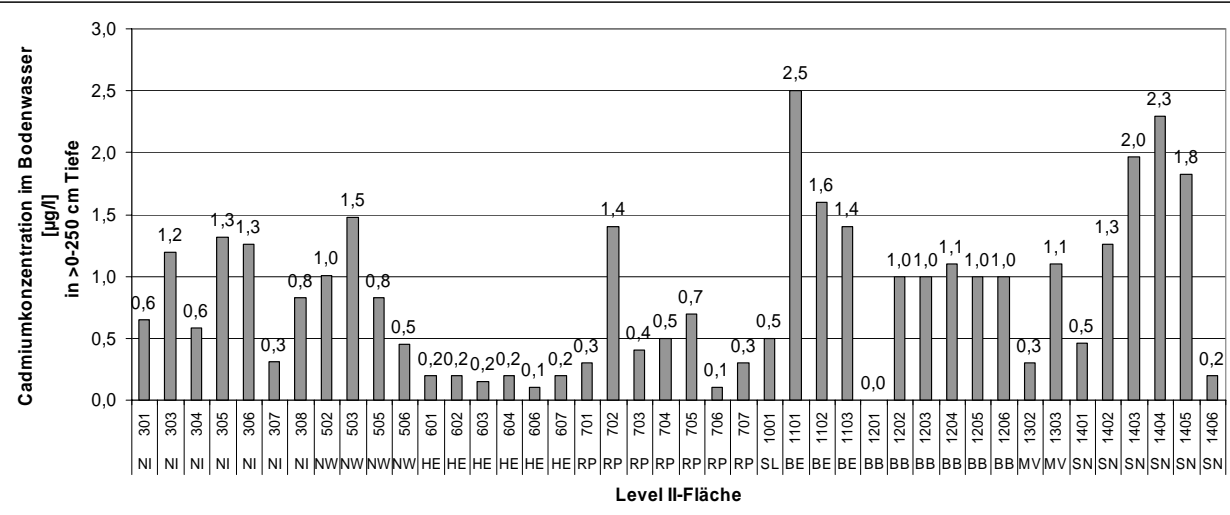
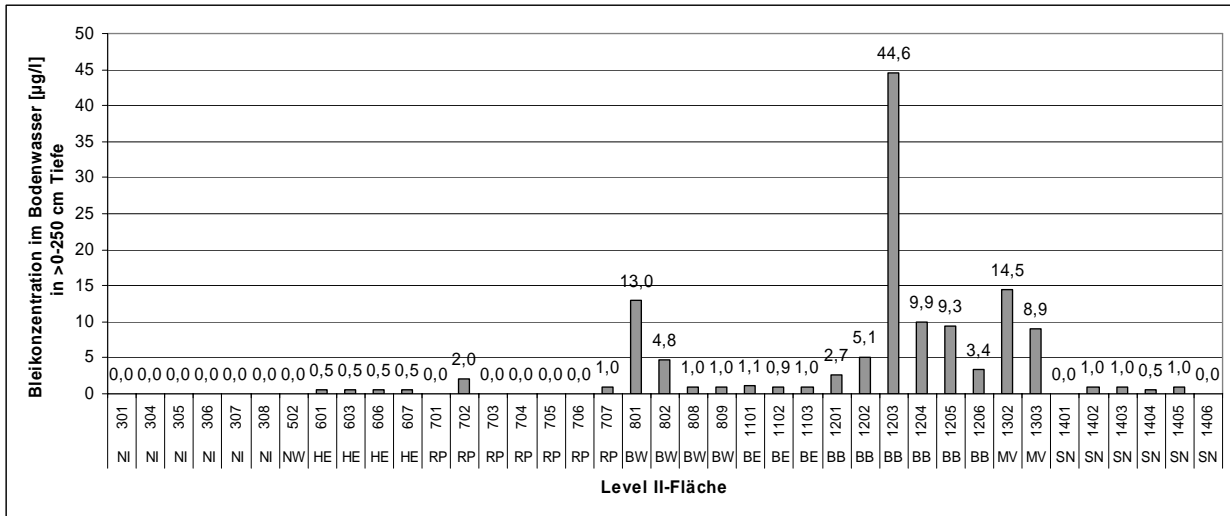
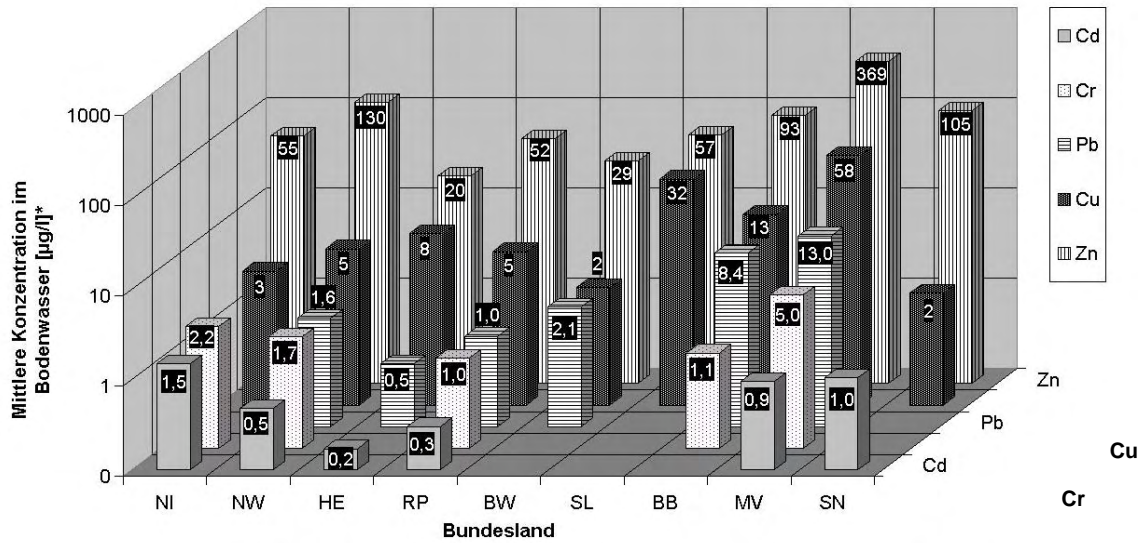


Abb. D 2: Mittlere Elementkonzentrationen im Bodenwasser auf Level-II-Flächen in Bodentiefen von 0,1 bis 2,5 m (ohne Flächen mit Vorsorgewertüberschreitung im Oberboden (standortbezogene Medianwerte über den gesamten Messzeitraum))



* Mediane aus standort- und tiefenbezogenen Medianwerten für gemessene Konzentrationen in >0,0 - 0,25 m Tiefe nicht dargestellt: BB: Cd < BG ; SN: Pb < BG

Abb. D 3: Mittlere Schwermetallkonzentrationen im Bodenwasser von Waldböden in Bodentiefen von 10 bis 25 cm (Level-II-Flächen der Bundesländer ohne Flächen mit Vorsorgewertüberschreitung im Oberboden, bundeslandbezogene Medianwerte über den gesamten Messzeitraum)

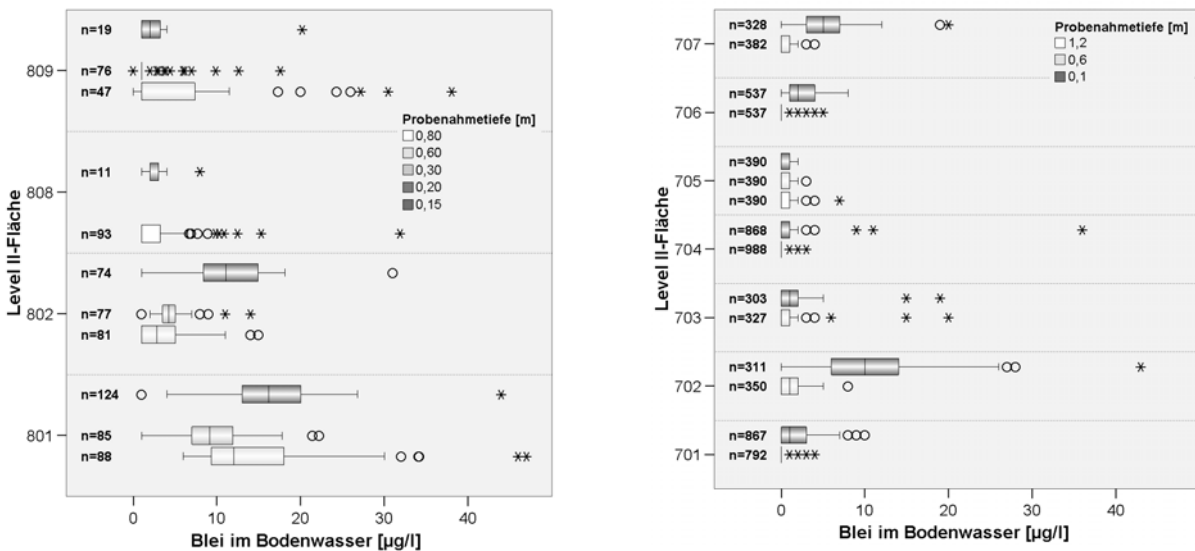


Abb. D 4: Werteverteilungen von Bleikonzentrationen im Sickerwasser von Waldböden an Level-II-Standorten in Baden-Württemberg (links) und Rheinland-Pfalz (rechts)

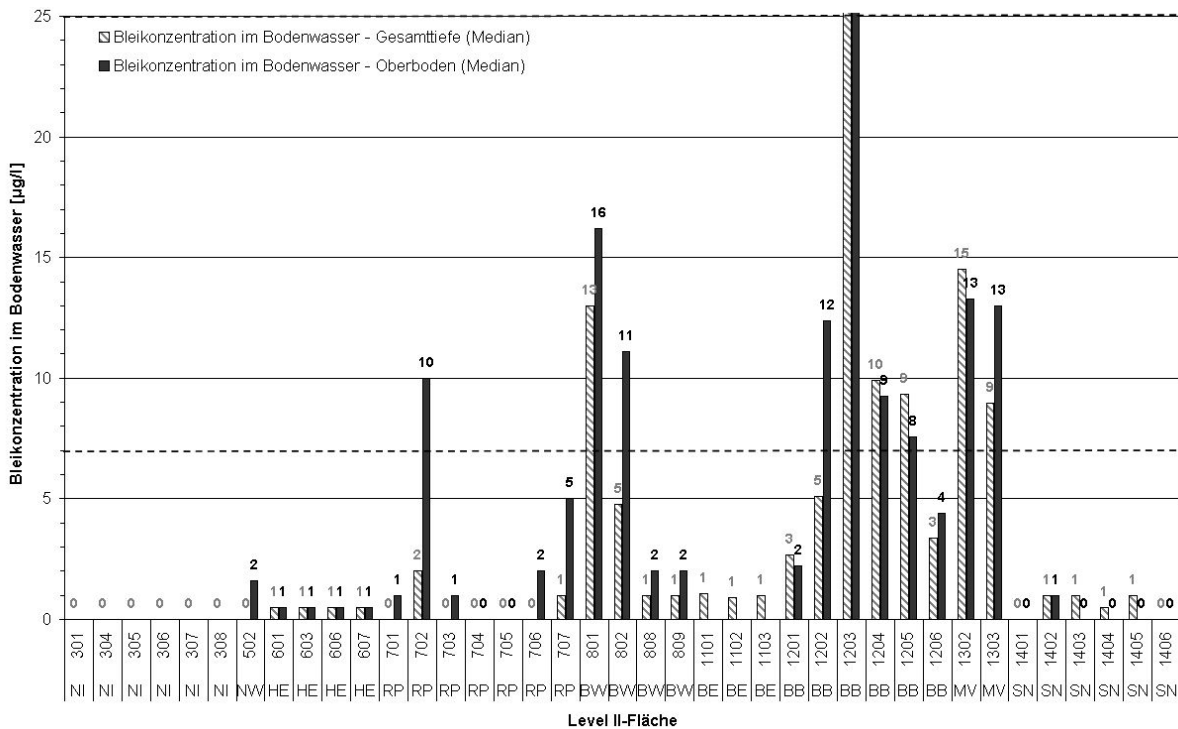


Abb. D 5: Mittlere Bleikonzentrationen im Sickerwasser an Level-II-Standorten ohne Vorsorgewertüberschreitung im Oberboden (Medianwerte über den gesamten Messzeitraum) für unterschiedliche Beprobungstiefen (7 µg/l: Geringfügigkeitsschwellenwert nach LAWA 2004; 25 µg/l: Prüfwert Boden – Grundwasser nach BBodSchV 1999)

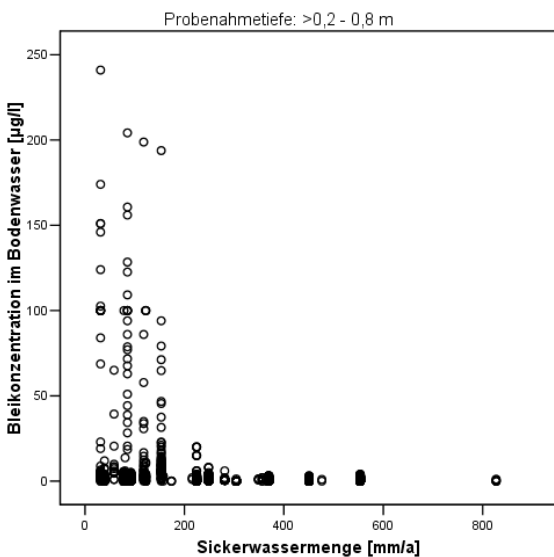


Abb. D 6: Bleikonzentration im Bodenwasser von Waldböden in Abhängigkeit von der Sickerwassermenge. Datengrundlage: Level-II-Datenbank (Standorte ohne Vorsorgewertüberschreitung im Boden, soweit Daten vorh.; tensionsgesteuerte Saugkerzen/-platten)

Um diesen Einfluss zu berücksichtigen, erfolgt eine weitere Datenauswertung, bei der zur Untersuchung weiterer Einflussfaktoren Standorte mit geringen Sickerwasserraten differenziert betrachtet werden.

Die Untersuchung des Einflusses von kategorialen Einflussfaktoren wird mit Hilfe vergleichender Verteilungsanalysen (z.B. mit Perzentilberechnung und Boxplots) vorgenommen. Der Einfluss von metrischen Faktoren auf die Schwermetallkonzentration im Sickerwasser wird anhand von Regressionsanalysen ermittelt. Aufgrund unterschiedlicher Verteilungstypen wurden jeweils Streudiagramme sowohl für natürliche als auch für logarithmierte Daten erstellt. Es wurde jeweils betrachtet, ob die Transformation eine verbesserte Anpassung an eine lineare Regressionsfunktion erbringt.

Um den gemeinsamen Einfluss von Bodeneigenschaften auf die Schwermetallkonzentration im Sickerwasser zu untersuchen, werden zusätzlich lineare Mehrfachregressionsanalysen durchgeführt. Datengrundlage dafür sind gemittelte Werte (Mediane) für die jeweils in einer Tiefe gemessenen Sickerwasserkonzentrationen von Blei und Cadmium an den einzelnen Level-II-Standorten ohne Vorsorgewertüberschreitung. In Abhängigkeit der Beprobungstiefe wurden den mittleren Sickerwasserkonzentrationen jeweils Messergebnisse aus der Bodenuntersuchung am jeweiligen Standort zugeordnet.

Für Böden unter forstlicher Nutzung werden schließlich auf Grundlage der Ergebnisse der beschriebenen Datenauswertung statistische Kenngrößen für Konzentrationen anorganischer Schadstoffe im Sickerwasser (50. und 90. Perzentile) für verschiedene Standorteigenschaften ermittelt. Diese statistischen Kennwerte basieren auf standortspezifischen Medianwerten der in Tiefen bis 25 cm gemessenen Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser. Durch Multiplikation der Konzentrations-Medianwerte mit raumeinheitenspezifischen Sickerwasserraten ergeben sich Austragsfrachten für verschiedene Standorteigenschaften (vgl. Kap. D 2.7.2).

D 2.4 Einfluss von Stoff- und Bodeneigenschaften auf die Schadstoffmobilität

Die Mobilität von Schadstoffen im Boden und damit die Höhe des Schadstoffaustrags über Ernte und Sickerwasser hängen sowohl von den spezifischen Eigenschaften anorganischer Schadstoffe, wie z.B. Löslichkeit, als auch von standortspezifischen Bodeneigenschaften wie z.B. dem pH-Wert ab.

D 2.4.1 Spezifische Stoffeigenschaften

Stoffspezifische Eigenschaften, die für die Mobilität von Bedeutung sind, werden in Tab. D 5 zusammengefasst und für den Transfer Boden – Pflanze detailliert beschrieben.

Tab. D 5: Stoffspezifische Eigenschaften verschiedener anorganischer Schadstoffe (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002^a, KNOCHEN 1996^b; HINTERMAIER-ERHARD & ZECH, 1997^c, LITZ et al. 2004^d; ADRIANO 1986^e)

Element	Grenz-pH-Wert	Transferfaktor Boden – Pflanze	Relative Verfügbarkeit	Pflanzengehalte (TS) [mg/kg]	Gehalte in unbelasteten Böden ^a [mg/kg]	Relevante Stoffeigenschaften für den Transfer Boden – Pflanze
Cadmium	6,5	0,03 – 10 ^{a,b} 1 – 10 ^c	meistens relativ hoch	< 0,1 – 1 ^c 0,05 – 0,4 ^d	0,1 – 0,6	Bei fallendem pH nimmt die Löslichkeit zu und die Adsorption ab. Verfügbarkeit nimmt bereits am Neutralpunkt stark zu. Wird hauptsächlich über die Wurzel aufgenommen.
Zink	6,0 – 5,5	0,03 – 10 ^{a,b} 1 – 10 ^c		15 - 150	10 – 80	Starke Affinität zum Bodenaustauscher. Häufig irreversible Okklusion durch Sesquioxide. Hohe Phosphatgehalte im Boden verringern die Pflanzenverfügbarkeit. Einfluss des Redoxpotentials auf Zn-Konzentrationen in Böden wird kontrovers diskutiert. ^d
Thallium	–	0,03 – 10 ^{a,b} 1 – 10 ^c	meistens mittel	0,01 – 0,5	0,02 – 0,4	Im (schwach) sauren Bereich sehr mobil.
Selen	–	0,01 - 10		0,01 - 2	0,01 –1,0	Tritt in gut belüfteten Böden v.a. als mobiles, pflanzenverfügbares Selenat (SeO ₄ ²⁻) auf.
Nickel	5,5	0,01 – 2 ^{a,b} 0,01 – 1 ^c 0,1 – 1 ^d	meistens mittel	0,1 – 5 ^c Gräser: 0,1 – 1,7 ^d Gemüse: 0,3 – 3,7 ^d Getreidekorn: 0,2 – 2,8 ^d	3 – 50	Sorption v.a. an Sesquioxiden und Tonmineralen (häufig Fixierung). Mobilität nimmt in reduzierendem Milieu zu. Als Baustein in organischen Komplexen mobil. In Pflanzen mobil (Transport im Xylem und Phloem).
Kobalt	5,5	1 – 10		< 0,01 – 1	0,008 ^e	Als Co ²⁺ schlecht pflanzenverfügbar Adsorption bzw. Okklusion durch Mn-Oxide bei pH > 5,5.
Molybdän	5,0	0,1 – 10	meistens mittel	0,2 – 10 (max. 20)	0,0005 – 0,0005 ^e	Als MoO ₄ ²⁻ im schwach alkalischen Bereich rel. Mobil. < pH 5 v.a. an organischer Substanz und Sesquioxiden (als Fe-Molybdat irreversibel).
Kupfer	4,5	0,01 - 2 ^{a,b} 0,1 - 1 ^c		2 – 20	2 – 40	> pH 5 meist fest gebunden. Bindung v.a. an organ. Substanz und Mn- / Fe-Oxide. Wird meist in Pflanzenwurzeln angereichert.
Arsen	4,5 – 4	< 0,5 ^{a,b} < 0,01 – 0,1 ^c	meistens gering	< 0,1 – 5	1 – 20	Als fünfwertiges Arsenat relativ immobil. Bei niedrigen Redoxpotenzialen und pH-Werten höhere Verfügbarkeit. Sorption v.a. durch Sesquioxide und Ca-Verbindungen.
Antimon	–	–		< 0,1	0,0005 – 0,002 ^e	Starke Affinität zu Sesquioxiden. Anreicherung in Wurzeln und älteren Pflanzenteilen.
Chrom	4,5 – 4	< 0,5 ^{a,b} < 0,01 – 0,1 ^c	meistens gering	0,1 – 1	5 – 100	Relativ immobil. Wird z.B. durch Fe-Oxide sorbiert.
Blei	4	< 0,5 ^{a,b} 0,01 – 0,1 ^c		1 - 5	2 – 80	Nahezu immobil. > pH 4 bei Anwesenheit von lösl. organischen Komplexbildnern löslich. Starke Affinität zu Sesquioxiden. Im sauren Bereich Festlegung durch Huminstoffe. Neben Pflanzenaufnahme über die Wurzel können äußerlich anhaftende Stäube wesentlich zu Pb-Gehalten in Pflanzen beitragen.
Quecksilber	4	< 0,5 ^{a,b} 0,01 – 0,1 ^c		0,05 – 0,5	0,05 – 0,5	Liegt in Böden hauptsächlich als Hg ⁰ und Hg ²⁺ vor, ferner als organische Hg-Verbindung; in der Bodenlösung hauptsächlich als Chloro- oder Hydroxokomplex. I.d.R. immobil (starke Bindung über einen weiten pH-Bereich). Besonders als organische Verbindung sehr mobil.

Element	Grenz-pH-Wert	Transferfaktor Boden – Pflanze	Relative Verfügbarkeit	Pflanzengehalte (TS) [mg/kg]	Gehalte in unbelasteten Böden ^a [mg/kg]	Relevante Stoffeigenschaften für den Transfer Boden – Pflanze
						Starke Sorption durch Bodenaustauscher, insbes. organische Substanz (→ Akkumulation in humusreichen Bodenhorizonten). Starke Affinität zu Tonmineralen und Sesquioxiden (bei pH 5,5-7). Elementares Hg kann aus Böden ausgasen. Hg ²⁺ wird über Pflanzenwurzeln aufgenommen, aber in geringem Umfang in oberirdische Pflanzenteile transportiert. Wird in Wurzeln akkumuliert.
Zinn	–	0,01 – 0,1	–	< 0,1 – 7	0,0001 – 0,001 ^e	In Böden häufig als gering lösliche Organozinnverbindungen. Starke Neigung zur Adsorption an Bodenpartikel.
Bor	–	–	–	–	0,0002 – 0,1 ^e	Wird an Sesquioxiden und Tonmineralen adsorbiert. Steigende Immobilität bei hohen pH-Werten. Verfügbarkeit sinkt besonders bei Trockenheit.
Fluorid	–	0,01 – 0,1	–	0,05 – 0,5	20 – 400	In basenreichen Böden mobiler als in sauren Böden. Verfügbarkeit ist in tonigen Böden wesentlich geringer als in sandigen.
Cyanide	–	–	–	–	–	Je nach Bindungsform unterschiedlich mobil/ verfügbar.

D 2.4.2 Stoffgehalt im Boden

Für belastete Böden konnten im Rahmen der Ableitung der Prüfwerte der BBodSchV für den Pfad Boden – Pflanze für einige Parameter Abhängigkeiten der Pflanzengehalte vom königswasserlöslichen Stoffgehalt im Boden festgestellt werden (KNOCHE et al. 1999). Mit zunehmender Menge an adsorbierten Schadstoffen ergaben sich dabei steigende Konzentrationen in der Bodenlösung (KNOCHE 1996). Die Löslichkeit ist je nach Schadstoff unterschiedlich. Zum Beispiel weisen Cadmium und Zink bei gleichen adsorbierten Gehalten eine höhere Löslichkeit als Kupfer und Blei auf, d.h. die Konzentration von Cadmium und Zink ist in der Bodenlösung höher als bei Kupfer und Blei (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2003). Zwischen den königswasserlöslichen Gehalten im Boden und den Gehalten in Pflanzen konnte DELSCHEN (1989) auch für höher belastete Böden bei Chrom, Nickel und Blei keine Beziehung beobachten. Bei diesen Schadstoffen wurden unabhängig vom Gehalt des Bodens sehr einheitliche Konzentrationen im Pflanzenmaterial festgestellt.

Allgemein lässt sich die Bedeutung des Schwermetallgehaltes im Boden für die Pflanzen in folgender Reihe ordnen (HASSELBACH & BOGUSLAWSKI 1991):



Für die Bilanzierung in diesem F+E-Vorhaben stellt sich die Frage, ob auch bei ubiquitär belasteten Böden mit Schwermetallgehalten unter den Vorsorgewerten nach BBodSchV Abhängigkeiten zwischen königswasserlöslichen Stoffgehalt im Boden und Pflanzengehalt feststellbar sind.

Pfad Boden – Pflanze

Im Rahmen der in Kapitel D 2.3.1 beschriebenen einfaktoriellen statistischen Auswertung für Blei und Cadmium in 13 Pflanzen wurden bei geringen Stoffgehalten in Böden (unterhalb der Vorsorgewerte BBodSchV für die Bodenart Lehm/Schluff) keine engen Zusammenhänge von

Bodengehalten und Pflanzengehalten gefunden. Treten statistisch signifikante Korrelationen (mit Irrtumswahrscheinlichkeiten $< 5\%$) auf, ist die Stärke des Zusammenhangs in den meisten Fällen als zweifelhaft zu bewerten (Korrelationskoeffizient $r < 0,3$).

Die Abb. D 7 zeigt beispielhaft eine Werteverteilung für Blei in Grünkohl. Bei zunehmendem Bleigehalt im Boden (bis zum Erreichen der Vorsorgewerte) sind nahezu zufällig streuende Pflanzengehalte mit gleich bleibender Streuung vorhanden. Vergleichbare Verteilungen zeigen sich bei Blei in fast allen weiteren untersuchten Pflanzen(-teilen) (Gerste Korn, Grünlandaufwuchs, Kartoffel, Mais, Möhre, Roggen Korn/Stroh, Winterweizen Korn/Stroh). Lediglich bei Raps ist ein mäßig positiver Zusammenhang von Boden- und Pflanzengehalt nachweisbar ($r = 0,35$).

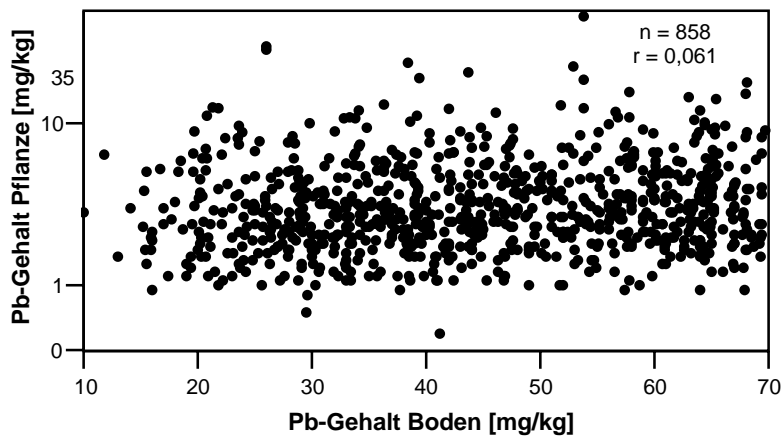


Abb. D 7: Bleigehalte in Boden und Pflanze am Beispiel Grünkohl bei Bodengehalten unter 70 mg/kg. Datengrundlage: Auswahl aus der Ernte-Projekt Datenbank (ungewaschene Pflanzenproben, Standorte ohne Hinweise auf bestimmte Belastungsquellen)

Auch bei Cadmium zeigen sich bei einfaktorieller Betrachtung zumeist keine mäßig oder stark ausgeprägten ($r > 0,3$) Abhängigkeiten des Pflanzengehaltes vom Bodengehalt (Gerste Korn, Grünkohl, Grünlandaufwuchs, Kartoffel, Mais, Möhre, Raps).

Im Rahmen von ergänzenden mehrfaktoriellen linearen Regressionsanalysen unter zusätzlicher Berücksichtigung von pH-Wert und Humusgehalt⁵ konnten für Blei i.d.R. signifikante Abhängigkeiten nachgewiesen werden (Ausnahme Grünkohl), wobei die Stärke des Zusammenhangs, d.h. der Anteil der erklärenden Variablen an der Variation des Pflanzengehalts, sehr gering ausgeprägt ist (Bestimmtheitsmaß $R^2 < 0,03$).

⁵ In fünf von 14 pflanzenspezifischen Datenkollektiven zeigte sich eine mäßig bis deutlich positive Abhängigkeit des Bodengesamtgehaltes vom Humusgehalt. Zusammenhänge von Bodengehalt und pH-Wert ließen sich nur in wenigen Fällen und maximal mit $r = 0,46$ feststellen. Aufgrund der möglichen Korrelationen der einzelnen Faktoren untereinander wurden für die abhängige Variable „Gehalt in Pflanze“ verschiedene mehrfaktorielle Regressionsmodelle berechnet, die jeweils andere Variablen berücksichtigen (z.B. Bodengehalt/pH-Wert/Humusgehalt oder pH-Wert/Humusgehalt).

Bei Cadmium sind die Abhängigkeiten von Bodengehalt, pH-Wert und Humusgehalt für fast alle betrachteten Pflanzen(-teile) signifikant (Ausnahme: Winterweizen Stroh), sie erklären jedoch mit Bestimmtheitsmaßen von maximal $R^2 = 0,34$ (Winterweizen Korn) nur einen geringen Anteil der Variation von Cadmiumgehalten in der Pflanze. Eine statistisch abgesicherte Prognose der Blei- und Cadmiumgehalte auf Basis der gefundenen linearen Regressionsfunktionen ist damit nicht möglich.

Unter der Annahme, dass dies auch für andere Schwermetalle zutrifft, wird die Quantifizierung von mittleren Schwermetallkonzentrationen in Erntegütern **nicht durch Anwendung von Regressionsfunktionen** vorgenommen. Zur Ergänzung der vorliegenden Daten von SCHNUG et al. (2006) werden stattdessen Durchschnittswerte für Schwermetallkonzentrationen in Pflanzen ermittelt. Kann ein Einflussfaktor als maßgeblich prägend für die Pflanzenkonzentration identifiziert werden, erfolgt eine differenzierte Berechnung von Durchschnittswerten in Abhängigkeit von verschiedenen Standortbedingungen.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Pflanzengehalte bei unterschiedlichen Bodengehalten unterhalb der Vorsorgewerte nach BBodSchV i.d.R. in vergleichbarer Größenordnung liegen und eine weite Streuung zeigen. Der Transferfaktor als Quotient von Pflanzen- und Bodengehalt würde sich somit mit zunehmendem Bodengehalt verringern; ein gleich bleibender Transferfaktor kann nicht ermittelt werden. Auf Grundlage dieser statistischen Verteilung ist bei unbelasteten Böden die **Verwendung von durchschnittlichen Pflanzengehalten** (z.B. Medianen) anstelle von Transferfaktoren besser geeignet, um den charakteristischen Ernteertrag zu ermitteln. Die Verwendung von mittleren Transferfaktoren ließe die im Verhältnis zwischen Pflanzen- und Bodengehalt höhere Pflanzenaufnahme bei geringen Bodengehalten unberücksichtigt und würde damit zu unrealistischen Austragsfrachten führen.

Pfad Boden – Sickerwasser

Bei hohen Schadstoffgehalten in Böden, z.B. im Bereich von Altlasten, sind Abhängigkeiten vom Schadstoffgehalt im Boden zu Stoffkonzentrationen im Sickerwasser grundsätzlich möglich und anzunehmen. Für Böden mit ubiquitärer Bodenbelastung ist jedoch eine Beeinflussung der Schadstoffbelastung im Sickerwasser durch Überlagerung von verschiedenen prägenden Einflussfaktoren anzunehmen. So konnten BIELERT et al. (1999) für 12 untersuchte Schwermetalle in ackerbaulich genutzten Böden keine eindeutigen Korrelationen von königswasserlöslichen Gehalten und Sickerwasserkonzentration feststellen.

Für forstlich genutzte Böden lassen sich im weiteren Aussagen auf Basis des forstlichen Umweltmonitorings treffen. Inwiefern diese Erkenntnisse auf landwirtschaftlich genutzte Böden übertragbar sind, kann im Rahmen dieses Vorhabens nicht geklärt werden. An 18 emittententfernen, anthropogen gering belasteten bayerischen Waldstandorten haben BLUM et al. (2005) festgestellt, dass mit keramischen Saugkerzen gemessene Schwermetallkonzentrationen (Blei, Cadmium, Kupfer, Zink) nur wenig von den königswasserlöslichen Gehalten im Boden abhängen. Dabei wurden auch Böden mit Schwermetallgehalten über den Vorsorgewerten nach BBodSchV berücksichtigt. Erst bei sehr hohen königswasserlöslichen Gehalten wurde ein Anstieg der Konzentrationen in der Bodenlösung beobachtet (z.B. bei Chrom, Nickel).

Im Ergebnis der in Kapitel D 2.3.2 beschriebenen Auswertung von Messdaten aus dem Level-II-Programm für Waldböden ließen sich bei Blei, Cadmium und Kupfer für ubiquitär belastete Böden ohne Vorsorgewertüberschreitung bei einer einfaktorischen Untersuchung keine signifikanten Zusammenhänge der Schwermetallkonzentration im Sickerwasser vom Gehalt im Boden nachweisen (vgl. z.B. Abb. D 8).

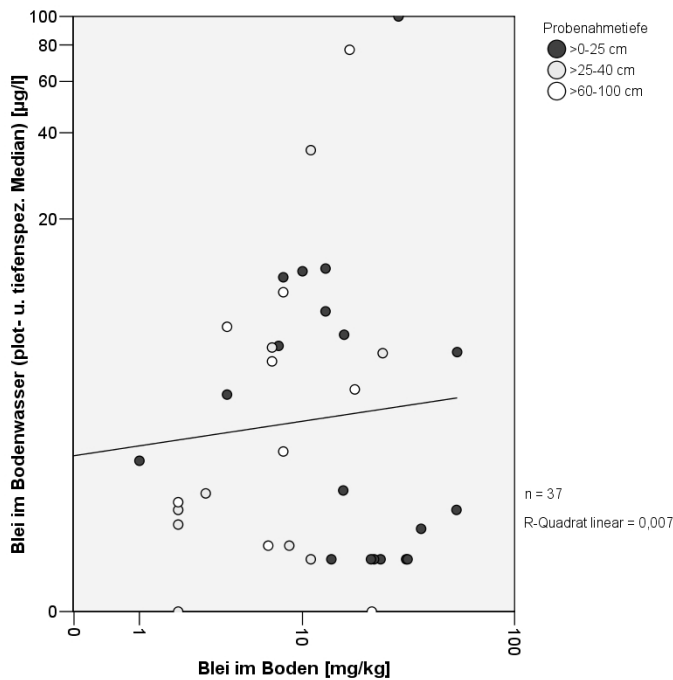


Abb. D 8: Bleikonzentration im Bodenwasser von Waldböden in Abhängigkeit vom Bleigehalt im Boden. Datengrundlage: Level-II-Datenbank (Flächen ohne Vorsorgewertüberschreitung im Boden)

Im Rahmen von linearen Mehrfachregressionen lässt sich auf Basis der Level-II-Daten nur in Ausnahmefällen ein maßgeblich erklärender Anteil der Einflussvariablen an der Variation der Blei- und Cadmiumkonzentration im Bodenwasser feststellen (z.B. weisen Standorte mit Sickerwassermenge < 200 mm/a unter Wald und der Bodenart Sand für den Parameter Blei mit einem Bestimmtheitsmaß der Einfachregression 0,63 einen Zusammenhang auf).

Die Regressionskoeffizienten für Bodengehalt, Boden-pH und C_{org} -Gehalt sind i.d.R. nicht signifikant, d.h. die Annahme einer Abhängigkeit von den betrachteten Faktoren ist mit einer hohen Irrtumswahrscheinlichkeit (> 5 %) behaftet. Während bei Blei in keinem Fall alle in einem Mehrfachregressionsmodell ermittelten Regressionskoeffizienten signifikant sind, ergibt sich für Cadmium bei Betrachtung der Flächen ohne Standorte mit Sickerwassermengen unter 200 mm/a und Bodenart Sand ein signifikanter Zusammenhang der Metallkonzentration im Sickerwasser von pH-Wert und Gehalt an organischem Kohlenstoff. Mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,53 erklären diese beiden Variablen die Bodenwasserkonzentration zu 53 %.

Bei zusätzlicher Berücksichtigung von Boden-pH, C_{org} -Gehalt und standortspezifischer Sickerwassermenge im Rahmen von linearen Mehrfachregressionen lässt sich auf Basis der Level-II-Daten nur in Ausnahmefällen ein maßgeblich erklärender Anteil der Einflussvariablen an der Variation der Blei- und Cadmiumkonzentration im Bodenwasser feststellen. Die Regressionskoeffizienten für Bodengehalt, Boden-pH und C_{org} -Gehalt sind i.d.R. nicht signifikant, d.h. die Annahme einer Abhängigkeit von den betrachteten Faktoren ist mit einer hohen Irrtumswahrscheinlichkeit (> 5 %) behaftet.

Während bei Blei in keinem Fall alle in einem Mehrfachregressionsmodell ermittelten Regressionskoeffizienten signifikant sind, ergibt sich für Cadmium an den Standorten ohne Flächen mit Sickerwassermengen unter 200 mm/a und Bodenart Sand ein signifikanter Zusammenhang der Schwermetallkonzentration im Sickerwasser von pH-Wert und Gehalt an organischem Kohlenstoff. Mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,53 erklären diese beiden Variablen der Bodenwasserkonzentration zu 53 %.

In der Mehrfachregression, in der Bodengehalt, C_{org} und pH-Wert berücksichtigt wurden, bestätigt sich, dass i.d.R. keine Abhängigkeit vom Bodengehalt vorhanden ist. Sowohl einfache als auch multiple Regressionsanalysen lassen für den Sickerwasseraustrag unter Wald i.d.R. keine signifikanten Zusammenhänge vom Bodengehalt erkennen (mit Ausnahme einer Fallgestaltung⁶). Da der Einsatz von Regressionsfunktionen auf Basis der Level-II-Daten die Qualität der Bilanz-Eingangsgroßen für Wald nicht verbessert, wird im Rahmen der statistischen Auswertung weitergehend versucht, Faktoren zu identifizieren, die zu unterschiedlichen Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser führen. Indem diese Faktoren bei der Quantifizierung des Austrags unter Wald Berücksichtigung finden, werden charakteristische Durchschnittswerte für Sickerwasserkonzentrationen für unterschiedliche Standortbedingungen ermittelt. Für landwirtschaftliche Böden kann aufgrund fehlender Informationen und Daten nicht nach Standortbedingungen differenziert werden.

D 2.4.3 Bindungsform des Schadstoffs im Boden

Neben dem Gehalt im Boden kann die Pflanzenverfügbarkeit von der Bindungsform der Schadstoffe im Boden beeinflusst werden. Neben leicht mobilisierbaren Schadstoff-Fractionen, die vor allem auf der Oberfläche von Bodenpartikeln adsorbierte (unspezifisch gebundene) oder dort chemisch gefällte Anteile umfassen, sind schwer mobilisierbare bis immobile (spezifisch gebundene) Fractionen in Böden vorhanden. Je nachdem, in welcher Bindungsform die Schadstoffe vorliegen, können Pflanzen auf Böden ähnlicher Eigenschaften mit vergleichbaren Gesamtgehalten daher unterschiedliche Schadstoffgehalte aufweisen (SCHEFFER & SCHACHTSCHA-BEL 2002).

In der Bilanzierung werden Bindungsformen nicht berücksichtigt, da zum einen keine ausreichende Datenbasis für eine Untersuchung vorliegt und zum anderen Bindungsformen in Zusammenhang mit weiteren Bodeneigenschaften wie z.B. pH-Wert und Humusgehalt zu bewerten sind (LITZ et al. 2004).

⁶ $\log \text{Blei}_{\text{Bodenwasser}} [\mu\text{g/l}] = 1,15 * \log \text{Blei}_{\text{Boden}} [\text{mg/kg}] - 0,11 \quad R^2 = 0,63$

(Datengrundlage: Level-II-Datenbank, 20 Flächen mit Sickerwasserrate < 200 mm/a und Bodenart Sand; ohne Vorsorgewertüberschreitung im Boden, soweit Daten vorh.; tensionsgesteuerte Saugkerzen/-platten)

Beispielrechnung mit einer Sickerwasserrate von 150 mm/a:

Austragsfracht [g/(ha *a)]	Blei im Bodenwasser [$\mu\text{g/l}$]	Blei im Boden [mg/kg]
4,1	2,75	3
62,7	41,78	32
141,6	94,4	65

Vergleich mit dem Durchschnittswert für die Bilanzierung für ubiquitär belastete Böden:
8,41 $\mu\text{g/l}$ Blei im Bodenwasser \rightarrow 12,6 g/(ha*a) Austragsfracht bei 150 mm/a

D 2.4.4 Bodenreaktion (pH-Wert) und Gehalt organischer Bodensubstanz

In der Literatur wird der Einfluss des Boden-pH-Werts auf die Mobilität und damit auf die Schwermetallaufnahme der Pflanzen und den Austrag durch das Sickerwasser als besonders wesentlich herausgestellt (HERMS & BRÜMMER 1980, HORNBURG & BRÜMMER 1987, HERMS 1989, SAUERBECK 1989). Aufgrund der meist geringen pH-Werte von Böden in Waldökosystemen und der höheren Gehalte von komplexierungsfähiger gelöster organischer Substanz in der Bodenlösung sind unter forstlicher Nutzung höhere Austräge zu erwarten als unter landwirtschaftlicher Nutzung (WILCKE & DÖHLER 1995).

Auch in der Rhizosphäre, einer etwa 1 – 2 Millimeter breiten Zone zwischen den Pflanzenwurzeln und dem umgebendem Boden können durch Ansäuerung bei Ausscheidung von Wurzel-exsudaten Schwermetalle mobilisiert werden (ALLOWAY 1999).

Die Grenz-pH-Werte für eine beginnende Mobilisierung und damit zunehmende Löslichkeit und Verfügbarkeit sind für verschiedene Schwermetalle in Tab. D 5 angegeben. Mit zunehmender Versauerung steigt die Mobilisierung der meisten anorganischen Schadstoffe im Boden infolge abnehmender Sorption stetig an und drückt sich bezüglich der Pflanzenaufnahme in der Spanne der Transferfaktoren aus. Auch die Auswaschung kationischer Schadstoffe ist im alkalischen bis schwach sauren Bereich meist gering, da hier eine starke Adsorption oder eine Festlegung in Form schwerlöslicher Verbindungen erfolgt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Hier sind jedoch stoffspezifische Unterschiede zu erwarten.

Während Cadmium, Nickel und Zink z.B. eine relativ hohe Pflanzenverfügbarkeit im pH-Bereich mitteleuropäischer Böden (pH 3 – 8) aufweisen und die Mobilisierung eine deutliche pH-Abhängigkeit zeigt, sind Arsen, Chrom, Blei, Kupfer und Quecksilber erst bei geringeren pH-Werten verfügbar (KNOCHE 1996, SAUERBECK & LÜBBEN 1991a). Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) wird die Kupferkonzentration der Bodenlösung von unbelasteten Böden relativ wenig vom pH-Wert beeinflusst, was auf das unterschiedliche Verhalten organischer und anorganischer Spezies zurückzuführen ist. Untersuchungen von Bodenlösungen unter forstlicher Bewirtschaftung in Bayern zeigen eine Mobilisierung von Zink bei sauren pH-Werten (BLUM et al. 2005). Der Zusammenhang zwischen Grenz-pH-Wert und Transferfaktor Boden – Pflanze wird in Abb. D 9 veranschaulicht.

Das Verhalten von Schwermetallen in Böden und damit die Pflanzenverfügbarkeit bzw. Austragsgefährdung wird neben der Bodenreaktion durch die Bildung metallorganischer Komplexe sowie Ad- und Desorptionsvorgänge an organischer Bodensubstanz beeinflusst. Die Huminstoffe im Boden bilden einen bedeutenden Sorbenten für Schwermetall-Kationen, wobei die Sorptionskapazität pH-abhängig ist. Auch gelöste organische Stoffe (dissolved organic matter, DOM) bilden mit zahlreichen Schwermetallionen unter bestimmten Bedingungen lösliche Komplexe. Neben Bindung in Form von unspezifischer Adsorption können Metallionen, vor allem Cu, Mn und Zn, aber auch weitere mehrwertige Kationen darüber hinaus mit den organischen Verbindungen in stabilen Komplexen vorliegen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

Die Anwesenheit niedermolekularer Komplexbildner fördert die Mobilisierung von an festen Bodenbestandteilen gebundenen Schwermetallen. Metallorganische Verbindungen mit Fulvosäuren sind im gesamten pH-Bereich von Böden sehr mobil. Metallorganische Komplexe mit Huminsäuren führen hingegen insgesamt zu einer Immobilisierung von Schwermetallen in Böden. Den löslichkeitserhöhenden Effekten komplexbildender organischer Substanzen auf die Schwermetallaufnahme der Pflanzen steht eine eher verminderte Metallaufnahme durch die Wurzel bei Vorliegen von Metallkomplexen anstelle freien Ionen gegenüber (KNOCHE 1996). Aufgrund des Durchmessers der Zellwandporen können nur niedermolekulare organische Sub-

stanzen, nicht aber höhermolekulare Substanzen wie Metallchelate oder Fulvosäuren in die Wurzel eindringen (DELSCHEN 1989).

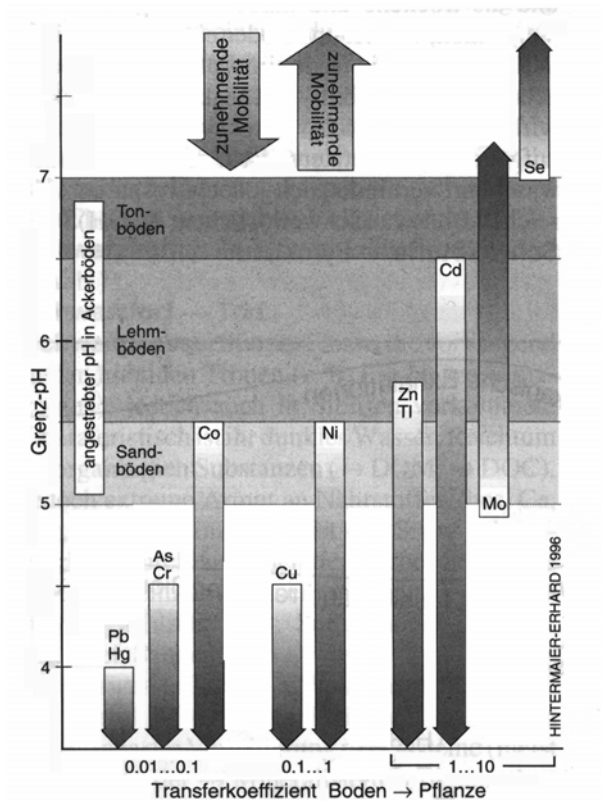


Abb. D 9: Zusammenhang zwischen Grenz-pH-Wert und Transferfaktor Boden – Pflanze.
Quelle: HINTERMAIER-ERHARD & ZECH (1997)

Pfad Boden – Pflanze

Im Rahmen von einfaktoriellen Korrelationsanalysen zur Untersuchung von Abhängigkeiten des Ernteentzugs auf Ackerflächen von der Bodenreaktion wurden für einen Teil der betrachteten Pflanzen(-teile) signifikante Zusammenhänge ermittelt. Diese sind jedoch bei Blei in keinem Fall als deutlich ($r > 0,5$), bei Cadmium nur für Winterweizen-Korn als eng ($r > 0,7$) und ansonsten als zweifelhaft ($r < 0,3$) oder mäßig ($r < 0,5$) einzustufen. Bei Cadmium zeigen sich grundsätzlich häufiger signifikante Abhängigkeiten des Pflanzengehaltes von der Bodenreaktion als bei Blei.

Auch für die anderen untersuchten Pflanzen(-teile) (vgl. Tab. D 2) zeigen sich meist unabhängig von der Probenzahl nur gering ausgeprägte Zusammenhänge zwischen Bodenreaktion und Blei- bzw. Cadmium-Gehalten in der Pflanze. Wenn gering ausgeprägte Zusammenhänge signifikant sind (d.h. bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit $< 5\%$), streuen die Wertepaare in einem relativ weiten Bereich (vgl. z.B. Abb. D 10).

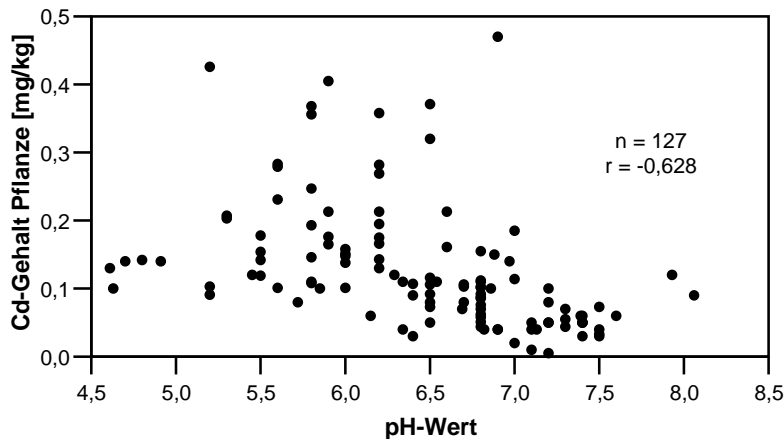


Abb. D 10: Cadmiumgehalte in der Pflanze in Abhängigkeit von der Bodenreaktion für Winterweizen. Datengrundlage: Auswahl aus der Ernte-Projektdatenbank (verschiedene Probenvorbehandlung, Standorte mit und ohne Hinweise auf bestimmte Belastungsquellen mit Stoffgehalten im Boden unter den Vorsorgewerten).

Während bei Blei unter den schwach ausgeprägten Korrelationen sowohl negative (z.B. Roggen Stroh) als auch positive Zusammenhänge (z.B. Mais Blatt) auftreten, nehmen die Pflanzengehalte und die Transferfaktoren bei Cadmium mit sinkendem pH-Wert in der Regel zu (Ausnahme: Mais Kolben).

Ergänzend zur regressionsanalytischen Untersuchung einzelner Einflussfaktoren für den Transfer Boden – Pflanze werden ergänzend mehrfaktorielle Auswertungen durchgeführt. Eine statistisch abgesicherte Prognose von Blei- und Cadmiumgehalten in Pflanzen auf Basis von mehrfaktoriellen linearen Regressionsfunktionen, d.h. unter Berücksichtigung von zusätzlichen Faktoren neben dem Boden-pH-Wert, ist auf Basis der ausgewerteten Daten für ubiquitär belastete Böden nicht möglich (vgl. Kap. D 2.3.1).

Im Rahmen der Datenauswertung für Cadmium in landwirtschaftlichen Erntegütern ließ sich bei bestimmten Pflanzen der pH-Wert als prägender Faktor identifizieren (z.B. Grünkohl, vgl. Abb. D 11). Betrachtet man die Werteverteilungen für unterschiedliche pH-Bereiche bei Blei, können in den betrachteten Pflanzen für diesen Parameter jedoch in der Regel keine unterschiedlichen Werteverteilungen festgestellt werden. So können mittlere Cadmiumkonzentrationen differenziert nach unterschiedlichen Boden-pH-Werte für Pflanzen(-teile) ermittelt werden; sofern ein ausreichender Datenumfang vorliegt, um statistisch abgesicherte Austräge zu ermitteln. Möglich wäre dies bei Gerste, Sommergerste, Hafer, Roggen, Weizen, Zuckerrübenblatt, Grünland, Klee gras und Grünkohl.

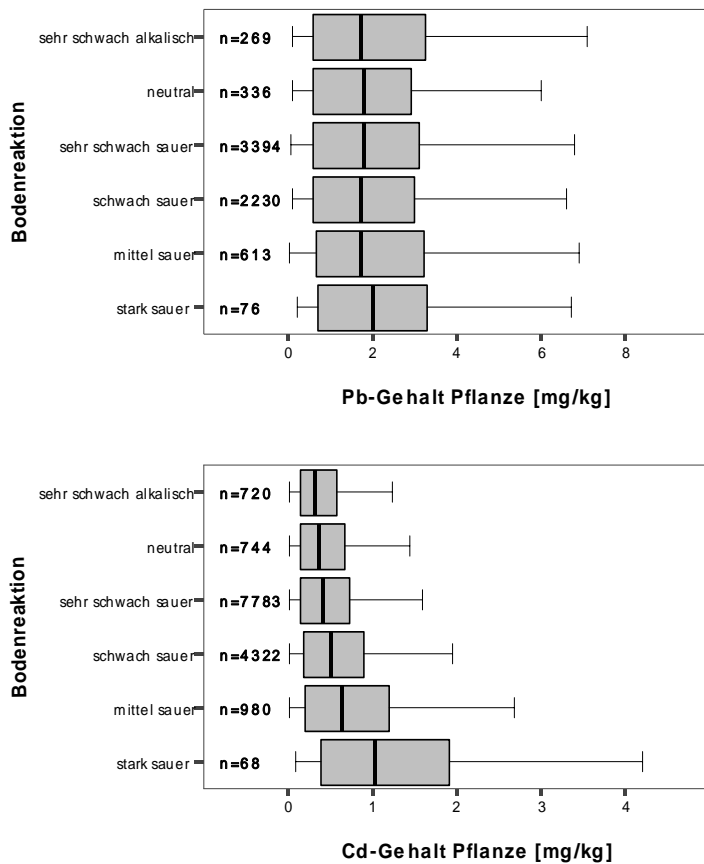


Abb. D 11: Blei- (oben) und Cadmiumgehalte (unten) in Grünkohl in Abhängigkeit von der Bodenreaktion. Datengrundlage: Auswahl aus der Ernte-Projektdatenbank (Gesamtgehalt Boden / beliebige Pflanzenvorbehandlung / kein Hinweis auf bestimmte Belastungsquellen; Standorte mit Gehalten unter den Vorsorgewerten; Ausreißer und Extremwerte sind ausgeblendet)

Statistisch signifikante Zusammenhänge zwischen dem Humusgehalt im Boden und Pflanzengehalten lassen sich anhand der vorliegenden Daten für Blei nur bei zwei von 13 betrachteten Pflanzen erkennen. Dabei zeigen Raps und Winterweizen-Stroh die Tendenz von zunehmenden Pflanzengehalten bei steigendem Humusgehalt. Die Streudiagramme zeigen für alle betrachteten Pflanzen stark variierende Werte (vgl. z.B. Abb. D 12).

Bei Cadmium ergibt sich für Raps ein deutlicher und für Möhren ein mäßiger positiver Zusammenhang von Pflanzengehalt und Humusgehalt im Boden. Die Betrachtung der Streudiagramme belegt jedoch in beiden Fällen eine starke Variation der Wertepaare. Insgesamt lassen sich anhand der durchgeführten statistischen Auswertungen keine statistisch ausreichend abgesicherten Aussagen zu Abhängigkeiten des Schwermetallgehaltes in Pflanzen vom Humusgehalt der Böden ableiten.

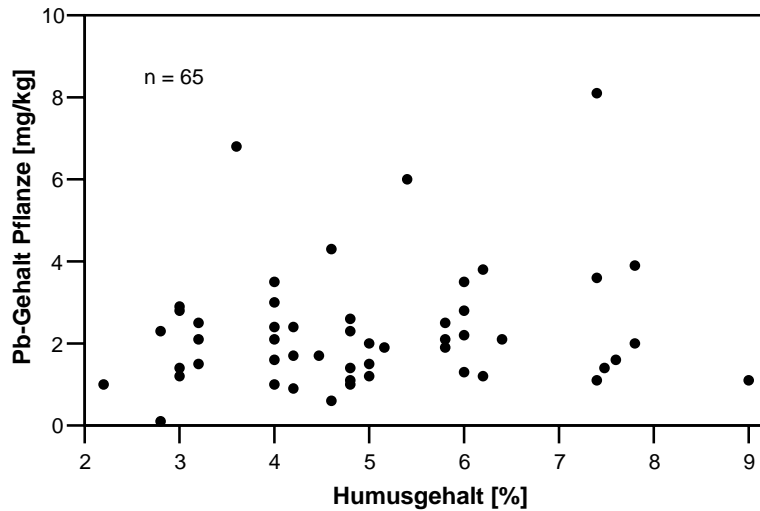


Abb. D 12: Bleigehalte in Grünkohl in Abhängigkeit vom Humusgehalt des Bodens für Roggen Korn. Datengrundlage: Auswahl aus der Ernte-Projekt Datenbank (königswasserlösliche Bodengehalte/ungewaschene Pflanzenproben/Standorte ohne Hinweise auf bestimmte Belastungsquellen/Böden mit Stoffgehalten unter den Vorsorgewerten)

Auch wenn die Zusammenhänge von Pflanzengehalten und pH-Wert bzw. Humusgehalt, d.h. bei der Untersuchung einzelner Einflussfaktoren meist schwach ausgeprägt sind, lässt sich bei Cadmium in bestimmten Pflanzen (z.B. Grünkohl, Winterweizen) der gemeinsame Einfluss des Gehaltes an organischer Substanz und der Bodenreaktion erkennen (vgl. Abb. D 13).

Die Pflanzengehalte und die Transferfaktoren nehmen mit zunehmendem Humusgehalt ab, während sie mit sinkendem pH-Wert zunehmen. Es ist somit anzunehmen, dass die Pflanzenaufnahme von Cadmium auf ubiquitär belasteten Böden von pH-Wert und Humusgehalt beeinflusst wird. Auf Basis der ausgewerteten Daten für ubiquitär belastete Böden ist eine statistisch abgesicherte Prognose von Blei- und Cadmiumgehalten in Pflanzen auf Basis von mehrfaktoriellen linearen Regressionsfunktionen, d.h. unter Berücksichtigung von zusätzlichen Faktoren neben dem Humusgehalt jedoch nicht möglich (vgl. Kap. D 2.4.2).

Im Rahmen der mehrfaktoriellen Regressionsanalysen zeigt sich, dass der pH-Wert einen beeinflussenden Faktor für den Cadmiumgehalt in der Pflanze darstellt. Da eine entsprechende Auswertung aufgrund des Datenumfangs nur für wenige Pflanzen möglich ist, lässt sich dieser Befund nicht uneingeschränkt auf andere Pflanzen übertragen.

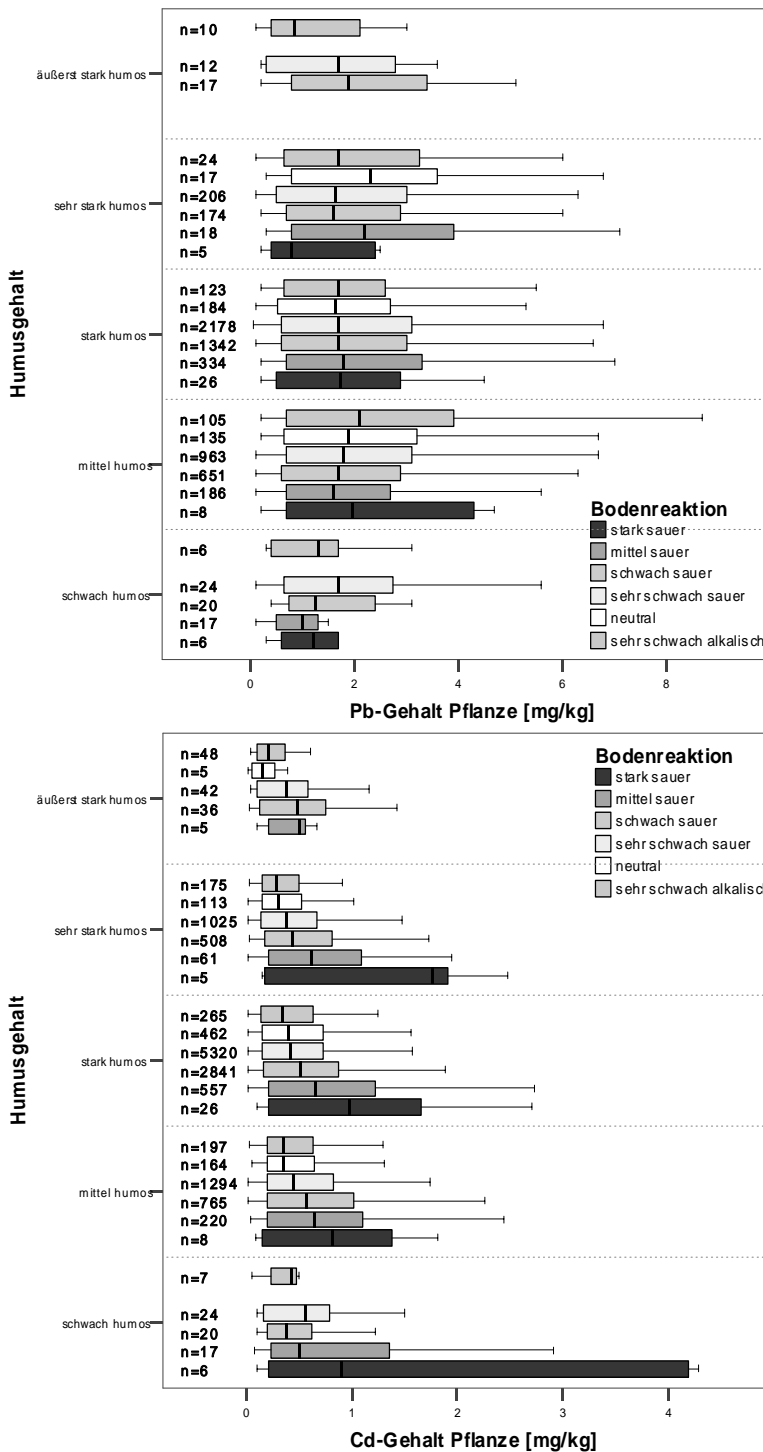


Abb. D 13: Blei- (oben) und Cadmiumgehalte (unten) in Grünkohl in Abhängigkeit von Humusgehalt und pH-Wert der Böden. Datengrundlage: Auswahl aus der Ernte-Projekt-datenbank (Gesamtgehalt Boden/beliebige Pflanzenvorbehandlung/ Standorte ohne Hinweise auf bestimmte Belastungsquellen; Ausreißer und Extremwerte sind ausgeblendet. Böden mit Stoffgehalten unter den Vorsorgewerten)

Im Gegensatz zu Cadmium lassen sich im Rahmen der statistischen Auswertungen zum Ernteentzug bei Blei keine signifikanten Abhängigkeiten der Pflanzengehalte von pH-Wert und Humusgehalt nachweisen. Dies entspricht den Ergebnissen von KNOCHE et al. (1999), die besagen, dass sich pH-Wert, Gehalt an organischer Substanz und Tongehalt nur bedingt zur Verbesserung des Bestimmtheitsmaßes bei multiplen Regressionen einsetzen lassen. Für die Bilanzierung von Schwermetallen mit geringen Grenz-pH-Werten für die Mobilisierung folgt daraus, dass die Durchschnittswerte für Bleigehalte in Pflanzen nicht nach dem pH-Wert differenziert werden müssen.

Im Rahmen der Bilanzierung werden aktuelle Daten nach SCHNUG et al. (2006) verwendet, die nicht nach Boden-pH-Werten differenziert sind. D.h. dass der bei Cadmium identifizierte pH-Einfluss auf den Ernteentzug in den Bilanzen dieses Vorhabens nicht berücksichtigt wird. Bei der Interpretation der Bilanzergebnisse für leicht mobilisierbare Schwermetalle ist daher zu berücksichtigen, dass bei einer Bodenversauerung - auch bei ackerbaulicher Nutzung - evtl. höheren (Ernte-) Austräge vorliegen und der bilanzierte unterschätzt wird. Dagegen ist anzunehmen, dass die Austragsfrachten für schwer mobilisierbare Stoffe nicht unterschätzt werden.

Pfad Boden – Sickerwasser

Zur Untersuchung der Abhängigkeit der Schadstoffauswaschung von Bodeneigenschaften wird auf Daten aus dem Level-II-Programm der Waldbodenzustanderhebung zurückgegriffen, da für die landwirtschaftlich genutzten Flächen keine ausreichenden Messdaten vorliegen. Es ist daher zu beachten, dass die im Folgenden vorgestellten Ergebnisse der Datenauswertungen für Waldböden ermittelt werden.

Für den Transfer Boden – Sickerwasser unter Wald wird auf Basis von vorliegenden Messergebnissen aus dem Level-II-Programm untersucht, ob Abhängigkeiten zu Eigenschaften des Bodens erkennbar sind, die im Rahmen der Bilanzierung für forstlich genutzte Böden berücksichtigt werden können (vgl. Kap. D 2.3.2).

Die im Level-II-Programm gemessenen Konzentrationen von Blei, Cadmium und Kupfer im Sickerwasser unter Wald zeigen bei einfaktorieller Betrachtung aller Messstandorte keine deutlichen Abhängigkeiten vom Boden-pH-Wert (vgl. z.B. Abb. D 14) (stets Bestimmtheitsmaße $R^2 < 0,3$). Auch die einfaktorielle Betrachtung von Schwermetallkonzentration und Gehalt an organischem Kohlenstoff lässt am Beispiel von Blei und Cadmium keine Korrelationen erkennen ($R^2 < 0,1$) (vgl. z.B. Abb. D 15). Dies gilt auch für die gesondert untersuchten Standorte mit Sickerwassermengen unter 200 mm/a und Bodenart Sand, die für bestimmte Metalle erhöhte Konzentrationen im Bodenwasser aufweisen.

Selbst zu Leitparametern der Bodenlösung, wie DOC, Leitfähigkeit und pH-Wert zeigen die Ergebnisse von Sickerwasseruntersuchungen an 18 Level-II-Standorten in Bayern bei einfaktorieller Betrachtung nur in wenigen Fällen signifikante Korrelationen mit den Konzentration von Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink im Bodenwasser (BLUM et al. 2005).

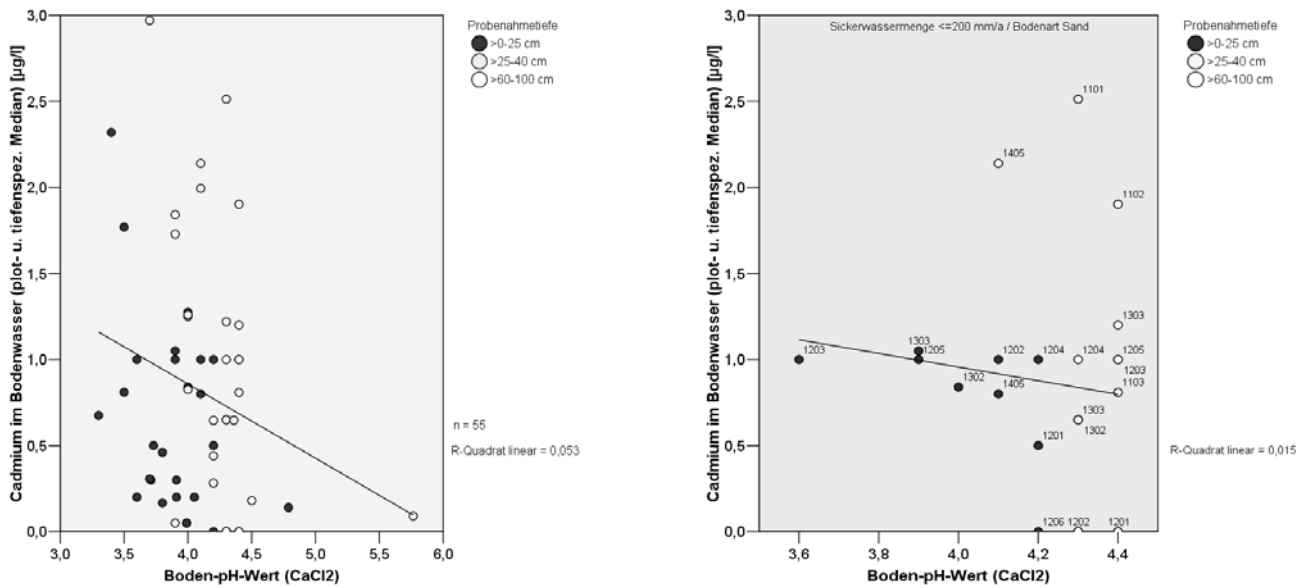


Abb. D 14: Cadmiumkonzentration im Bodenwasser an Waldstandorten in Abhängigkeit vom pH-Wert des Bodens (links: alle Level-II-Flächen; rechts: Flächen mit Sickerwassermenge < 200 mm/a und Bodenart Sand). Datengrundlage: Level-II-Datenbank (Standorte ohne Vorsorgewertüberschreitung im Boden, soweit Daten vorh.; tensionsgesteuerte Saugkerzen/-platten)

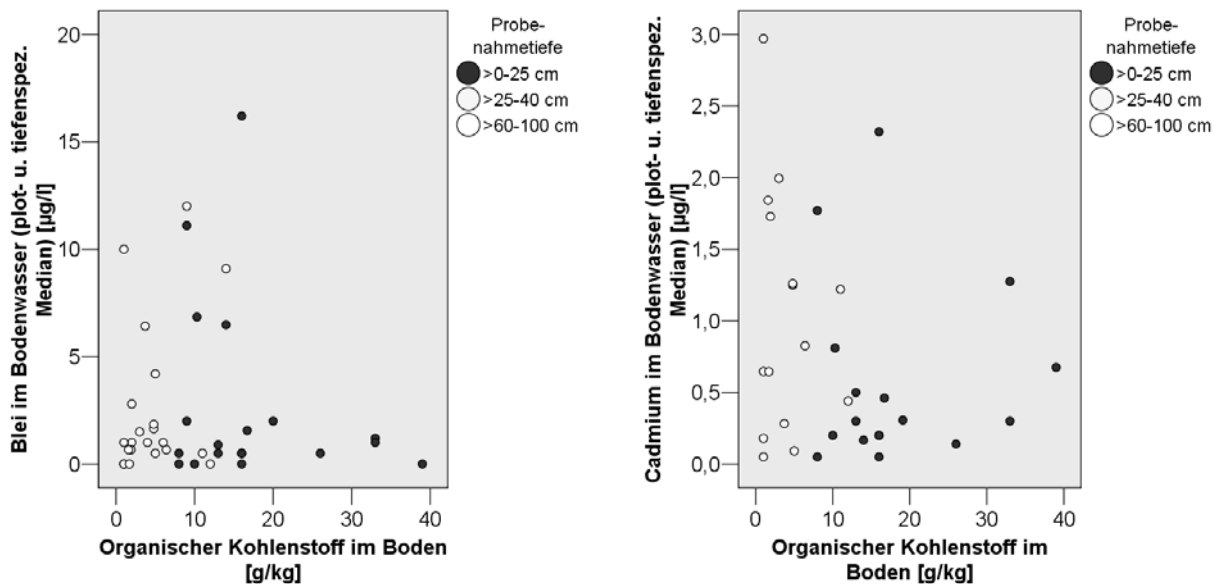


Abb. D 15: Blei- und Cadmiumkonzentration im Bodenwasser an Waldstandorten in Abhängigkeit vom Gehalt an organischem Kohlenstoff im Boden (ohne Standorte mit Sickerwassermengen unter 200 mm/a und Bodenart Sand). Datengrundlage: Level-II-Datenbank (Standorte ohne Vorsorgewertüberschreitung im Boden, soweit Daten vorh.; tensionsgesteuerte Saugkerzen/-platten)

Auch multiple Regressionsanalysen lassen den Schluss auf einen Zusammenhang der Schwermetallkonzentration im Sickerwasser von pH-Wert, C_{org} -Gehalt, Bodengehalt und standortspezifischer Sickerwassermenge in der Regel nicht mit ausreichender Sicherheit zu. In der Regel sind die Regressionskoeffizienten auf einem Niveau von 95 % nicht signifikant.

Es zeigt sich ausschließlich bei Cadmium an den Flächen mit Sickerwassermengen unter 200 mm/a und Bodenart Sand ein signifikanter Zusammenhang der Cadmiumkonzentration im Sickerwasser von Boden-pH und C_{org} -Gehalt des Bodens mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,53 für die Mehrfachregression. Demzufolge werden ca. 50 % der Variation der Cadmiumkonzentration durch die Ausprägung dieser Bodeneigenschaften erklärt. Am Beispiel von Blei und Cadmium konnte somit nur in einem Fall, d.h. für eine Teilmenge der betrachteten Waldstandorte, ein signifikanter Zusammenhang der Schwermetallkonzentration im Sickerwasser von den Bodeneigenschaften pH-Wert und C_{org} -Gehalt nachgewiesen werden. pH-Wert und C_{org} -Gehalt zeigen sich hier gemeinsam als prägende Faktoren.

Der an Waldstandorten gefundene Einfluss von Bodeneigenschaften auf die Schadstoffkonzentration im Sickerwasser spiegelt sich in unterschiedlich hohen Schwermetallkonzentrationen im Bodenwasser unter Nadelwald gegenüber Laub- und Mischwald wider. Mit der Differenzierung von Nadelwald von Laub- und Mischwald bei der Ermittlung von Austragsfrachten für die Berechnung von Bilanzen ist davon auszugehen, dass die in den unterschiedlichen Ökosystemen vorliegenden Bedingungen hinsichtlich Bodenreaktion und Humusgehalt im Bilanzmodell ausreichend berücksichtigt werden (vgl. dazu auch Kap. D 2.6.4).

Für ackerbaulich genutzte Böden werden Daten von BIELERT et al. (1999) und DUIJNISVELD et al. (2006) verwendet, auf deren Grundlage keine Aussagen zu Abhängigkeiten des Sickerwasseraustrags von Bodeneigenschaften gemacht werden können. Daher wird der Sickerwasseraustrag für landwirtschaftlich genutzte Flächen in den Bilanzen nicht nach pH-Wert und Humusgehalt differenziert.

D 2.4.5 Tongehalt und Bodenart

Durch die Einbindung in die Kristallstruktur von Tonmineralen können Schwermetalle fixiert werden und sind dann nicht mehr pflanzenverfügbar (KNOCHE 1996) bzw. auswaschungsgefährdet. SAUERBECK & LÜBBEN (1991a) stellten in Untersuchungen zum Schwermetalltransfer in Böden mit aufgebrauchten Siedlungsabfällen jedoch nur in wenigen Fällen Abhängigkeiten der Bodenart auf die Schwermetallaufnahme fest. Ausschließlich der Kupfergehalt in Blattgemüse wurde signifikant positiv von den Tongehalten der Böden beeinflusst. Bei Zink hatten zunehmende Tongehalte dagegen eher sinkende Gehalte der Pflanzen zur Folge.

Pfad Boden – Pflanze

In Untersuchungen von HASSELBACH & BOGUSLAWSKI (1991) kommt der Einfluss der Bodenart auf den Schwermetalltransfer vom Boden in die Pflanze nur undeutlich zum Ausdruck. Als Ursache sehen sie eine Überlagerung der puffernden Wirkung von Tonmineralen durch andere Faktoren wie z.B. pH-Wert an. Beobachtbar war jedoch eine höhere Pflanzenverfügbarkeit bei Kupfer in sandigen Böden.

Die im Rahmen des Vorhabens durchgeführte pflanzenspezifische statistische Auswertung für landwirtschaftliche Kulturpflanzen ergibt keine statistisch robusten Ergebnisse für den Zusammenhang von Bodenart und Blei- bzw. Cadmiumgehalten. Die Auswertung konnte nur für wenige Pflanzen durchgeführt werden, da die Probenanzahl größtenteils unter 30 und häufig auch unter 10 liegt. Zu berücksichtigen ist, dass es sich bei den ausreichend großen Datenkollektiven (z.B. Grünkohl) um heterogene Daten handelt, die Pflanzenproben unterschiedlicher Vorbehandlungsmethoden und anthropogener Belastungsquellen beinhalten (vgl. Kap. D 2.4.8).

Insgesamt werden im Rahmen der Auswertung sehr unterschiedliche Tendenzen sichtbar. Beispielsweise zeigen sich bei Winterweizen auf Lehmböden zwar Anhaltspunkte für geringere Cadmiumgehalte in Korn und Stroh gegenüber anderen Bodenarten und leicht erhöhte Cadmiumwerte für die Bodenart Sand (vgl. Abb. D 16), andererseits zeigen sich bei Raps höhere Transferfaktoren für die Bodenart Ton gegenüber Lehm, Schluff und Sand.

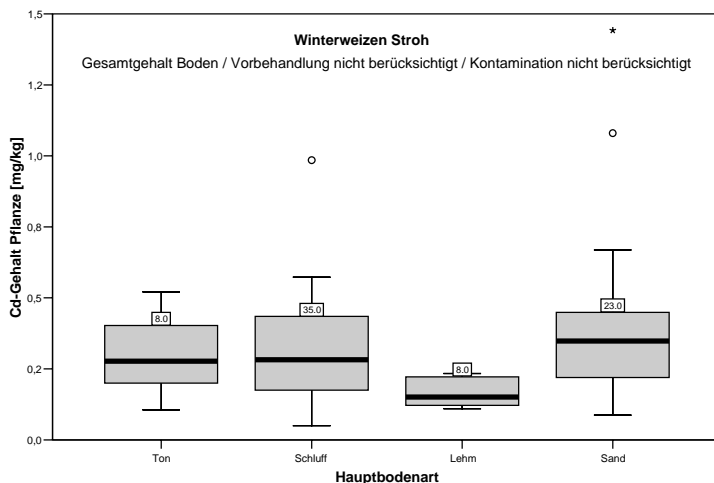


Abb. D 16: Cadmiumgehalte in Winterweizen Stroh in Abhängigkeit von der Bodenart. Datengrundlage: Auswahl aus der Ernte-Projektdatenbank.

Von der Bodenart wird die Geschwindigkeit der Auswaschung beeinflusst. Bei gleicher Sickerwassermenge und sonst gleichen Bedingungen erreichen verlagerte Stoffe eine bestimmte Tiefe umso später, je höher die Feldkapazität und damit das Wasserspeichervermögen ist. Bei den im Boden zumeist als Kationen vorliegenden Schwermetallen liegen jedoch i.d.R. geringe Anteile in gelöster Form im Sickerwasser vor. Vielmehr sind sie bis in den schwach sauren pH-Bereich stark adsorbiert oder in unlöslicher Form festgelegt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

Pfad Boden – Sickerwasser

Im Rahmen der Auswertung von Daten zu Sickerwasserkonzentrationen unter forstlicher Nutzung ergeben sich Anhaltspunkte dafür, dass insbesondere Sandstandorte in Gebieten mit geringen Sickerwassermengen (< 200 mm/a) höhere Blei-, Cadmium- und Kupferkonzentrationen im Bodenwasser aufweisen als Standorte in Gebieten mit hohen Sickerwassermengen (vgl. Kap. D 2.6.1). Die Schwermetallgehalte der betrachteten Böden liegen dabei stets unterhalb der Vorsorgewerte nach BBodSchV. Die Sandstandorte zeichnen sich gegenüber anderen Bodenarten

i.d.R. nicht durch höhere, sondern häufig durch geringere Schwermetallgesamtgehalte im Boden aus. Es ist daher unwahrscheinlich, dass die hohen Sickerwasserkonzentrationen an den genannten Standorten durch hohe Schwermetallgehalte im Boden verursacht werden (vgl. Kap. D 2.6.2).

D 2.4.6 Redoxpotenzial im Boden, Gehalt von Eisen- und Manganoxiden

Unter reduzierenden Bedingungen, wie sie in Grund- und Stauwasserböden herrschen, ist mit einer erhöhten Verfügbarkeit von Schwermetallen zu rechnen (KNOCHE 1996). Bei geringen Redoxpotenzialen findet im Vergleich zu oxidierenden Bedingungen eine wesentlich stärkere Bildung von metallorganischen Komplexen statt. Die meisten Schwermetalle können unter reduzierenden Bedingungen von einer verstärkten Komplexierung durch lösliche organische Stoffe betroffen sein, sofern sie nicht als Sulfide ausgefällt werden. Eine verstärkte Mobilisierung unter reduzierenden Bedingungen ist z.B. für Quecksilber und Blei bekannt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

Schwermetallbilanzen werden in diesem Vorhaben i.d.R. für Böden unter oxidierenden Bedingungen berechnet, so dass im Hinblick auf das Redoxpotenzial keine Datenauswertungen durchgeführt werden.

Eisen- und Manganoxide in Böden erhöhen in der Regel die Pufferkapazität gegenüber Schwermetallen durch deren verstärkte Einbindung (KNOCHE 1996). Qualitative Annahmen zu unterschiedlichen Gehalten von Eisen- und Manganoxiden lassen sich z.B. aufgrund des genetischen Bodentyps in Verbindung mit der Horizontansprache treffen. Beispielsweise sind in einem Ae-Horizont eines Podsol geringere Gehalte als in einem Ah-Horizont einer Braunerde zu erwarten.

In der Ernte-Projektdatenbank liegen in geringem Umfang (0,5 % der Messdaten) Informationen zu den Gehalten an Eisen- und Manganoxiden sowie zum Bodentyp vor. Angaben zur Ansprache des beprobten Horizonts fehlen. Daher wird auf eine Datenauswertung im Hinblick auf Abhängigkeiten des Transfers Boden – Pflanze verzichtet. Zur Beschränkung des Aufwands wird auch für den Transfer Boden – Sickerwasser keine statistische Auswertung der Level-II-Daten durchgeführt. Im Rahmen der Bilanzierung wird somit keine weitergehende Differenzierung nach diesen Bodeneigenschaften getroffen.

D 2.4.7 Bodenentwicklung, Bodentyp

Prozesse der Bodenentwicklung können zu An- bzw. Abreicherungen von Schadstoffen in Böden führen. Bei der Podsolierung findet unter stark sauren Bedingungen eine im Bodenprofil abwärts gerichtete Verlagerung von gelösten organischen Stoffen, oft zusammen mit Aluminium und Eisen, statt. Demgegenüber werden bei der Tonverlagerung (Lessivierung) Bodenbestandteile der Tonfraktion ($< 0,2 \mu\text{m}$) wie Tonminerale, feinkörnige Fe-, Al- und Si-Oxide sowie mit Mineralteilchen verbundene Huminstoffe verlagert (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Böden, die durch diese pedogenetischen Prozesse geprägt sind, weisen häufig ein sekundäres Maximum von Schwermetallgehalten im Anreicherungshorizont (d.h. im Bs/Bh oder Bt-Horizont) auf (FILIPINSKI & GRUPE 1990). Im Rahmen der hier betrachteten Fragestellung sind jedoch eher die Eluvialhorizonte (Abreicherungshorizonte) der humosen Oberböden von Bedeutung, die geringere Schwermetallgehalte aufweisen können.

Auf Ackerflächen findet im Rahmen der Bodenbearbeitung eine ständige Durchmischung des Materials statt, die sich bei konventionellen Bearbeitungsmethoden in der Regel auf die oberen ca. 30 cm erstreckt. Es ist somit anzunehmen, dass sich bodengenetisch verursachte An- und Abreicherungen nicht mehr in den Schwermetallkonzentrationen des Bearbeitungshorizonts widerspiegeln. Somit ist eine Differenzierung von Austragsfrachten in Abhängigkeit vom Bodentyp für ackerbaulich genutzte Böden nicht sinnvoll.

Für Grünland kann aufgrund fehlender Grundlagendaten für eine Auswertung im Rahmen dieses Vorhabens keine Differenzierung vorgenommen werden. Für Waldböden reicht der Umfang vorliegender Daten zum Sickerwasseraustrag in Kombination mit Angaben zum Bodentyp nicht für eine statistische Auswertung zum Einfluss der Bodenentwicklung auf die Schwermetallkonzentration im Sickerwasser aus.

D 2.4.8 Art der Belastungsquelle

Die Mobilisierbarkeit von anorganischen Schadstoffen in Böden kann sich auch in Abhängigkeit von der Herkunft der Stoffe unterscheiden. Aus der Literatur geht hervor, dass vor allem beim Parameter Cadmium anthropogene Stoffeinträge stärkere Auswirkungen auf die Pflanzengehalte hatten als gleichwertige oder höhere geogene Belastungen (HASSELBACH & BOGUSLAWSKI 1991; GRUPE & KUNTZE 1988). Nach FILIPINSKI & GRUPE (1990) weisen anthropogen angereicherte Schwermetalle im Vergleich zu den lithogenen eine höhere Mobilität auf. WILCKE & DÖHLER (1995) schließen hingegen für Cadmium eine derartige Abhängigkeit aus. Demnach kann es durch langjährige Klärschlammdüngung zu einem Anstieg der Cadmium-, Zink- und Nickelgehalte in Pflanzen kommen. Im Vergleich führt Kompostdüngung in geringerem Maße zum Anstieg der Schwermetallgehalte in Pflanzen, da Müllkomposte einen hohen Gehalt an basisch wirksamen Stoffen aufweisen (SAUERBECK & LÜBBEN 1991a, HASSELBACH & BOGUSLAWSKI 1991). Wird den anfallenden Klärschlämmen Kalk beigemischt, ist jedoch auch hier von einer reduzierten Schadstoffmobilität auszugehen.

Im Rahmen der Bilanzierung stellt sich die Frage, ob die in der Literatur beschriebenen Einflüsse ebenfalls auf Böden, deren Stoffgehalte unterhalb der Vorsorgewerte liegen, zutreffen. Für den Transfer Boden – Pflanze kann der Einfluss untersucht werden, da in der TRANSFER-Datenbank Angaben zur Art der Belastungsquelle vorliegen. Für den Sickerwasseraustrag fehlen entsprechende Daten für eine statistische Auswertung.

Im Ergebnis zeigen sich für den Pfad Boden – Pflanze jedoch meist nur geringe Unterschiede und zum Teil gegenläufige Tendenzen beim Vergleich von Pflanzenkonzentrationen in Abhängigkeit von Belastungen der Böden aus unterschiedlichen Quellen (vgl. Abb. D 17).

Zum Teil zeigten sich bei Raps (Pb, Cd), Grünkohl (Pb), Grünland (Cd), Mais Blatt (Pb), Möhre (Pb, Cd) und Winterweizen Korn (Pb, Cd) höhere Stoffgehalte in den Pflanzen bei Hinweisen auf den Einfluss einer Belastungsquelle. So waren z.B. höhere Pflanzengehalte bzw. Transferfaktoren für klärschlammbehandelte Böden gegenüber Böden mit geogen oder bergbaubedingt erhöhten Bleigehalten für Raps erkennbar. Hinsichtlich der Stoffgehalte in Pflanzen auf Böden mit geogener Belastung gegenüber überschwemmungsbeeinflussten Böden sind gegenläufige Tendenzen festzustellen (z.B. Gerste Korn und Grünland bei Cd).

Allgemeine Abhängigkeiten und Trendaussagen zu einer erhöhten Mobilität von anthropogen eingetragenen Stoffen für ubiquitär belastete Böden können aufgrund der unterschiedlichen Tendenzen in dieser Auswertung nicht formuliert werden.

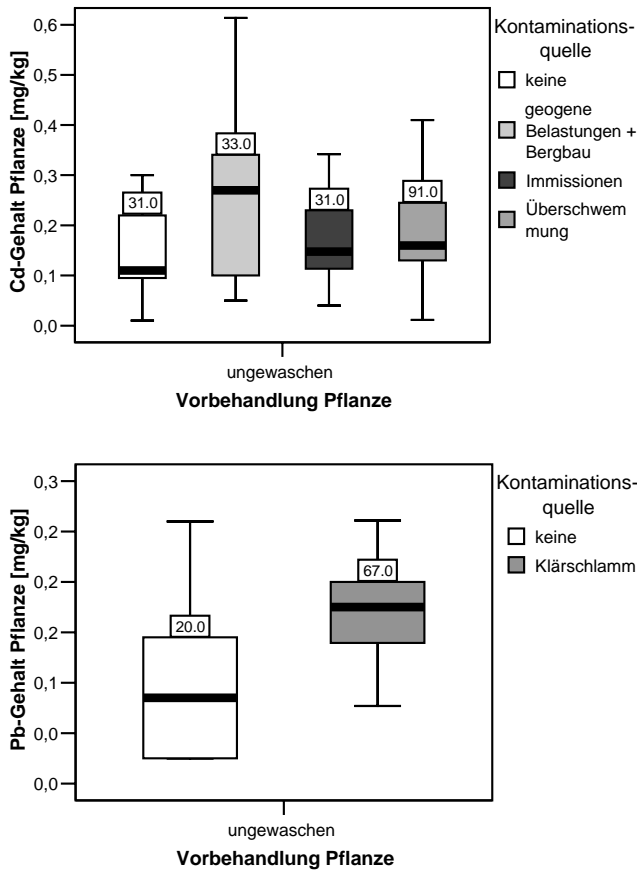


Abb. D 17: Cadmiumgehalte in Grünlandaufwuchs (oben) und Bleigehalte in Winterweizen Korn (unten) in Abhängigkeit von verschiedenen Belastungsquellen. Datengrundlage: Auswahl aus der Ernte-Projekt Datenbank mit königswasserlöslichen Bodengehalten unter den Vorsorgewerten Lehm/Schluff; Ausreißer und Extremwerte sind ausgeblendet.

D 2.5 Weitere Einflussfaktoren für den Transfer Boden – Pflanze

D 2.5.1 Pflanzeigenschaften

Hinsichtlich des Umfangs der Schwermetallaufnahme durch Pflanzen bestehen erhebliche Unterschiede zwischen verschiedenen Pflanzenarten (SCHALLER & DIEZ 1991), wobei die artspezifischen Unterschiede besonders deutlich auf hoch schwermetallbelasteten Standorten mit ihrer typischen Schwermetallvegetation zu Tage treten (DELSCHEN 1989). Neben der Pflanzenart stellen physiologische Faktoren und Wechselbeziehungen zwischen Pflanze und Boden wichtige Einflussgrößen für die Schwermetallaufnahme dar.

Im Hinblick auf die Stoffaufnahme sind nach KNOCHE (1996) drei verschiedene Typen zu unterscheiden:

- a) Der Stoffgehalt in der Pflanze ist direkt proportional zum Stoffgehalt im Boden.
- b) Die Pflanze reichert hohe Konzentrationen einzelner Stoffe an (Akkumulatoren).
- c) Die Pflanze nimmt einzelne Stoffe vermindert auf (Elementrejektion).

Das unterschiedliche Aufnahmevermögen der Pflanzen beruht vorwiegend auf Differenzen bezüglich Wurzeloberfläche und -reichweite, Selektivität sowie der Wasseraufnahmerate. Weiterhin ergeben sich Unterschiede im Hinblick auf Entwicklungsstadium und Ertrag, da der Schwermetallgehalt im Verlauf des Wachstums abnimmt (ALLOWAY 1999, KNOCHE 1996, SCHALLER & DIEZ 1991, SAUERBECK 1989).

Im Allgemeinen nehmen dikotyle (zweikeimblättrige) Pflanzen mehr Schwermetalle auf als monokotyle (einkeimblättrige) Pflanzen (KNOCHE 1996). Ferner unterscheiden sich Pflanzenorgane deutlich in ihrem Vermögen, Schwermetalle aus dem Boden aufzunehmen und anzureichern (MACHELETT et al. 1993). So weisen vegetative Pflanzenteile (z.B. Blätter, Stengel) meist höhere Schwermetallgehalte auf als generative Pflanzenteile (z.B. Getreidekorn, Kolben) und Speicherorgane (Radieschen, Möhren) (SAUERBECK & LÜBBEN 1991a, SAUERBECK 1989). In den Versuchen von METZ et al. (2002) überstiegen die Schwermetallgehalte (Cd, Cu, Zn, Cr) des Zuckerrübenblattes die Gehalte der Rübe um das Zwei- bis Dreifache.

Ein Beispiel für artspezifisch differenziertes Aufnahmeverhalten stellen die Getreidearten dar, wobei Weizen gegenüber Hafer, Roggen, Gerste und Mais zu den stärker anreichernden Pflanzen (insbesondere bei Cadmium und Zink) zu zählen ist (DELSCHEN 1989). Auch Baumarten unterscheiden sich – unter ähnlichen Außenbedingungen – hinsichtlich der Elementgehalte (z.B. Cadmium) in Jahres-Zuwachsschichten. Bei Bäumen spielen zudem elementspezifisch unterschiedliche Transportvorgänge im Stamm eine Rolle für den Schwermetallgehalt in den einzelnen Pflanzenteilen (ELLING et al. 1989).

Anhaltspunkte für das Schwermetallaufnahmeverhalten verschiedener Pflanzen gibt die Tab. D 6, wobei die angegebene Reihenfolge von Pflanzen bezüglich der Schwermetallaufnahme sich nicht durchgehend auf alle Schwermetalle beziehen lässt.

Tab. D 6: Schwermetallaufnahme durch Nahrungspflanzen (*Quelle*: SAUERBECK (1989))

Schwermetallaufnahme				
hoch	mäßig	gering	sehr gering	
Kopfsalat	Krauskohl	Kohl	Bohnen	
Spinat	Rote Rüben	Mais	Erbsen	
Mangold	Kohlrüben	Spargelkohl	Melonen	
Endivie	Radieschen	Blumenkohl	Gurken	
Kresse	Senf	Rosenkohl	Tomaten	
Kohlrübenkraut	Kartoffeln	Sellerie	Paprika	
Rübenblatt	Zwiebeln	Beerenobst	Aubergine	
Karotten			Baumobst	

Tab. D 7: Eigenschaften von ausgewählten Pflanzen (-teilen) bezüglich des Schwermetalltransfers anorganischer Schadstoffe

Pflanze	Besonderheit / Eigenschaft	Quelle
Bohne	geringe Cd-Gehalte	LITZ et al. (2004)
Buschbohne	geringe Cd-Aufnahme	METZ et al. (1998)
	Ni-Akkumulation	SCHALLER & DIEZ (1991)
Erbse	geringe Cd-Gehalte	SCHALLER & DIEZ (1991)
Feldsalat	geringe Cd-Gehalte; Cu-Akkumulation	SCHALLER & DIEZ (1991)
Getreidekorn	geringe Cd-Aufnahme (Roggen < Gerste < Weizen)	METZ et al. (1998)
	unabhängig vom Belastungsgrad fast keine Aufnahme von Pb	SAUERBECK & STYPEREK (1988)
Grünkohl	leicht zunehmender Cr-Transfer bei steigendem pH	KNOCHE (1996)
	Tl-Akkumulation	LIEBE et al. (1997)
	über dem Durchschnitt liegende Cd-Gehalte	LITZ et al. (2004)
Grünraps	Tl-Akkumulation	HINTERMAIER-ERHARD & ZECH (1997)
Haferkorn	Ni-Akkumulation	SCHALLER & DIEZ (1991)
Kartoffel	geringe Cd-Aufnahme in die Knolle hohe Cd-Aufnahme in das Blatt	METZ et al. (1998); LITZ et al. (2004)
Kohl	Tl-Akkumulation	HINTERMAIER-ERHARD & ZECH (1997)
Kopfsalat	Cd-Akkumulation Zn-Akkumulation	KNOCHE (1996)
Lauch	signifikante Abhängigkeiten der Cd-, Zn- und Ni- Pflanzengehalte von Boden-Gesamtgehalten und pH-Wert (Cd: zusätzlich von C-Gehalt; Zn: zusätzlich von Tongehalt) Cu-Pflanzengehalt ist abhängig von Gesamtgehalt im Boden und Tongehalt	HASSELBACH & BOGUSLAWSKI (1991)
Maiskorn	geringe Cd-Aufnahme; geringe Ni-Aufnahme	METZ et al. (1998); SCHALLER & DIEZ (1991)
Möhre (Wurzel)	leicht zunehmender Pb-Transfer bei steigendem pH; höherer Pb- und Zn-Transfer bei höherem pH	KNOCHE (1996)
Pflücksalat	Cu-Akkumulation	SCHALLER & DIEZ (1991)
Radieschen	Zn-Akkumulation	SCHALLER & DIEZ (1991)
Raps	Cadmiumaufnahme ist abhängig von der Schwefel- und Phosphorversorgung	METZ et al. (1998)
Spinat	Cd-Akkumulation; Zn-Akkumulation	KNOCHE (1996); METZ et al. (1998)
	Cu-Akkumulation	SCHALLER & DIEZ (1991)
	signifikante Abhängigkeiten der Cd-, Zn- und Ni- Pflanzengehalte von Boden-Gesamtgehalten und pH-Wert (Cd: zusätzlich von C-Gehalt; Zn: zusätzlich von Tongehalt) Cu-Pflanzengehalt ist abhängig von Gesamtgehalt im Boden und Tongehalt	HASSELBACH & BOGUSLAWSKI (1991)
Stangensellerie	Cd-Akkumulation	SCHALLER & DIEZ (1991)
Weidelgras	Ni-Akkumulation	SCHALLER & DIEZ (1991)
Weizenkorn	geringe Ni-Aufnahme	SCHALLER & DIEZ (1991)
	hohe Cd-Akkumulation	LIEBE et al. (1997)
	zunehmender Pb- und Cr-Transfer bei steigendem pH und Gehalt an organischer Substanz	KNOCHE (1996)

Von Bedeutung für den Stoffgehalt von Pflanzen(-teilen) können weitergehend anhaftende Bodenpartikel sein, deren Schwermetallanteile in Abhängigkeit von der Pflanzenvorbehandlung bei der Pflanzenanalytik mit erfasst werden. Über anhaftendes Bodenmaterial werden dem Ökosystem bei Abfuhr von Ernteprodukten flächenhaft Schwermetalle entzogen. Gemäß Bundesanzeiger Nr. 161a (BMU 1999) ist von einer unvermeidbaren Verschmutzung mindestens im Bereich von 2 bis 4 % bezogen auf die Pflanzentrockenmasse auszugehen. Insbesondere bei Hackfrüchten, wie z.B. Zuckerrüben, ist diese Austragsgröße bedeutsam, da das anhaftende Bodenmaterial in der Vergangenheit häufig nicht wieder auf die Ackerflächen zurückgeführt wurde (WILCKE & DÖHLER 1995). Auch wenn, wie heute häufig praktiziert, anhaftender Boden nach gründlicher Nassreinigung wieder auf die Flächen zurückgeführt wird, sind noch Verunreinigungen der Rübe zu erwarten (METZ et al. 2002).

Über die Wurzelaufnahme hinaus, können Pflanzen einige Schadstoffe in beträchtlichen Mengen auch über die Oberfläche der Blätter absorbieren (z.B. Cu, Cd) (ALLOWAY 1999). Von Bedeutung sind dabei ebenfalls über den Luftpfad eingetragene Stoffkonzentrationen. Für die Bilanzierung ist der Anteil wesentlich, der dem Boden entzogen wird, d.h. die Entfernung der Pflanzen und der in ihnen enthaltenen Schadstoffe. Dabei ist es für den Schadstoffentzug nebensächlich, ob die betrachteten Schadstoffe den Boden erreicht haben oder bereits vorher an oberirdische Pflanzenteile angelagert und auf diesem Weg von der Pflanze aufgenommen wurden (SCHÜTZE & NAGEL 1998). Entsprechend können sich die Schwermetallgehalte verschiedener Pflanzenteile deutlich unterscheiden (vgl. Abb. D 18).

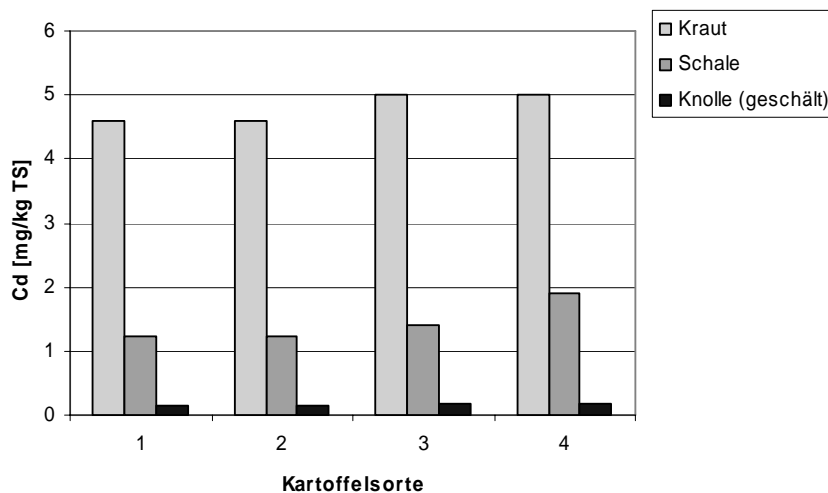


Abb. D 18: Cadmiumgehalte verschiedener Teile der Kartoffel für vier handelsübliche Kartoffelsorten (Berlin-Malchow; Mittel von zwei Jahren; Cadmiumgehalt im Boden: 1,1 mg/kg TS; verändert nach METZ & KLOKE 1998).

Als Konsequenz werden in der statistischen Auswertung soweit möglich ungewaschene, ungeschälte Pflanzenproben einbezogen. In der Bilanzierung wird jeweils berücksichtigt, ob nur die Frucht geerntet wird oder Stroh und Kraut ebenfalls abgeführt werden.

Im Rahmen der statistischen Auswertung der Ernte-Projektdatenbank werden für den Parameter Cadmium beispielhaft die charakteristischen Stoffgehalte der einzelnen Pflanzenteile bzw. die pflanzenspezifisch unterschiedlichen Transferfaktoren in Abb. D 18 dargestellt. Dabei zeigen

sich deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Pflanzenarten und -teilen. Beispielsweise ist bei Roggen der durchschnittliche Cadmiumgehalt im Stroh mit 0,08 mg/kg mehr als doppelt so hoch wie im Korn mit 0,02 mg/kg.

Unterschiede zwischen den Pflanzenarten können durch Differenzen der einzelnen Sorten überlagert werden. Diese Sortenunterschiede werden in der Literatur unterschiedlich beurteilt. ROSOPULO & DIEZ (1983) stellten zwischen Sommer- und Winterformen oder verschiedenen Sorten der einzelnen Getreidearten keine starken Unterschiede fest. Demgegenüber weist SAUERBECK (1989) durchaus auf Effekte der Pflanzensorte auf den Schwermetallgehalt hin. Dabei stehen z.B. relativ geringen Unterschieden im Zink-Gehalt von Sojasorten und für Cadmium bei Weizen beachtliche Sorteneffekte bei verschiedenen Gemüsepflanzen gegenüber.

Im Rahmen von Untersuchungen auf schwach abwasserbelasteten Rieselfeldböden haben METZ et al. (1998, 2002) hinsichtlich der Aufnahme von Cadmium, Kupfer, Nickel, Blei und Zink für Zuckerrüben, Kartoffeln und Silomais ein deutlich differenziertes Verhalten der Pflanzensorten festgestellt. Zudem weisen die Autoren auf umfangreiche unveröffentlichte Untersuchungen der Landwirtschaftskammer Hannover hin, die bei über 300 Gemüsesorten zu ähnlichen Ergebnissen geführt haben. Während die Abb. D 20 Kupfergehalte von Zuckerrüben unterschiedlicher Sorte, gewachsen im Gefäßversuch mit dem gleichen Bodenmaterial, darstellt, zeigt Abb. D 21 geringe Sorteneffekte für Winterroggen und gleichzeitig ausgeprägte Sorteneffekte bei Sommerroggen. Relativ geringe Unterschiede zwischen Cadmiumgehalten unterschiedlicher Kartoffelsorten gehen zusätzlich aus Abb. D 18 hervor.

In der statistischen Auswertung der Ernte-Projektdatebank werden Effekte, die durch unterschiedliche Sorten entstehen, nicht berücksichtigt, da repräsentative Daten über durchschnittliche Gehalte und den Anbau verschiedener Sorten nicht in ausreichendem Umfang vorliegen. Eine weitergehende Differenzierung im Rahmen einer für die Bundesrepublik gültigen Auswertung ist nicht zielführend, da Unsicherheiten bei Annahmen zum Anbau verschiedener Sorten zu wenig belastbaren Aussagen führen.

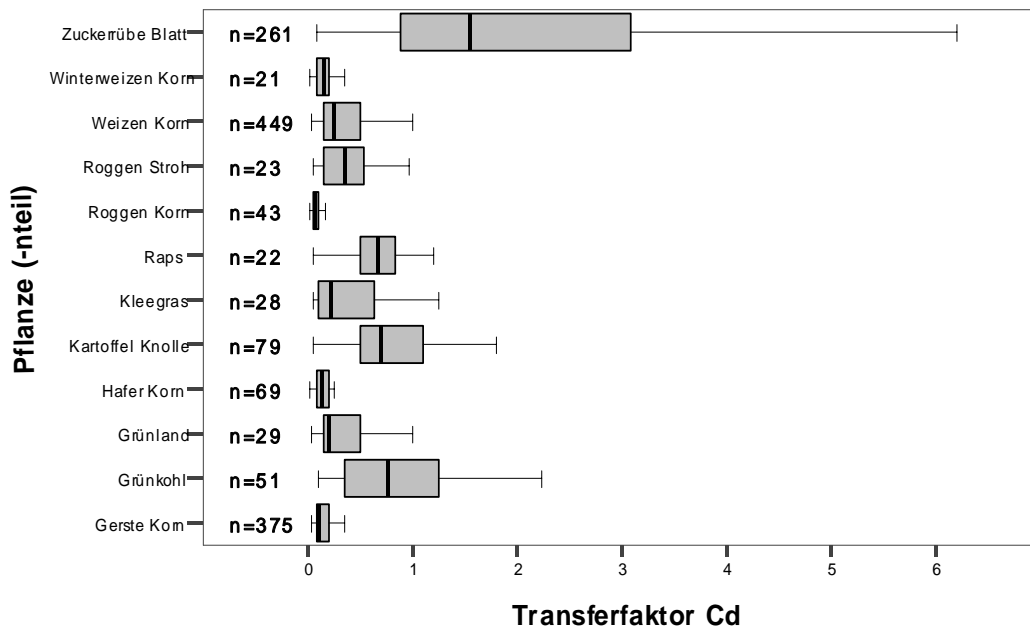
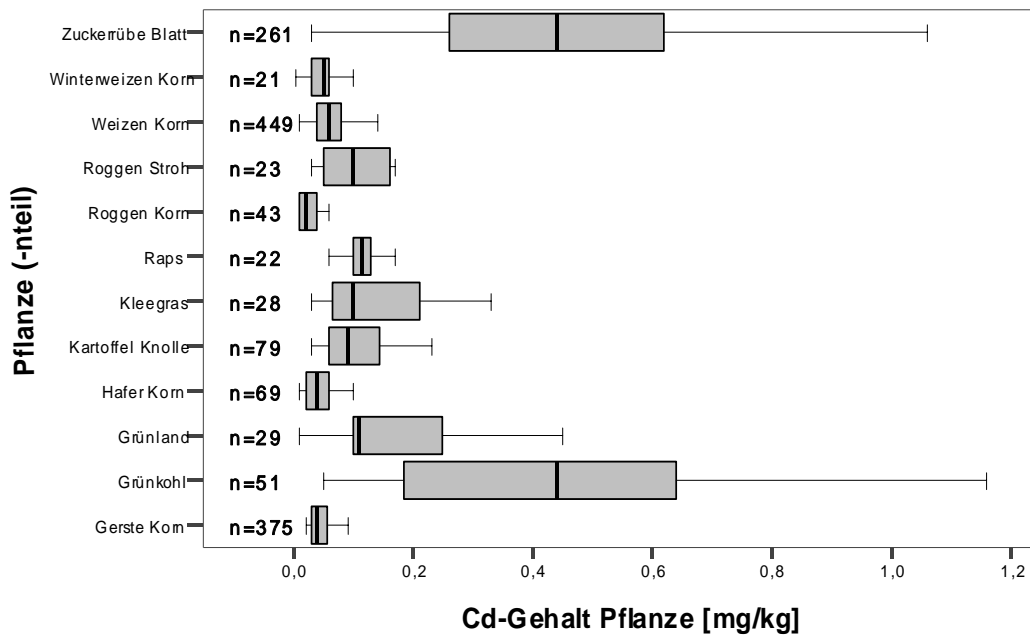


Abb. D 19: Verteilungen von Cadmiumgehalten (oben) und Transferfaktoren (unten) für ausgewählte Pflanzen (-teile). Datengrundlage: Auswahl aus der Ernte-Projekt-datenbank mit königswasserlöslichen Bodengehalten < 1 mg/kg, ungewaschenen Pflanzenproben und Standorten ohne Hinweise auf bestimmte Belastungsquellen (Ausreißer und Extremwerte sind ausgeblendet).

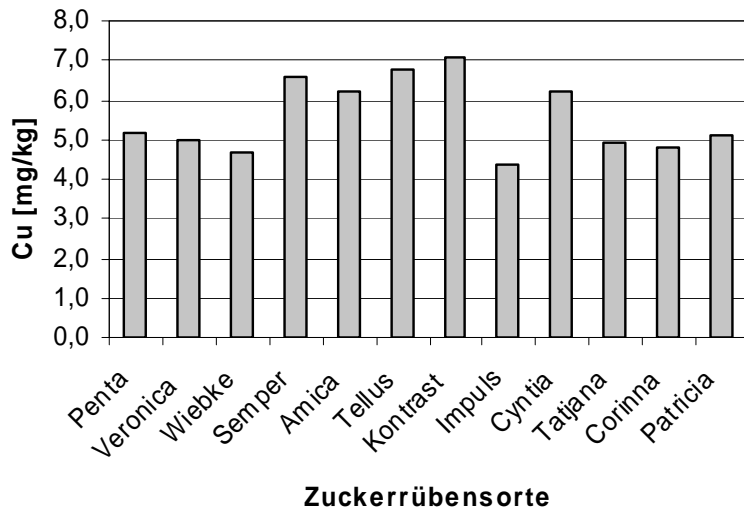


Abb. D 20: Kupfergehalte in Zuckerrüben unterschiedlicher Sorten (Gefäßversuch, Rieselfeldboden mit 21 mg/kg Cu im Königswasserextrakt); Daten nach METZ et al. (2002)

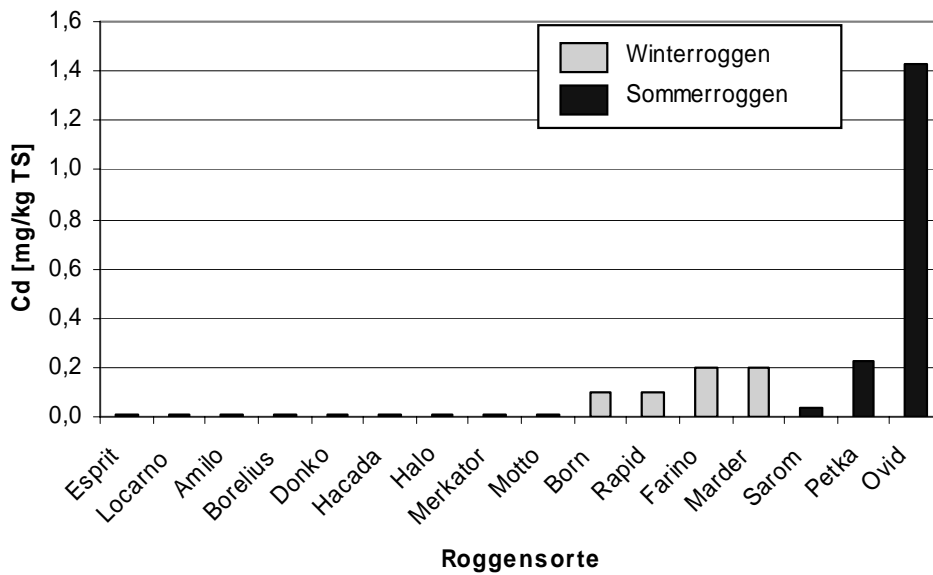


Abb. D 21: Cadmiumgehalte im Roggenkorn unterschiedlicher Sorten (Sortenvergleich Berlin-Dahlem 1998, Cadmiumgehalt im Boden: < 0,02 – 0,1 mg/kg TS; verändert nach METZ & KLOKE 1998)

D 2.5.2 Vorbehandlung von Pflanzenproben

Ein Einfluss auf die Höhe gemessener Schadstoffgehalte in Pflanzen ist durch die Methode zur Vorbehandlung von Pflanzenproben anzunehmen. Es sind Unterschiede in den mittleren Stoffgehalten der Daten zu erwarten, da z.B. bei gewaschenen gegenüber ungewaschenen oder geschälten Pflanzenproben in unterschiedlichem Umfang anhaftende Bodenpartikel mit berücksichtigt werden.

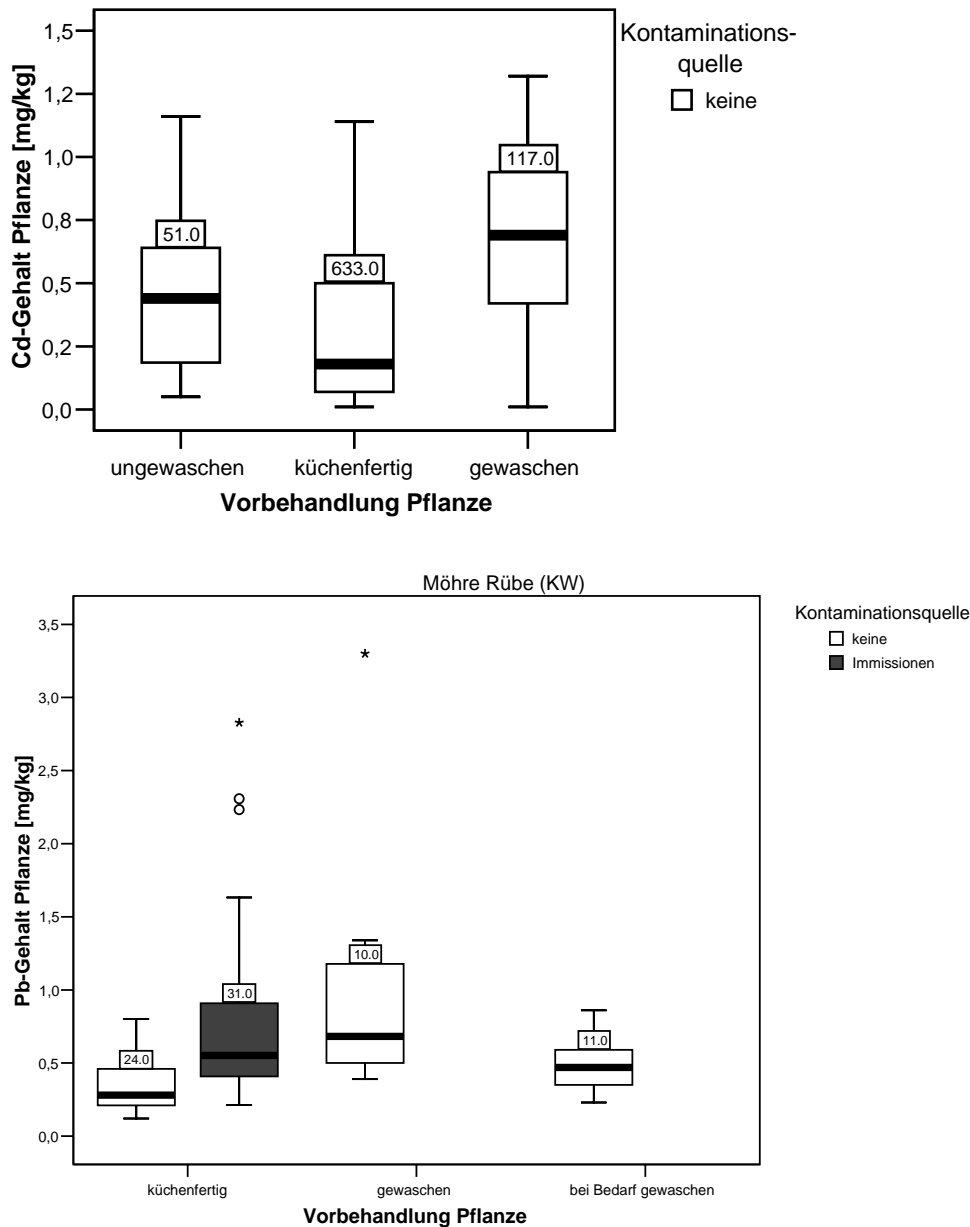


Abb. D 22: Cadmiumgehalte in Grünkohl in Abhängigkeit von der Pflanzenvorbehandlungsmethode. Datengrundlage: Auswahl aus der Ernte-Projektdatenbank mit königswasserlöslichen Bodengehalten < Vorsorgewerten Lehm/Schluff; Ausreißer und Extremwerte sind ausgeblendet

Im Rahmen der statistischen Auswertung anhand von 13 ausgewählten Pflanzen (-teilen) zeigte sich der erwartete Einfluss jedoch bei Grünkohl nur zum Teil bestätigt. Abb. D 22 zeigt beispielhaft die höheren Cadmiumgehalte von ungewaschenen gegenüber küchenfertig aufbereiteten Pflanzenteilen. Obwohl bei gewaschenen Pflanzenproben im Vergleich zu ungewaschenen Proben in geringerem Umfang anhaftende Bodenpartikel zu erwarten sind, zeigen sich hier jedoch höhere Gehalte als in ungewaschenen Proben.

Für die weiteren betrachteten Pflanzen sind nur zum Teil statistisch robuste Aussagen zu treffen, da die Probenzahlen zu gering sind (< 20). Andere Vorbehandlungsmethoden wie ‚gekocht‘, ‚geschält‘ oder ‚Bodenpartikel entfernt‘ können aufgrund fehlender Daten nicht untersucht werden. Bestätigt werden kann durch die Auswertung lediglich der Trend, dass küchenfertig vorbereitete Pflanzenproben auch bei ubiquitär belasteten Böden zu geringeren Pflanzengehalten führen. Dagegen bestätigt sich nicht die Erwartung, dass gewaschene Pflanzenproben geringere Stoffkonzentrationen aufweisen als ungewaschene Proben.

Die Methode der Pflanzenvorbehandlung bei der Ableitung von Austragsfrachten berücksichtigt (vgl. Kap. D 2.7.2).

D 2.5.3 Versuchsaufbau

ALLOWAY (1999) weist auf Untersuchungen hin, die Unterschiede im Hinblick auf die Metallaufnahme durch Treibhaus- bzw. Topfpflanzen und Freilandpflanzen festgestellt haben. KNOCHE (1996) wertet Daten aus Freiland- und Gefäßversuchen gemeinsam aus, da nach SAUERBECK & LÜBBEN (1991b) die entsprechende Übertragbarkeit gewährleistet ist. Dies gilt jedoch ausschließlich für Versuche auf Böden ohne nennenswerte Stoffeinträge aus der Luft. Untersuchungen von DELSCHEN (1989) haben gezeigt, dass im Gefäßversuch ermittelte Schwermetallgehalte im Pflanzenmaterial nicht uneingeschränkt auf eine Feldsituation übertragbar sind, wobei sich in Abhängigkeit von Pflanzenart, Element und Pflanzenteil unterschiedliche Tendenzen (höhere oder niedrigere Werte) zeigten. Auch hier stellt sich die Frage, ob ein Einfluss auch für ubiquitär belastete Böden vorhanden ist.

Dabei zeigt sich in der statistischen Auswertung z.B. bei Blei in Raps und Weizen-Stroh der Trend, dass höhere Pflanzengehalte in Gefäßversuchen ermittelt wurden. Bei anderen Pflanzen, wie z.B. der Möhre, zeigen sich jedoch gegenläufige Tendenzen. Insgesamt sind nur wenige Daten aus Gefäßversuchen vorhanden, die nach Möglichkeit nicht in die statistische Auswertung zur Untersuchung von Abhängigkeiten des Transfers von Bodeneigenschaften eingehen.

Für die Bilanzierung werden, soweit die Datenbasis ausreichend ist, ausschließlich Freiland-Pflanzenproben verwendet. Liegen weniger als 20 Datensätze vor, werden mit Bezug auf die von SAUERBECK & LÜBBEN (1991b) festgestellte Übertragbarkeit von Freiland- und Gefäßversuchen beide Versuchsarten in die Auswertung einbezogen, wobei dies im Bonitätssystem dokumentiert wird (vgl. Kap. D 2.7.2).

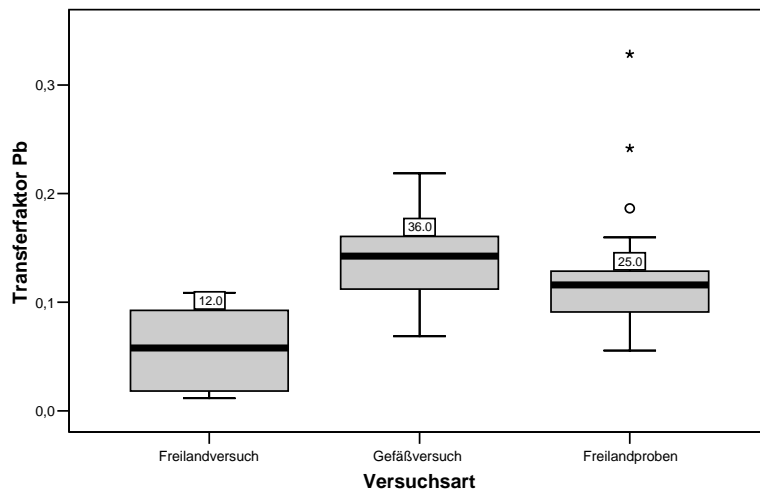


Abb. D 23: Bleigehalte in Winterweizen-Stroh in Abhängigkeit vom Versuchsaufbau. Datengrundlage: Auswahl aus der Ernte-Projektdatenbank mit königswasserlöslichen Bodengehalten unter den Vorsorgewerten Lehm/Schluff (Ausreißer und Extremwerte sind ausgeblendet).

D 2.6 Weitere Einflussfaktoren für den Transfer Boden – Sickerwasser

D 2.6.1 Sickerwasserrate/-menge

Schadstoffe werden mit dem Sickerwasser im Boden nach unten verlagert und können aus dem Wurzelraum ausgewaschen werden. Bei einem ausreichenden Stoffangebot werden mit höherer Sickerwassermenge bei gleichen Stoffkonzentrationen im Sickerwasser höhere Frachten ausgebracht. Dementsprechend bedingen hohe Sickerwasserraten aufgrund der Verdünnung zwar eine geringe Konzentration von vorhandenen Schadstoffen im Sickerwasser, die Gesamtmenge an Schadstoffen, die ggf. aus dem Boden ausgewaschen wird, ist jedoch höher als bei einer geringen Sickerwasserrate (HÖLTING et al. 1995, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

Die Höhe der Auswaschung ist somit abhängig von der Stoffkonzentration und der Sickerwassermenge. Ein vergleichbarer Stoffanteil kann deshalb sowohl bei hoher Sickerwassermenge mit geringer Konzentration als auch bei geringer Sickerwassermenge mit hoher Konzentration ausgewaschen werden.

Typisch für Deutschland sind nach BANNICK et al. (2001) Sickerwasserraten zwischen 100 und 400 mm pro Jahr. Dabei variiert die jährliche Nettosickerwasserspense erheblich in den unterschiedlichen Regionen (Ostdeutschland < 100 mm, Schleswig-Holstein und Bayern bis 400 mm).

Abhängigkeiten zwischen Sickerwassermenge und Stoffkonzentration im Sickerwasser unter ackerbaulicher Nutzung erkennen BIELERT et al. (1999) für Arsen, Cadmium, Chrom, Nickel, Molybdän und Antimon, wobei ein Trend zu abnehmenden Konzentrationen bei zunehmender

Menge vorliegt. Blei, Kobalt, Kupfer, Zink und Zinn zeigen hingegen keinen derartigen Zusammenhang.

Im Rahmen der für dieses F+E-Vorhaben durchgeführten Auswertung der Level-II-Daten für Waldböden ergeben sich Hinweise, dass in Gebieten mit bei geringen Sickerwassermengen (< 200 mm/a) höhere Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser auftreten als bei Standorten in Gebieten mit höheren Sickerwassermengen (> 200 mm/a)⁷ (vgl. Abb. D 24 und Kap. D 2.3.2).

Um diesen Einfluss zu überprüfen, wurden nachfolgend Untersuchungen zu Abhängigkeiten von pH-Wert, Humusgehalt, Bodenart und Bodengehalt differenziert für Standorte mit einer Sickerwasserrate von über und unter 200 mm/a durchgeführt. In der räumlichen Zuordnung entsprechen geringe Sickerwasserraten bei der Bodenartenhauptgruppe Sand weitgehend der Verbreitung des Bodenausgangsgesteins ‚Sande‘ in der Klimaregion Nordostdeutschland (Ermittlung der Klimaregionen nach UTERMANN et al. 1999).

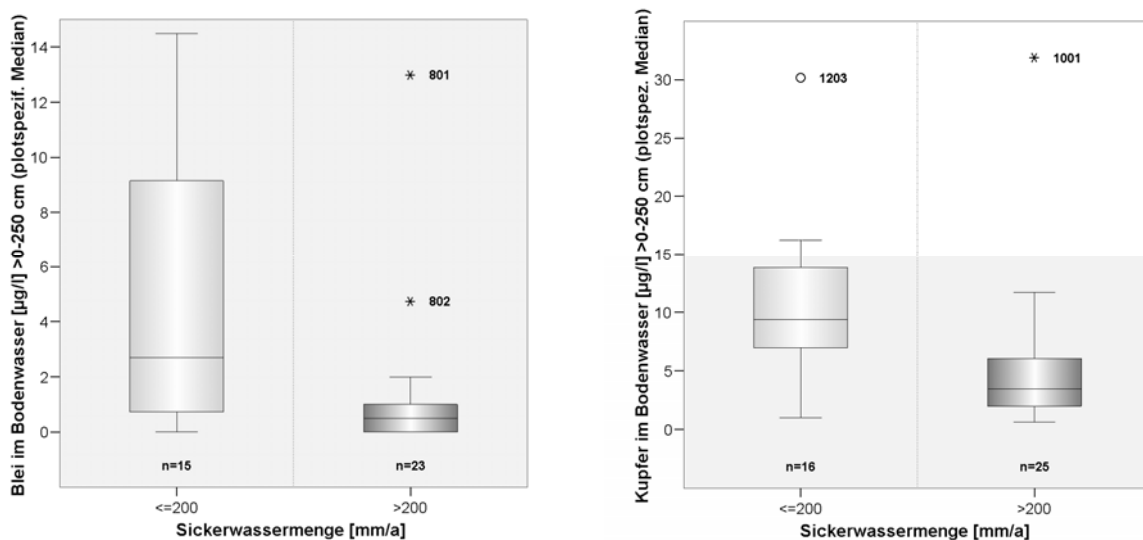


Abb. D 24: Blei- und Kupfergehalte im Bodenwasser von Waldböden in Abhängigkeit von der Sickerwassermenge. Datengrundlage: Level-II-Datenbank (Standorte ohne Vorsorgewertüberschreitung im Boden, soweit Daten vorh.; tensionsgesteuerte Saugkerzen-/platten)

Nach diesen Auswertungen für Waldböden zeigt sich, dass die Sickerwasserrate ein maßgeblich prägender Faktor für eine Differenzierung von Standorteigenschaften ist. Ob die Sickerwassermenge auch die Ursache für die erhöhten Schwermetallkonzentrationen ist, kann damit nicht festgestellt werden. Vielmehr können auch andere Faktoren an den durch geringe Sickerwasserraten gekennzeichneten Standorten auf die Konzentrationen im Sickerwasser wirken. Beispiels-

⁷ Die zur Auswertung herangezogenen Sickerwassermengen liegen in der Level-II-Datenbank der BFH vor. Sie wurden für die einzelnen Level-II-Flächen auf Basis von Chloridbilanzen für jeweils ein Messjahr geschätzt (Ausnahme: Sachsen). Die Jahreswerte wurden für diese Auswertung noch einmal über den gesamten Messzeitraum gemittelt. Die Angaben zur Sickerwassermenge beziehen sich auf Bodentiefen unterhalb des Wurzelraums.

weise können an entsprechenden Sandstandorten charakteristische mächtige Humusauflagen hohe Gehalte an gelöster organischer Substanz im Sickerwasser bedingen und damit eine Mobilisierung von Schwermetallen fördern.

Weiterhin kommt die Bodenreaktion als überlagernder Faktor in Frage. Die Annahme, dass der pH-Wert auf den Waldstandorten unter 200 mm Sickerwasserrate geringer als auf den anderen Level-II-Flächen ist und daher ursächlich für die unterschiedliche Höhe und Streuung der Schwermetallkonzentrationen verantwortlich ist, bestätigt sich bei Betrachtung der pH-Werte an den einzelnen Flächen nicht, da sie in einem vergleichbaren Streubereich liegen (vgl. Abb. D 25 und Kap. D 2.4.4).

Da die pH-Werte an allen Standorten im stark sauren Bereich und unter den Grenz-pH-Werten für eine Mobilisierung der meisten Schwermetalle liegen, ist an allen Standorten von einer erhöhten Löslichkeit auszugehen, die bei gleicher verfügbarer Stoffmenge in einer geringeren Wassermenge zu höheren Konzentrationen führen kann. Eine höhere Verweilzeit des Sickerwassers bei geringen Sickerwasserraten bietet daher eine Erklärungsmöglichkeit für die im Vergleich zu anderen Level II-Standorten höheren Konzentrationen bei geringen Sickerwasserraten unter Wald.

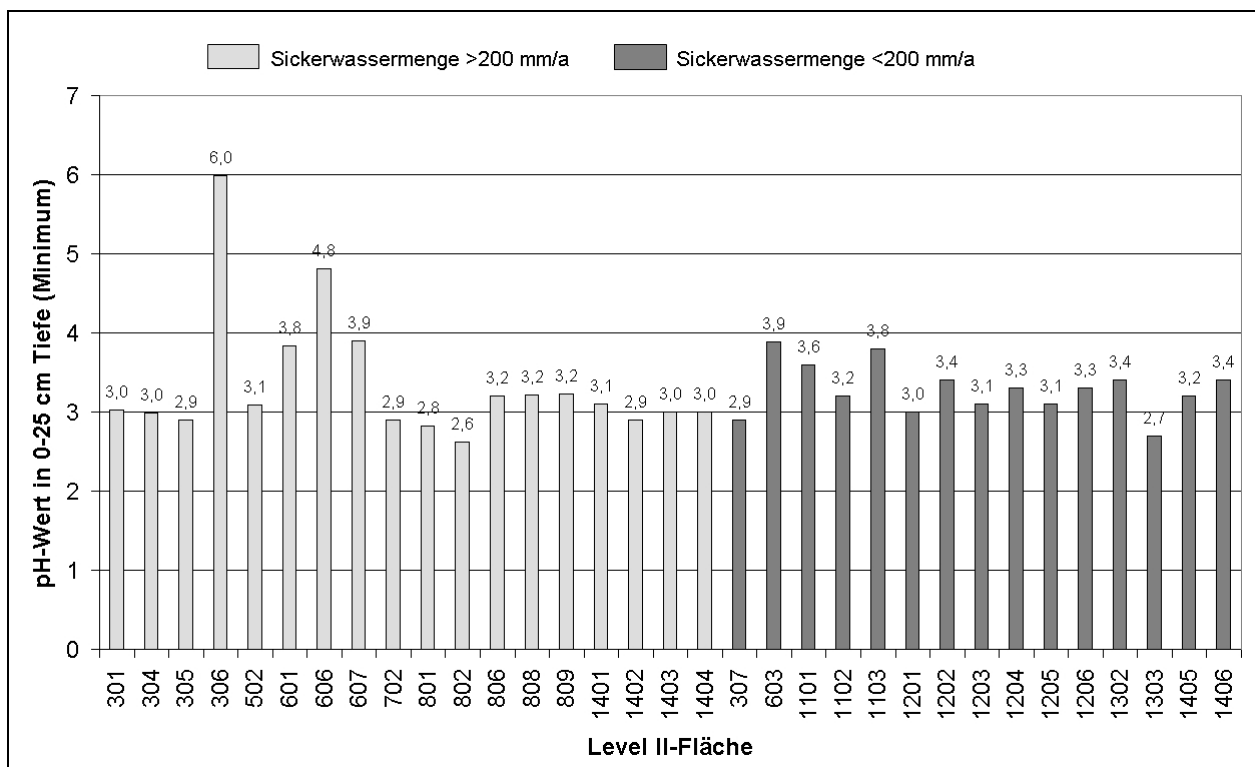


Abb. D 25: pH-Werte im Oberboden von Waldböden an Standorten mit unterschiedlicher Sickerwassermenge (Auswahl von Level-II-Flächen mit vorliegenden Messdaten für Bleikonzentrationen im Sickerwasser)

Im deskriptiven Vergleich der Werteverteilungen von Sickerwasserkonzentrationen bestätigt sich die Annahme für Blei, Cadmium und Kupfer (vgl. Abb. D 24). Bei der Datenauswertung zur Untersuchung von Einflussfaktoren und bei der Ermittlung mittlerer Sickerwasserkonzentrationen für die Bilanzierung werden die Konzentrationsunterschiede berücksichtigt, die sich anhand der Standorteigenschaft ‚Sickerwassermenge‘ abgrenzen lassen.

D 2.6.2 Bodenausgangsgestein und Bodenartenhauptgruppe

Je nach Art und Eigenschaften des Bodenausgangsmaterials kann sich die Höhe des Sickerwasseraustrags unterscheiden. Für eine vergleichende Untersuchung von Sickerwasserkonzentrationen in Abhängigkeit vom Ausgangsmaterial der Bodenbildung reichen auch die im Level-II-Datenbestand vorliegenden Daten zu Versuchsflächen unter Wald nicht aus. Für die meisten vorkommenden Gesteinsarten sind weniger als 10 Versuchsflächen vorhanden (vgl. Tab. D 4).

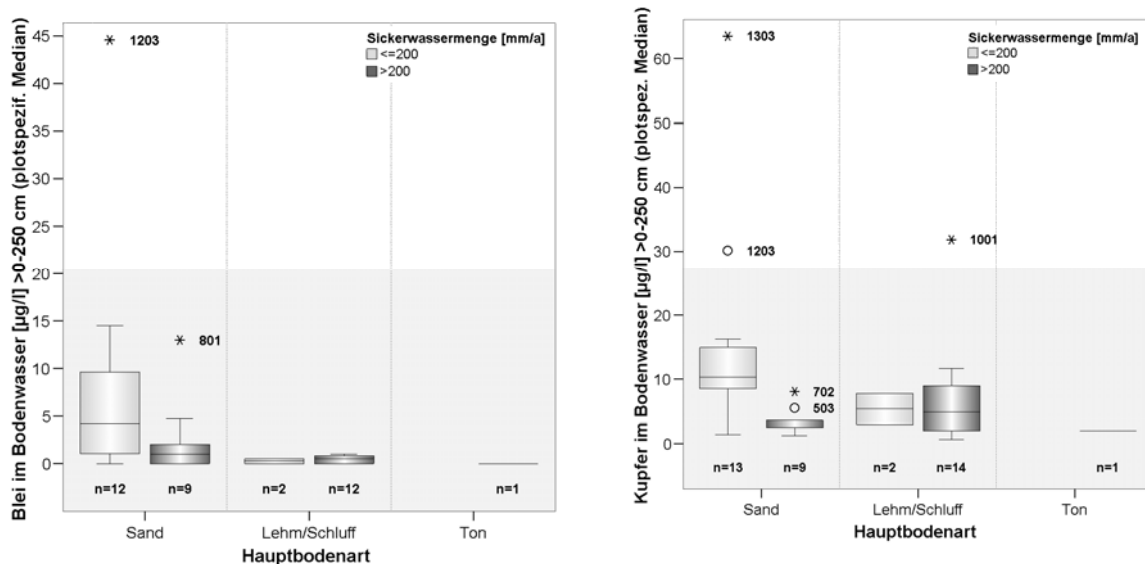


Abb. D 26: Blei und Kupfer im Bodenwasser von Waldböden in Abhängigkeit von Sickerwassermenge und Bodenart. Datengrundlage: Level-II-Datenbank (Standorte ohne Vorsorgewertüberschreitung im Boden, soweit Daten vorh.; tensionsgesteuerte Saugkerzen/-platten)

Wie in Kapitel D 2.4.5 dargestellt, lässt sich ein Einfluss der Bodenart auf den Schwermetalltransfer vom Boden in die Pflanze statistisch nicht belegen. Für den Austrag mit dem Sickerwasser zeigt sich bei alleiniger Betrachtung der Bodenartenhauptgruppe ebenfalls kein deutlicher Einfluss.

Allerdings lassen sich bei einer kombinierten Untersuchung von Einflussfaktoren nach Sickerwasserrate und Bodenartenhauptgruppe die Standortbedingungen unter Wald weiter differenzieren. So weisen insbesondere Standorte mit geringen Sickerwasserraten und der Bodenart Sand hohe Stoffkonzentrationen auf.

D 2.6.3 Zeitliche Variabilität

Die Faktoren, die auf die Höhe des Sickerwasseraustrags wirken, variieren zeitlich, z.B. im Jahresgang aufgrund unterschiedlicher Feuchtezustände des Bodens. So unterliegt sowohl die Sickerwassermenge als auch die Sickerwasserzusammensetzung starken Schwankungen über die Zeit. DUIJNISVELD et al. (2006) weisen auf Variationskoeffizienten von zum Teil weit über 100 % hin. Bei der Betrachtung unbelasteter Böden ist jedoch grundsätzlich von einer geringeren zeitlichen Variabilität von Sickerwasserkonzentrationen und -frachten auszugehen als bei belasteten Böden wie z.B. auf Altlastflächen.

In den Stoffbilanzen für landwirtschaftliche Böden werden in der Regel statistische Kenngrößen von gemessenen Sickerwasserkonzentrationen aus einem Zeitraum von rund zwei Jahren nach BIELERT et al. (1999) verwendet. Angaben zur Variabilität stehen mit 90. Perzentilwerten zur Verfügung. Für Raumeinheiten mit dem Bodenausgangsgestein ‚Sande Nordwest‘ in Niedersachsen gehen Werte nach DUIJNISVELD et al. (2006) in die Quantifizierung von Austragsfrachten ein. Diese repräsentieren zwar gut die lokalen Bodeneigenschaften, spiegeln die zeitliche Variabilität aufgrund erst einer erfolgten Beprobung jedoch nicht wider. Hier geben die 90. Perzentilwerte die Größenordnung der räumlichen Variabilität an.

Auf eine Untersuchung der zeitlichen Variabilität von Sickerwasserkonzentrationen unter forstlicher Nutzung auf Basis von Level-II-Daten wurde in diesem Vorhaben verzichtet. Anstelle einer Ermittlung zeitlicher Trends stand hier insbesondere die Ermittlung von mittleren Werten der gemessenen Sickerwasserkonzentrationen über einen längeren Messzeitraum (mindestens zwei Jahre) im Vordergrund. Informationen zur Variabilität der Sickerwasserkonzentration werden hier durch die Berechnung von 90. Perzentilwerten abgeleitet.

D 2.6.4 Art der forstlichen Bewirtschaftung

Die Art der Bewirtschaftung kann insbesondere unter Wald zu unterschiedlichen Mobilisierungsbedingungen für Schwermetalle im Boden führen. In Abhängigkeit der Bestockung zeigen sich unterschiedliche Bodeneigenschaften, z.B. hinsichtlich von Bodenreaktion, Wasser- und Nährstoffhaushalt.

Auf Basis der vorliegenden Level-II-Daten wird untersucht, inwiefern sich die Art der Bestockung auf die Höhe von Schadstoffkonzentrationen im Bodensickerwasser auswirkt. Dabei wird vereinfachend zwischen Nadelwald und Laub-/Mischwald unterschieden. Im Ergebnis zeigen sich anhand von mittleren Sickerwasserkonzentrationen für 41 Versuchsflächen zumeist höhere Schwermetallkonzentrationen unter Nadel- als unter Laub-/Mischwald (vgl. Abb. D 27). Die Ursache dafür kann in den unterschiedlichen Standortbedingungen liegen: In der Regel herrschen unter Nadelwald geringere pH-Werte vor als unter Laub- und Mischwald vor. Zudem zeigen sich unter Nadelwald häufiger mächtige Humusauflagen, wie z.B. Rohhumus. Diese sind durch Sickerwässer mit einem hohen Anteil an gelöster organischer Substanz charakterisiert, die durch die Bildung metallorganischer Komplexe eine Mobilisierung von Schwermetallen begünstigen.

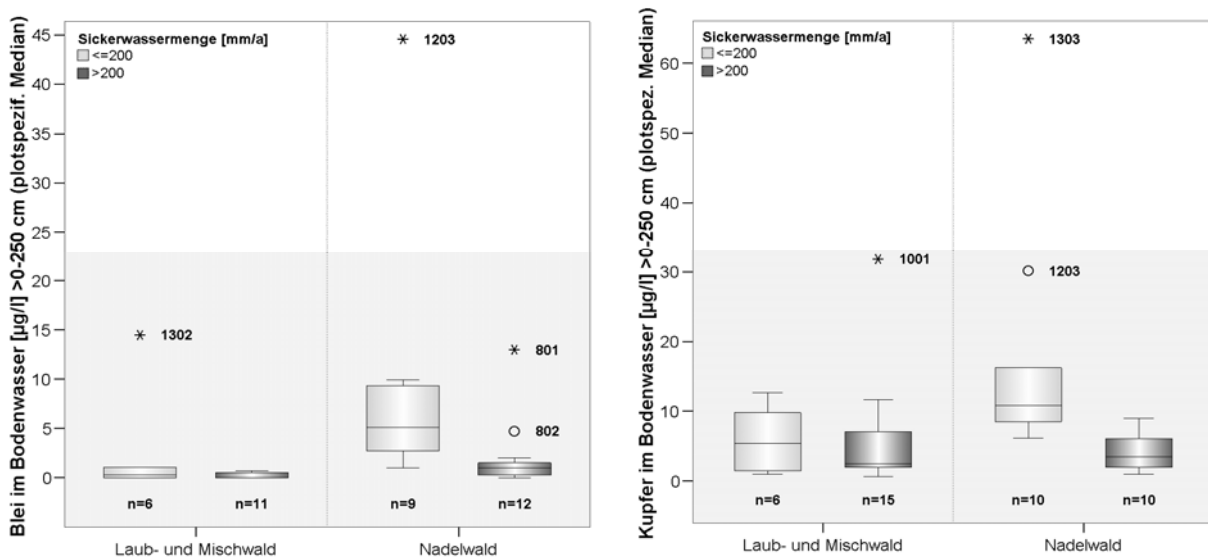


Abb. D 27: Blei- und Kupfergehalte im Bodenwasser in Abhängigkeit von Sickerwassermenge und forstlicher Bestockung. Datengrundlage: Level-II-Datenbank (ohne Standorte mit Vorsorgewertüberschreitung; tensionsgesteuerte Saugkerzen-/platten)

Über die Art der Bestockung lassen sich daher Standortbedingungen identifizieren, die eine erhöhte Auswaschung von Schwermetallen herbeiführen. Diese Unterschiede werden bei der Ermittlung mittlerer Sickerwasserkonzentrationen für die Bilanzierung berücksichtigt, soweit in ausreichendem Umfang Daten zur Verfügung stehen.

D 2.6.5 Probenvorbereitung

Für die Vergleichbarkeit von Messwerten aus dem Bodensickerwasser ist auch die Probenaufbereitung (z.B. Aufbewahrungsmaterial, Filtration) von Bedeutung. So haben BIELERT et al. (1999) Abweichungen bis zu über 80 % hinsichtlich der Gehalte in unfiltrierten gegenüber filtrierten Proben gefunden. Daraufhin gehen die Autoren davon aus, dass Ergebnisse nur im Falle einer Filtration auf 450 nm vergleichbar sind. Weiterhin spielt die Aufschlussmethode eine Rolle.

Bei den im Rahmen der Bilanzierung für Ackerböden verwendeten Daten aus BIELERT et al. (1999) handelt es sich um Ergebnisse für filtrierte Proben (450 nm). In der in diesem Vorhaben zur Untersuchung des Sickerwasseraustrags unter Wald ausgewerteten Level-II-Datenbank liegen keine Informationen zur Probenvorbereitung vor, so dass der Einfluss dieses Faktors nicht abgeschätzt werden kann.

D 2.6.6 Probennahmetechnik

Ergebnisse von Sickerwasseruntersuchungen können sich in Abhängigkeit der verwendeten Methode unterscheiden und sind ggf. nicht miteinander vergleichbar, wenn sie unterschiedliche Anteile des Bodenwassers erfassen.

Eine Beprobung des Bodensickerwassers kann grundsätzlich mit destruktiven oder nicht-destruktiven Methoden erfolgen. Eine destruktive Methode ist die Entnahme von Bodenproben und die Gewinnung des Bodenwassers im Labor. Bei nicht-destruktiven Methoden hingegen werden Geräte zur Gewinnung von Wasser (Lysimeter) im Boden installiert. Dies können entweder tensionsgesteuerte Geräte oder Nullspannungslsimeter sein. Die Verfahren unterscheiden sich grundlegend im erfassten Anteil des Bodenwassers (vgl. Abb. D 28).

Während die fettgedruckten Linien in Abb. D 28 die Anteile des gewonnenen Bodenwassers mit unterschiedlichen Probenahmetechniken (Nullspannungslsimeter, tensionsgesteuerte Lysimeter und Zentrifugation) darstellen, geben die feinen Linien die Anteile des Bodenwassers an, die mit dem jeweiligen Verfahren nicht gewonnen werden. Die von tensionsgesteuerten Geräten gewonnenen Anteile am Bodenwasser können in Abhängigkeit von der Höhe des angelegten Saugdrucks und dem Feuchtezustand des Bodens während der Probenahme variieren (unterbrochene Linie). Die Menge des Adsorptionswassers bei der ex-situ-Beprobung hängt von der Zentrifugationsgeschwindigkeit ab. Darüber hinaus unterscheiden sich die genannten Verfahren hinsichtlich des Informationsgehalts zur räumlichen und zeitlichen Variabilität der Bodenlösungseigenschaften.

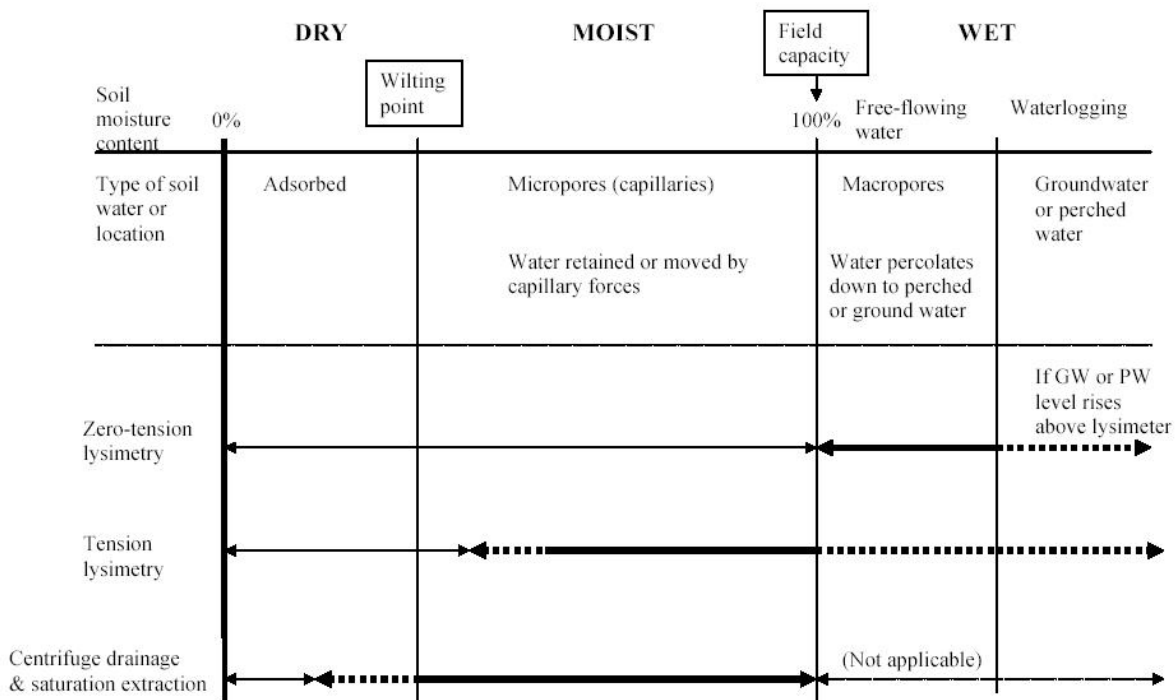


Abb. D 28: Anteile des mittels Nullspannungslsimeter, tensionsgesteuerten Lysimeter und Zentrifugation gewonnenen Bodenwassers. *Quelle:* ICP FORESTS (2003)

Weitergehend können die Baumaterialien von Lysimetern die Sickerwässer in ihrer stofflichen Zusammensetzung beeinflussen. Bei der Verwendung von Edelstahl-Lysimetern können die bis zu 20 % umfassenden Legierungsbestandteile von Edelstahl den Wolfram-, Chrom- und Nickelgehalt des Auslaufs erhöhen. Lysimeter, die innen mit einer Zink-Rostschutzfarbe behandelt

sind, zeigen besonders hohe Anreicherungen einiger Schwermetalle. Verlötete Kupferrohre können weiterhin zu erhöhten Zinn- und Kupfergehalten im Sickerwasser führen (BIELERT et al. 1999).

Bei den im Rahmen der Bilanzierung für landwirtschaftlich genutzte Flächen verwendeten Daten nach BIELERT et al. (1999) wurden diese möglichen Einschränkungen der Verwendbarkeit von Messergebnissen aufgrund von Einflüssen des Lysimetermaterials berücksichtigt, indem betroffene Messwerte im Rahmen der Berechnung statistischer Kenngrößen nicht berücksichtigt wurden.

Problematisch bei der Verwendung von keramischen Saugkerzen oder Plattenlysimetern ist zum einen die mögliche Adsorption von Stoffen durch die Materialien der Versuchsgeräte, wobei vor allem eine Dämpfung der Konzentrationsspitzen und eine Erhöhung sehr geringer Konzentrationen zu erwarten ist (GROSSMANN & UDLUFT 1991). Nach einer Literaturstudie von GROSSMANN et al. (1987) liegen die Abweichungen bei Cadmium, Nickel und Zink in einem vertretbaren Rahmen. Hingegen ist die Erfassung von Blei und Kupfer problematisch. Die dadurch zu erwartenden Unsicherheiten sind bei der Interpretation der Bilanzierungsergebnisse für Wald zu beachten.

Zudem wird mit Saugkerzenuntersuchungen der Austrag über präferentielle Fließwege als bevorzugte Abflussbahnen (Trockenrisse, Tiergänge, Wurzelkanäle etc.) und der kolloidgebundene Transport (insbesondere für organische Schadstoffe von Bedeutung) nicht erfasst. Nach WILCKE & DÖHLER (1995) ist daher damit zu rechnen, dass die veröffentlichten Daten zu Schwermetallausträgen über das Sickerwasser eher die Untergrenze des Austrages darstellen.

Bei der Betrachtung von Ergebnissen aus Sickerwasserbeprobungen mit Hilfe von Saugkerzen sind folgende Faktoren zu berücksichtigen: Bodenwasser, das in verschiedenen großen Poren gebunden ist, wird sich aufgrund der unterschiedlichen Verweilzeiten in seiner Zusammensetzung unterscheiden. Daher kann sich allein die Wahl des Saugdrucks auf die Stoffgehalte der gewonnenen Probe auswirken. Weiterhin sind Bodenwasserkonzentrationen nur in Abhängigkeit von der Beprobungstiefe sinnvoll zu beurteilen. Es ist von ausschlaggebender Bedeutung, dass die gewonnene Probe auch einer bestimmten Tiefe zugeordnet werden kann, d.h. der Saugdruck darf nur so hoch sein, dass ausschließlich aus der gewünschten Tiefenstufe Bodenwasser entnommen wird.

Untersuchungen an 18 Waldstandorten in Bayern zeigten mit Ausnahme von oberflächlich versauerten Standorten kaum Abhängigkeiten der Konzentrationen von Blei, Cadmium, Nickel, Kupfer und Zink von der Tiefenstufe der Sickerwasserbeprobung (BLUM et al. 2005). An Bodendauerbeobachtungsflächen in Baden-Württemberg hingegen wurden tiefenabhängig unterschiedliche Konzentrationen von Arsen, Blei, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink gemessen (UMEG 2003). Auch die Ergebnisse der Level-II-Auswertung im Rahmen dieses Vorhabens zeigen an Waldstandorten häufig tiefenabhängig unterschiedliche Schwermetallkonzentrationen (vgl. Kap. D 2.3.2).

Unabhängig von der Beprobungsmethode gilt, dass Untersuchungsergebnisse aus Sickerwasseruntersuchungen Punktmessungen darstellen, und dass die Angabe flächenbezogener Werte (Konzentrationsmittelwerte, Frachten) aufgrund von Hochrechnungen erfolgen muss. Die Unsicherheiten entsprechender Hochrechnungen sind bei der Ergebnisinterpretation zu berücksichtigen.

Um eine flächenrepräsentative Beprobung der Bodenlösung zu erreichen, werden häufig Parallelmessungen auf vier bis sechs Parzellen einer Fläche durchgeführt, so auch im Level-II-Programm des forstlichen Umweltmonitorings. An 18 Bayerischen Level-II-Standorten lagen die Abweichungen zwischen Messwerten der parallel betriebenen Saugkerzen für die Parameter Blei, Cadmium, Nickel, Kupfer und Zink nach Ausreißerbereinigung im Mittel bei 20 bis 25 % und sind damit relativ gering. Die Autoren gehen davon aus, dass bei sorgfältiger Bestückung der zu untersuchenden Standorte mit Saugkerzen sich nach entsprechender Einlaufphase der Beprobungsanlagen Ergebnisse erzielen lassen, die für den jeweiligen Standort repräsentativ sind. Selbst die Bildung von über den Versuchszeitraum von zwei Jahren gemittelten Werte beeinträchtigt die Aussagen standortbezogener Bilanzen kaum (BLUM et al. 2005). So ist auch für die zur Quantifizierung von Austragsfrachten unter Wald ausgewerteten Level-II-Daten eine ausreichende Repräsentanz anzunehmen.

D 2.7 Quantifizierung des Ernteentzugs für Stoffbilanzen

D 2.7.1 Vorgehensweise zur Ermittlung von Austragsfrachten

Als Ernteentzug soll hier in Anlehnung an SCHÜTZE & NAGEL (1998) die Schadstoffmenge verstanden werden, die mit der geernteten Biomasse von landwirtschaftlichen und forstwirtschaftlichen Nutzflächen entfernt wird. Dabei spielt es keine Rolle, ob der Schadstoff tatsächlich den Boden erreicht hat, oder bereits vorher an oberirdische Pflanzenteile angelagert oder in diese aufgenommen worden ist. Konzentrationen in Ernteprodukten sind somit als Ergebnis der Gesamtexposition der Pflanzen zu verstehen, die die Schadstoffaufnahme aus dem Boden, Deposition auf oberirdische Pflanzenteile, Diffusion gasförmiger Schadstoffe durch die Spaltöffnungen, Reemission aus dem Boden und Aufnahme in die Blätter, Verschmutzung des Erntegutes mit Bodenteilchen und andere Vorgänge beinhaltet.

Unter Berücksichtigung der fachlichen Anforderungen werden aus den vorliegenden Daten zum Stofftransfer Boden – Pflanze Durchschnittswerte für Stoffgehalte in Pflanzen ermittelt (vgl. Kap. D 2.7.2). Die Quantifizierung der Austragsfracht über die Ernte erfolgt schließlich durch Multiplikation eines mittleren Schadstoffgehalts im Erntegut mit der Erntemenge (vgl. Kap. D 2.7.3). Die Ernteausträge persistenter Schadstoffe können dabei nach der Gleichung D 1 aus dem Trockenmasseertrag und einem mittleren Schadstoffgehalt der einzelnen Kulturarten ermittelt werden (vgl. SCHÜTZE & NAGEL 1998, SCHÜTZE et al. 2003):

Gleichung D 1	$F_{E\text{Anb}} = f_{tr} \cdot C_E$	$F_{E\text{Anb}}$	Jährliche Austragsfracht über Ernte in Abhängigkeit von Anbauverhältnissen [mg/(ha*a)]
		f_{tr}	Mittlerer jährlicher Trockenmasseertrag des Ernteguts [kg TS /(ha*a)]
		C_E	Stoffkonzentration in den geernteten Pflanzenteilen [mg/kg TS]

Die Austragsfrachten über die Abfuhr des Ernteguts sind in Kapitel D 2.9 für die in der Bilanz betrachteten Raumeinheiten dargestellt.

Die Ergebnisse der Datenauswertung bestätigen die Vorgehensweise, anstelle von Transferfaktoren mittlere Schadstoffkonzentrationen zur Quantifizierung von Frachten heranzuziehen (vgl. Kap. D 2.4). Da der Schadstoffgehalt im Boden sich bei Gehalten unterhalb der Vorsorgewerte nach BBodSchV nicht allein als prägender Faktor für die Höhe des Pflanzengehalts identifizieren ließ, wird der Medianwert der Stoffkonzentration in Pflanzen(-teilen) für die Bilanzierung verwendet. Die Konzentration C_E wird für die einzelnen Kulturfrüchte bzw. deren Pflanzenteile, Grünlandaufwuchs und Hölzer differenziert.

Beispielrechnung für Blei

Unter Berücksichtigung der fachlichen Anforderungen wird beispielhaft für einen Anbautyp der Ernteentzug für Blei ermittelt. Der Anbautyp ist durch dominanten Anbau von Weizen/Zuckerrüben/Wintergerste beschrieben. Die jeweilige Anbaufläche der Früchte im Anbautyp ist in Tab. D 8 dargestellt.

Auf der Grundlage mittlerer Bleikonzentrationen in Pflanzen(-teilen), des durchschnittlichen Ertrags, sowie der durchschnittlichen Feuchte des Ernteprodukts wird die für diesen Anbautyp charakteristische Ernte-Austragsfracht ermittelt.

Tab. D 8: Beispielrechnung für den Austrag von Blei über Ernte für einen Anbautyp

Kulturfrüchte des Anbautyps	Anbaufläche [%]	Konzentration Pflanze [mg/kg]	Jahresertrag [kg FS / ha]	Feuchte des Ernteprodukts* [%]	Jahresertrag [kg TS / ha]	Jährliche Austragsfracht Ernte [g/ha]
Weizen Korn	46,6	0,08	6.680	13,2	5798	0,216
Weizen Stroh	46,6	0,4	2.671	10	2404	0,448
Raps	18,9	0,06	7.034	11	6260	0,071
Sommergerste	14,8	0,29	5.390	11,7	4760	0,204
Wintergerste	8,2	0,23	5.520	11,7	4874	0,092
Silomais	5,2	0,51	44.420	70	13326	0,353
Zuckerrüben	2,7	1,03	61.050	70	18315	0,509
Zuckerrüben Blatt	2,7	4,4	22.893	20	18314	2,176
Triticale	1,7	0,13	5.860	13	5098	0,011
Roggen	1,5	0,14	5.540	13,7	4781	0,010
Kartoffeln	0,6	0,07	40.840	77,8	9066	0,004
Summe						4,095

* SOUCI et al. (1986), BANNICK (schriftl. Mittlg. 2004), KALTSCHMITT & HARTMANN (2001)

Die ermittelte Ernte-Austragsfracht wird als Abreicherung von Schadstoffen im relevanten Bezugshorizont in die Bilanzierung aufgenommen (Horizonttiefe bei Acker 30 cm, bei Grünland und Wald 10 cm). Für die Ermittlung der Konzentrationsreduzierung, die mit der Abfuhr der Erntegüter verbunden ist, wird eine Trockenrohddichte von 1,4 g/cm³ angenommen. Daraus ergibt sich für dieses Beispiel eine Abreicherung von 0,000975 mg/kg im Oberboden. Diese stellt die jährliche Konzentrationsreduzierung im Oberboden durch den Ernteentzug dar.

D 2.7.2 Ermittlung von Stoffkonzentrationen im Erntegut

a) *Datenerhebung der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) für landwirtschaftliche Flächen*

Zur Ergänzung der Datenbasis zum Transfer Boden – Pflanze wurden von der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) Untersuchungen von Schwermetallen in Pflanzen von Versuchsflächen des Bundessortenamtes durchgeführt (SCHNUG et al. 2006). Dabei wurden 429 Pflanzenproben auf die Gehalte von As, B, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, (Se⁸), Sn, Tl, Tn und F untersucht. Bereitgestellt wurden repräsentative Mischproben für landwirtschaftliche Kulturfrüchte bzw. deren Pflanzeteile. Diese Mischproben beinhalten verschiedene Sorten und stammen von ca. 20-30 Versuchsstandorten.

Die Pflanzenproben wurden mit einem Mikrowellen-Aufschluss mit HNO₃ und H₂O₂ extrahiert (außer Fluorid⁹). Für weitere Informationen zu Analytik und Bestimmungsgrenzen wird hier auf SCHNUG et al. (2006) verwiesen. Im Ergebnis einer Auswertung des Probenkollektivs liegen statistische Kenngrößen wie Mittelwert, Standardabweichung und Perzentilwerte vor. Als Grundlage für die Berechnung der Bilanzen werden hier die Ergebnisse einer Berechnung herangezogen, bei der für sämtliche Proben, deren Gehalte unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen, der halbierte Wert der Bestimmungsgrenze eingesetzt wurde. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass es sich um einjährige Werte handelt und dass die Bestimmungsgrenze verfahrensbezogen teilweise recht hoch angesetzt war.

b) *Auswertung der Ernte-Projektdatenbank für landwirtschaftliche Flächen*

Zur Ermittlung durchschnittlicher Schadstoffkonzentrationen in Ernteprodukten wird die im Rahmen dieses Vorhabens erstellte Ernte-Projektdatenbank ausgewertet. Mit den Ergebnissen wird die Datenbasis für bestimmte Stoffe oder Pflanzen(-teile) ergänzt, die bei SCHNUG et al (2006) nicht untersucht wurden.

Die Datenbank beinhaltet größtenteils Datenpaare aus der TRANSFER-Datenbank für Ackerflächen und wurde durch Einzelmesswerte von LIEBE et al. (1997) ergänzt¹⁰. Die Vorgehensweise zur Ableitung mittlerer Konzentrationen auf Basis der Projektdatenbank ist im Überblick in Abb. D 29 dargestellt.

⁸ Für Selen werden in SCHNUG et al. (2006) aufgrund analytischer Schwierigkeiten keine Ergebnisse mitgeteilt.

⁹ Bestimmung in Anlehnung an VDLUFA Methode VII 2.2.1

¹⁰ Neben Einzelwerten wurde die Ernte-Projektdatenbank durch statistische Kenngrößen (Mittelwerte, Mediane, Spannweiten) aus Literatur und Datenrecherche ergänzt, die jedoch nicht zur Auswertung herangezogen wurden, sondern zur Vervollständigung der Datenbasis und zum Zweck der Plausibilitätsprüfung von statistisch abgeleiteten Daten.

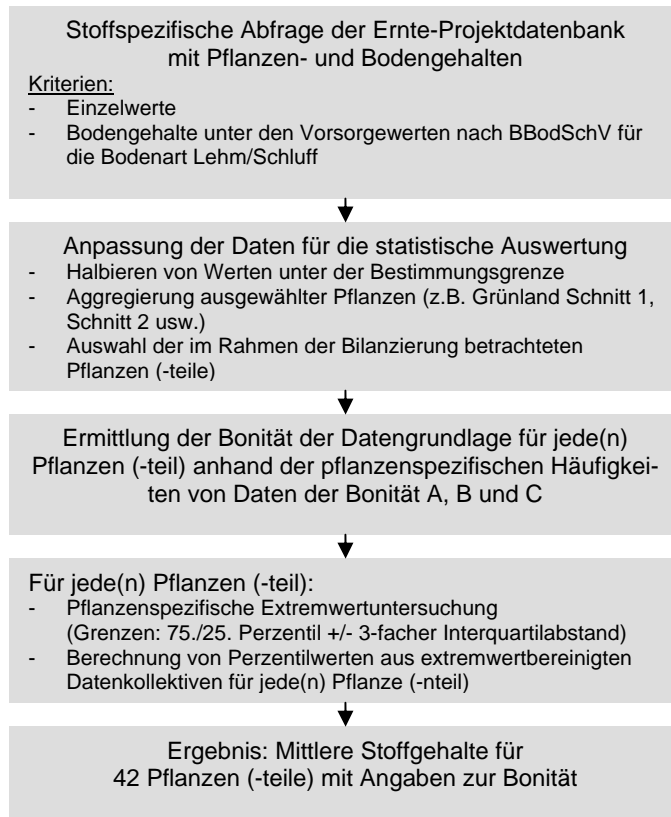


Abb. D 29: Vorgehensweise bei der Ermittlung von durchschnittlichen Stoffgehalten in verschiedenen Pflanzen (-teilen)

Häufig ist bei der Ermittlung der charakteristischen Schwermetallkonzentrationen in Pflanzen der Umfang von Daten, die die fachlichen Anforderungen erfüllen, zu gering für die Angabe statistisch robuster Kenngrößen¹¹. Um auch in diesen Fällen Anhaltspunkte liefern zu können, werden auch Datenkollektive geringerer Qualität in die Auswertung integriert und mit einer Bonitätsangabe (z.B. C, D) gekennzeichnet. Eine Plausibilitätsprüfung erfolgt anhand von Literatur- und Referenzwerten (s.u.).

¹¹ So wurde im Ergebnis der in Kap. DD 2.3.1 beschriebenen statistischen Auswertung zur Untersuchung der Abhängigkeit des Transfers Boden – Pflanze von Einflussfaktoren und aufgrund der nicht zielführenden Komplexität die Quantifizierung von Schadstoffgehalten in Ernteprodukten nicht auf Basis multifaktorieller Regressionsbeziehungen vorgenommen. Gründe dafür sind zum einen Unsicherheiten bei der Festlegung von charakteristischen Werten für z.B. pH-Wert und Humusgehalt für die typisierten Raumeinheiten und zum anderen die selbst bei Cadmium festgestellten geringen Bestimmtheitsmaße, die die Güte (Stärke) des Zusammenhangs beschreiben ($R^2 < 0,35$). Stattdessen wurden ‚prägende‘ Faktoren identifiziert, die bereits allein stehend einen maßgeblichen Einfluss auf die Höhe des Austrags ausüben und in deren Abhängigkeit die Eingangsgrößen für die Bilanzierung auf einfache Weise differenziert werden können. In der Bilanzierung werden weitgehend Stoffkonzentrationen nach SCHNUG et al. (2006) verwendet, die nicht nach Standorteigenschaften differenziert sind. Die in diesem Vorhaben gewonnenen Erkenntnisse zum prägenden Faktor ‚pH-Wert‘ für leicht mobilisierbare Schwermetalle sind bei der Interpretation der Bilanzergebnisse zu berücksichtigen.

Bei der Ableitung von Informationen zum Stofftransfer Boden – Pflanze sind bestimmte Voraussetzungen zu beachten. Wesentlich ist z.B. die Berücksichtigung unterschiedlicher Aufschlussmethoden zur Ermittlung des Stoffgehalts im Boden, da Stoffanteile in unterschiedlichen Bindungsformen erfasst werden. Für Konzentrationen in Pflanzen sind Unterschiede zwischen den Analysemethoden weniger ausgeprägt. Es wird in der Regel der Gesamtgehalt aufgeschlüsselt, da die Schadstoffe im Gegensatz zum Boden nicht in unterschiedlichen Bindungsformen vorliegen.

Bonitätssystem für Daten zu Schadstoffkonzentrationen in Pflanzen

Um die Qualität der abgeleiteten Werte für mittlere Schadstoffkonzentrationen in Pflanzen zu bewerten, wird unter Berücksichtigung der fachlichen Voraussetzungen ein Bonitätssystem eingeführt. Damit werden die Eingangsgrößen für die Bilanzierung mit Informationen zu ihrer Güte bzw. Aussagekraft belegt (vgl. Tab. D 9). Der Bonitätsindex wird in den Projektdaten vorgehalten. Bei der Interpretation statistischer Kenngrößen mit einem Bonitätsindex $\neq A$ ist die eingeschränkte Vergleichbarkeit der Grundlegendaten und die daraus resultierende begrenzte Aussagekraft zu beachten. Die Werte mit Bonität A können als weitgehend verlässliche Durchschnittswerte dienen.

Literaturangaben mit vollständigen Begleitangaben und geeigneten Erhebungsbedingungen (z.B. nicht spezifisch belastete Böden) sind als verlässliche Durchschnittswerte anzusehen und werden ebenfalls der Bonität A zugeordnet. Daten aus der Literatur beinhalten jedoch häufig keine vollständigen Angaben zur verwendeten Datengrundlage und zu Randbedingungen des Versuchs oder der Datenauswertung. Diese werden dann der Bonität D zugeordnet.

Liegen nicht in ausreichender Zahl Datenpaare Boden – Pflanze der Bonität A in der Projektdatenbank zur Auswertung vor ($n < 10$), werden zunächst auch gewaschene Proben integriert (auf küchenfertig vorbereitete Pflanzenproben wird jedoch aufgrund der Ergebnisse der statistischen Auswertung, vgl. Kap. D 2.5.2, verzichtet). Reicht auch dann der Datenumfang nicht für die Ableitung statistisch abgesicherter Medianwerte aus, wird auf weitere Proben z.B. mit speziell angegebenen Belastungseinflüssen zurückgegriffen.

Tab. D 9: Bonitätssystem der in die Bilanzierung eingehenden statistischen Kenngrößen für den Transfer Boden – Pflanze

Bonität	Eigenschaften
A	Statistisch abgeleiteter Wert mit Datenbasis: königswasserlösliche Bodengehalte / ungewaschene Pflanzenproben / keine Hinweise auf bestimmte Belastungsquellen, Freilandversuch, statistisch abgesicherte Medianwerte mit $n \geq 20$
	Wert aus der Literatur mit vollständigen Begleitangaben und geeigneten Erhebungsbedingungen $n \geq 20$
B	Statistisch abgeleiteter Wert mit Datenbasis: Boden-Gesamtgehalte (Königswasser / Flusssäureaufschluss o.ä.) / ungewaschene Pflanzenproben / keine Hinweise auf bestimmte Belastungsquellen, Freiland u. Gefäßversuche, statistisch abgesicherte Medianwerte mit $n \geq 20$
	Wert aus der Literatur mit vollständigen Begleitangaben und entsprechenden Erhebungsbedingungen $n \geq 20$ Standorte
C	Statistisch abgeleiteter Wert mit Datenbasis: Boden-Gesamtgehalte (Königswasser / Flusssäureaufschluss o.ä.) / beliebige Pflanzenvorbehandlung / mit oder ohne Hinweis auf bestimmte Belastungsquellen, Freiland u. Gefäßversuche, Medianwerte mit $n \geq 10$
	Wert aus der Literatur mit vollständigen Begleitangaben und entsprechenden Erhebungsbedingungen $n \geq 10$
D	Statistisch abgeleiteter Wert mit Datenbasis: Boden-Gesamtgehalte (Königswasser / Flusssäureaufschluss o.ä.) / beliebige Pflanzenvorbehandlung / mit oder ohne Hinweis auf bestimmte Belastungsquellen, Freiland u. Gefäßversuche, Medianwerte mit $n < 10$
	Wert aus der Literatur ohne Angabe zu Erhebungsbedingungen und/oder zum Umfang der Datengrundlage
E	Keine Daten vorhanden

Ziel der Datenauswertung ist die Ermittlung mittlerer Stoffgehalte für Pflanzen unbelasteter Böden. Aufschlussmethoden im Rahmen von Bodenuntersuchungen sind dann relevant, wenn unbelastete (im Sinne von ubiquitär belasteten) Böden identifiziert werden. Ausgewertet werden entsprechend den Vorgaben der BBodSchV für die Bestimmung von Stoffgehalten in Böden und

aufgrund des Bezugs der Vorsorgewerte für Böden Daten aus dem Königswasserextrakt (Bewertungsmaßstäbe vgl. Tab. D 1). Wenn aus Datenmangel weitergehende Daten, die auf den Totalgehalt abzielen (z.B. Flusssäureextrakt, RFA), einbezogen werden, wird dies im Bonitätssystem vermerkt (vgl. Kasten). Messergebnisse von Standorten mit Überschreitung der Prüfwerte nach BBodSchV für den Pfad Boden – Pflanze im Ammoniumnitratextrakt werden in der Auswertung nicht berücksichtigt.

Nach der Identifizierung und Eliminierung von Extremwerten wird aus den vorliegenden Messwerten von Versuchsflächen ohne Vorsorgewertüberschreitung der Median als aussagekräftige Kenngröße für den durchschnittlichen Stoffgehalt in den einzelnen Pflanzen (-teilen) berechnet. Dieser eignet sich im Gegensatz zum arithmetischen Mittelwert auch für nicht normalverteilte Datenkollektive, wie sie im Rahmen der betrachteten Fragestellung meist vorliegen. Neben dem Umfang verrechneter Daten werden das 5., 10., 90. und 95. Perzentil¹² als Maße für Spannweite und Streuung der Werteverteilung angegeben. In der TRANSFER-Datenbank enthaltene 0-Werte werden nicht für statistische Berechnungen herangezogen. Werte unterhalb der Nachweisgrenzen wurden halbiert.

Im Ergebnis wurden Angaben zur durchschnittlichen Schadstoffkonzentration in 42 Pflanzen (-teilen) mit Angaben zur Bonität ermittelt. Darunter sind sowohl Feldfrüchte als auch Grünlandaufwuchs. Entsprechend den Ergebnissen der statistischen Auswertung konnten für Cadmium Durchschnittswerte für unterschiedliche pH-Bereiche von Böden berechnet werden.

c) *Ergänzung der bestehenden Datenbasis*

Die aus den Untersuchungen von SCHNUG et al. (2006) und der Auswertung der Projektdatenbank (TRANSFER-Datenbank + LIEBE et al. 1997) vorliegenden Werte für Schwermetallkonzentrationen in Pflanzen werden durch statistische Kenngrößen oder Wertespanssen aus der Fachliteratur ergänzt (ADRIANO 2001; BFEL 2003; BRÜGGEMANN 1997¹³; DBU 2003; ELLENBERG 1986; HEYN & JANSSEN 1995; ISERMANN 1983; JACOBSEN et al. 2002; KALTSCHMITT & HARTMANN 2001; KELLER et al. 2005; LAMERSDORF 1988; LANDESANSTALT FÜR IMMISSIONSSCHUTZ NRW 1980; LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG ohne Jahresangabe; MAYER 1981; NORRA 1997; OBERNBERGER 1998; RANFFT 1984; RASP 1993; SAUERBECK & LÜBBEN 1991; SCHÜTZE & NAGEL 1998; SOUCI et al. 2000¹⁴; TRÜBY 1994; VDLUFA ohne Jahresangabe; WILCKE & DÖHLER 1995; ZÖTTL 1985).

Die relevanten Daten aus den genannten Publikationen liegen in der Ernte-Projektdatenbank vor und dienen zur Vervollständigung der Datenbasis. In der TRANSFER-Datenbank liegen z.B. keine Informationen für forstwirtschaftliche Ernteprodukte vor. Diese wurden der Literatur ent-

¹² Die Berechnung der Perzentilwerte erfolgt nach der Methode gewichteter Mittelwerte. Dieses interpolierende Verfahren ist insbesondere für kleine Stichproben geeignet, da das Ergebnis weniger von Einzelwerten beeinflusst wird als bei einer rein rangplatzorientierten Perzentilberechnung.

¹³ Mit BFEL (2003) und BRÜGGEMANN (1997) liegen Informationen aus der **Besonderen Ernteermittlung** (BEE) der Bundesforschungsanstalt für Ernährung und Lebensmittel (BFEL) vor. Im Rahmen der BEE werden Schwermetallgehalte (Cd, Cr, Ni, Pb, Zn) in Gerste, Weizen und Roggen (BRÜGGEMANN 2003) ermittelt. Bei der BEE werden Druschproben untersucht, d.h. es werden ausschließlich Körner auf Schadstoffgehalte untersucht. Zu anderen Pflanzenteilen bzw. zur Gesamtpflanze geben diese Daten keine Auskunft.

¹⁴ Bei der **Souci-Fachmann-Kraut-Datenbank** handelt es sich um die digitale Umsetzung des Standardwerkes von SOUCI et al. (2000) zur Bereitstellung von Informationen zum Nährwert und Elementgehalten für ca. 800 in der BRD handelsübliche Lebensmittel. Die enthaltenen Werte beziehen sich auf den "essbaren Anteil" des Lebensmittels in seiner handels- bzw. verzehrsüblichen Form.

nommen. Darüber hinaus dienen die Literaturangaben zur Plausibilitätsprüfung der statistisch ermittelten Schwermetallkonzentrationen in Pflanzen.

Die Qualität der Literaturwerte wird in Form des Bonitätssystems dokumentiert (vgl. Tab. D 9). Zudem werden die für die Bonität relevanten und in der Veröffentlichung enthaltenen Informationen zu Versuchsaufbau und Erhebungsbedingungen erfasst. Bei der Interpretation von Daten ist stets deren Erhebungszeitpunkt zu berücksichtigen, da sich die atmosphärischen Schadstoffeinträge z.B. seit den 1980er Jahren deutlich reduziert haben und sich damit auch die Austragsverhältnisse geändert haben können.

Um die Größenordnung von empirischen Daten zum Ernteentzug im Hinblick auf die Plausibilität einordnen zu können, werden Grenzwerte für Schadstoffgehalte in Ernteprodukten als Maßstab herangezogen (EU-Kontaminantenverordnung¹⁵, Futtermittelverordnung¹⁶, ZEBS-Werte¹⁷). Diese Werte werden nicht als Eingangsgrößen für die Bilanzierung verwendet.

d) Datenzusammenstellung und Auswahl der Bilanzeingangsgrößen

Für die betrachtungsrelevanten Parameter und Pflanzen liegt im Ergebnis von Auswertungen und Recherchen eine umfassende Datengrundlage zu Gehalten anorganischer Schadstoffe in Pflanzen(-teilen) vor. Der Umfang der errechneten und recherchierten Daten unterscheidet sich je nach Schadstoff und Pflanzen(-teil). Die umfassende Zusammenstellung wird in digitaler Form vorgehalten.

Aus den vorliegenden Daten wurden in Abstimmung mit dem Umweltbundesamt nach Kriterien der Repräsentanz (Umfang, Qualität und Erhebungszeitraum) und Plausibilität (Höhe in Relation zu Grenzwerten und weiteren Untersuchungsergebnissen) geeignete Werte als Eingangsgrößen für die Bilanzierung ausgewählt. Soweit vorliegend werden die Daten nach SCHNUG et al. (2006) als Bilanzgrößen verwendet (vgl. Tab. D 10).

Tab. D 10: Bilanzgrößen für den Austragspfad Boden – Pflanze (Stoffkonzentration in Pflanzen)

Stoff	Pflanzenteil Anbautyp	N	P10 [mg/kg TS]	P50 [mg/kg TS]	P90 [mg/kg TS]	Quelle Konzentrationswert
Antimon	(Futter-) Erbse Korn	33	0,005	0,005	0,005	SCHNUG et al. (2006)
Antimon	Hafer Korn	16	0,005	0,02	0,133	SCHNUG et al. (2006)
Antimon	Hafer Stroh	16	0,005	0,018	0,204	SCHNUG et al. (2006)
Antimon	Kartoffel Knolle	32	0,005	0,005	0,005	SCHNUG et al. (2006)
Antimon	Körnermais Korn	20	0,005	0,005	0,029	SCHNUG et al. (2006)
Antimon	Raps Korn	18	0,005	0,03	0,041	SCHNUG et al. (2006) (Winterraps Korn)
Antimon	Roggen Korn	23	0,005	0,07	0,438	SCHNUG et al. (2006)

¹⁵ Die **EU-Kontaminantenverordnung** legt zum Schutz der öffentlichen Gesundheit Höchstgehalte für Blei, Cadmium und Quecksilber in Lebensmitteln fest, wobei für Quecksilber keine Grenzwerte für pflanzliche Produkte angegeben sind.

¹⁶ Die **Futtermittelverordnung** (FMVO 1992) gibt zulässige Höchstgehalte für Schwermetalle in Futtermitteln an. Diese wurden als höchst zulässige Pflanzenkonzentration bei der rechnerischen Ableitung von Prüfwerten für den Wirkungspfad Boden – Nutzpflanze der BBodSchV (Anhang 2 Nr. 2) zugrunde gelegt.

¹⁷ Die von der Zentralstelle zur Erfassung und Bewertung von Stoffen des Bundesgesundheitsamtes (ZEBS) 1976 herausgegebenen, jährlich aktualisierten und im Jahr 2000 zurückgezogenen **ZEBS-Werte** geben Höchstmengen für Gehalte der Schwermetalle Arsen, Cadmium, Quecksilber, Blei und Thallium in Nahrungsmitteln an. Diese wurden nach statistischen, gesundheitlichen, aber auch die Versorgung der Bevölkerung berücksichtigenden Gesichtspunkten festgelegt, jedoch nicht toxikologisch abgeleitet.

Stoff	Pflanzenteil Anbautyp	N	P10 [mg/kg TS]	P50 [mg/kg TS]	P90 [mg/kg TS]	Quelle Konzentrationswert
Antimon	Roggen Stroh	23	0,005	0,005	0,042	SCHNUG et al. (2006)
Antimon	Silomais Häcksel	24	0,005	0,005	0,04	SCHNUG et al. (2006)
Antimon	Sommergerste Korn	16	0,005	0,005	0,02	SCHNUG et al. (2006)
Antimon	Sommergerste Stroh	15	0,005	0,005	0,038	SCHNUG et al. (2006)
Antimon	Triticale Korn	23	0,005	0,005	0,005	SCHNUG et al. (2006)
Antimon	Weizen Korn	24	0,005	0,005	0,005	SCHNUG et al. (2006) (Winterweizen Korn)
Antimon	Weizen Stroh	19	0,005	0,005	0,005	SCHNUG et al. (2006) (Winterweizen Stroh)
Antimon	Wintergerste Korn	30	0,005	0,005	0,005	SCHNUG et al. (2006)
Antimon	Wintergerste Stroh	29	0,005	0,005	0,04	SCHNUG et al. (2006)
Antimon	Winterweizen Korn	24	0,005	0,005	0,005	SCHNUG et al. (2006)
Antimon	Zuckerrübe Rübe	30	0,005	0,005	0,028	SCHNUG et al. (2006)
Arsen	(Futter-) Erbse Korn	33	0,035	0,035	0,035	SCHNUG et al. (2006)
Arsen	Fichte Stammholz			0,03		Mittelwert nach LAMERSDORF (1988)
Arsen	Grünland	21	0,10227	0,102	0,244	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Arsen	Hafer Korn	16	0,035	0,035	0,035	SCHNUG et al. (2006)
Arsen	Hafer Stroh	16	0,035	0,035	0,035	SCHNUG et al. (2006)
Arsen	Kartoffel Knolle	32	0,035	0,035	0,035	SCHNUG et al. (2006)
Arsen	Körnermais Korn	20	0,035	0,035	0,035	SCHNUG et al. (2006)
Arsen	Möhre Rübe	24	0,081035	0,106	0,21193	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Arsen	Raps Korn	18	0,035	0,035	0,035	SCHNUG et al. (2006) (Winterraps Korn)
Arsen	Roggen Korn	23	0,035	0,035	0,035	SCHNUG et al. (2006)
Arsen	Roggen Stroh	23	0,035	0,035	0,035	SCHNUG et al. (2006)
Arsen	Silomais Häcksel	24	0,035	0,035	0,035	SCHNUG et al. (2006)
Arsen	Sommergerste Korn	16	0,035	0,035	0,035	SCHNUG et al. (2006)
Arsen	Sommergerste Stroh	15	0,035	0,035	0,305	SCHNUG et al. (2006)
Arsen	Triticale Korn	23	0,035	0,035	0,035	SCHNUG et al. (2006)
Arsen	Weizen Korn	24	0,035	0,035	0,035	SCHNUG et al. (2006) (Winterweizen Korn)
Arsen	Weizen Stroh	19	0,035	0,035	0,035	SCHNUG et al. (2006) (Winterweizen Stroh)
Arsen	Wintergerste Korn	30	0,035	0,035	0,273	SCHNUG et al. (2006)
Arsen	Wintergerste Stroh	29	0,035	0,035	0,035	SCHNUG et al. (2006)
Arsen	Winterweizen Korn	24	0,035	0,035	0,035	SCHNUG et al. (2006)
Arsen	Zuckerrübe Rübe	30	0,035	0,035	0,035	SCHNUG et al. (2006)
Blei	(Futter-) Erbse Korn	33	0,02	0,02	0,03	SCHNUG et al. (2006)
Blei	Apfel	20	0,0256	0,1	0,1504	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Blei	Buche Stammholz	7		0,95		Median nach JACOBSEN et al. (2002)
Blei	Erdbeere Frucht	12	0,36	0,85	1,34	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Blei	Fichte Stammholz	23		1,2		Median nach JACOBSEN et al. (2002)
Blei	Grünland	70	0,453	0,99	2,066	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Blei	Hafer Korn	16	0,04	0,06	0,15	SCHNUG et al. (2006)
Blei	Hafer Stroh	16	0,24	0,72	0,92	SCHNUG et al. (2006)
Blei	Kartoffel Knolle	32	0,02	0,04	0,09	SCHNUG et al. (2006)
Blei	Klee gras oberird.	11	0,722	0,83	1,095	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Blei	Körnermais Korn	20	0,02	0,03	0,07	SCHNUG et al. (2006)
Blei	Möhre Rübe	100	0,2	0,485	1,4839	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Blei	Raps Korn	18	0,07	0,1	0,41	SCHNUG et al. (2006) (Winterraps Korn)
Blei	Roggen Korn	23	0,02	0,07	0,6	SCHNUG et al. (2006)
Blei	Roggen Stroh	23	0,1	0,18	0,41	SCHNUG et al. (2006)

Stoff	Pflanzenteil Anbautyp	N	P10 [mg/kg TS]	P50 [mg/kg TS]	P90 [mg/kg TS]	Quelle Konzentrationswert
Blei	Silomais Häcksel	24	0,13	0,2	0,6	SCHNUG et al. (2006)
Blei	Sommergerste Korn	16	0,05	0,11	0,21	SCHNUG et al. (2006)
Blei	Sommergerste Stroh	15	0,19	0,28	0,51	SCHNUG et al. (2006)
Blei	Spargel			0		Eingangsdatum für Bilanzierung nach KELLER et al. 2005
Blei	Triticale Korn	23	0,02	0,03	0,05	SCHNUG et al. (2006)
Blei	Wein Traube	44	0,19	0,31	0,62	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Blei	Weizen Korn	24	0,02	0,03	0,14	SCHNUG et al. (2006) (Winterweizen Korn)
Blei	Weizen Stroh	19	0,15	0,25	0,43	SCHNUG et al. (2006) (Winterweizen Stroh)
Blei	Wintergerste Korn	30	0,04	0,1	0,34	SCHNUG et al. (2006)
Blei	Wintergerste Stroh	29	0,13	0,19	0,38	SCHNUG et al. (2006)
Blei	Winterweizen Korn	24	0,02	0,03	0,14	SCHNUG et al. (2006)
Blei	Zuckerrübe Rübe	30	0,14	0,2	0,44	SCHNUG et al. (2006)
Bor	(Futter-) Erbse Korn	33	6,2	6,9	8,1	SCHNUG et al. (2006)
Bor	Apfel			16,2		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCI et al. (2000)
Bor	Erdbeere Frucht			8,4		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCI et al. (2000)
Bor	Hafer Korn	16	3,4	3,4	3,4	SCHNUG et al. (2006)
Bor	Hafer Stroh	16	2,8	3,4	4,3	SCHNUG et al. (2006)
Bor	Kartoffel Knolle	32	3,8	4,9	5,7	SCHNUG et al. (2006)
Bor	Körnermais Korn	20	3,4	3,4	3,4	SCHNUG et al. (2006)
Bor	Möhre Rübe			26,4		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCI et al. (2000)
Bor	Raps Korn	18	8,3	10	13	SCHNUG et al. (2006) (Winterraps Korn)
Bor	Roggen Korn	23	3,4	3,4	3,4	SCHNUG et al. (2006)
Bor	Roggen Stroh	23	2,9	3,4	3,4	SCHNUG et al. (2006)
Bor	Silomais Häcksel	24	2,2	3,6	4,7	SCHNUG et al. (2006)
Bor	Sommergerste Korn	16	3,4	3,4	3,4	SCHNUG et al. (2006)
Bor	Sommergerste Stroh	15	3,1	3,5	5,5	SCHNUG et al. (2006)
Bor	Spargel			26,2		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCI et al. (2000)
Bor	Triticale Korn	23	3,4	3,4	3,4	SCHNUG et al. (2006)
Bor	Weizen Korn	24	3,4	3,4	3,4	SCHNUG et al. (2006) (Winterweizen Korn)
Bor	Weizen Stroh	19	1,8	3,4	3,7	SCHNUG et al. (2006) (Winterweizen Stroh)
Bor	Wintergerste Korn	30	3,4	3,4	3,4	SCHNUG et al. (2006)
Bor	Wintergerste Stroh	29	3,4	4	5,3	SCHNUG et al. (2006)
Bor	Winterweizen Korn	24	3,4	3,4	3,4	SCHNUG et al. (2006)
Bor	Zuckerrübe Rübe	30	9,4	10	11	SCHNUG et al. (2006)
Cadmium	(Futter-) Erbse Korn	33	0,02	0,02	0,04	SCHNUG et al. (2006)
Cadmium	Apfel	46	0,0027	0,01	0,01	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Cadmium	Buche Stammholz	7		0,15		Median nach JACOBSEN et al. (2002)
Cadmium	Erdbeere Frucht	12	0,13	0,35	0,982	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Cadmium	Fichte Stammholz	20		0,25		Median nach JACOBSEN et al. (2002)
Cadmium	Grünland	160	0,0491	0,13	0,409	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Cadmium	Hafer Korn	16	0,02	0,02	0,04	SCHNUG et al. (2006)
Cadmium	Hafer Stroh	16	0,02	0,03	0,1	SCHNUG et al. (2006)
Cadmium	Kartoffel Knolle	32	0,03	0,09	0,25	SCHNUG et al. (2006)
Cadmium	Klee gras oberird.	26	0,04	0,1	0,372	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Cadmium	Körnermais Korn	20	0,02	0,02	0,06	SCHNUG et al. (2006)

Stoff	Pflanzenteil Anbautyp	N	P10 [mg/kg TS]	P50 [mg/kg TS]	P90 [mg/kg TS]	Quelle Konzentrationswert
Cadmium	Möhre Rübe	212	0,0944	0,311	0,7	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Cadmium	Raps Korn	18	0,04	0,08	0,1	SCHNUG et al. (2006) (Winterraps Korn)
Cadmium	Roggen Korn	23	0,02	0,02	0,03	SCHNUG et al. (2006)
Cadmium	Roggen Stroh	23	0,03	0,06	0,11	SCHNUG et al. (2006)
Cadmium	Silomais Häcksel	24	0,02	0,04	0,08	SCHNUG et al. (2006)
Cadmium	Sommergerste Korn	16	0,02	0,02	0,03	SCHNUG et al. (2006)
Cadmium	Sommergerste Stroh	15	0,02	0,02	0,06	SCHNUG et al. (2006)
Cadmium	Spargel			0		Eingangsdatum für Bilanzierung nach KELLER et al. (2005)
Cadmium	Triticale Korn	23	0,02	0,02	0,04	SCHNUG et al. (2006)
Cadmium	Wein Traube	66	0,008	0,015	0,064	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Cadmium	Weizen Korn	24	0,02	0,03	0,05	SCHNUG et al. (2006) (Winterweizen Korn)
Cadmium	Weizen Stroh	19	0,02	0,05	0,09	SCHNUG et al. (2006) (Winterweizen Stroh)
Cadmium	Wintergerste Korn	30	0,02	0,02	0,03	SCHNUG et al. (2006)
Cadmium	Wintergerste Stroh	29	0,02	0,02	0,04	SCHNUG et al. (2006)
Cadmium	Winterweizen Korn	24	0,02	0,03	0,05	SCHNUG et al. (2006)
Cadmium	Zuckerrübe Rübe	30	0,05	0,08	0,15	SCHNUG et al. (2006)
Chrom	(Futter-) Erbse Korn	33	0,23	0,44	0,52	SCHNUG et al. (2006)
Chrom	Apfel			0,272		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCl et al. (2000)
Chrom	Buche Stammholz	4		0,54		Median nach JACOBSEN et al. (2002)
Chrom	Erdbeere Frucht	12	0,23	0,45	1,18	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Chrom	Fichte Stammholz	9		0,4		Median nach JACOBSEN et al. (2002)
Chrom	Grünland	130	0,11	0,395	1,2	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Chrom	Hafer Korn	16	0,38	0,65	1,6	SCHNUG et al. (2006)
Chrom	Hafer Stroh	16	0,32	0,56	1,9	SCHNUG et al. (2006)
Chrom	Kartoffel Knolle	32	0,11	0,17	0,35	SCHNUG et al. (2006)
Chrom	Körnermais Korn	20	0,33	0,45	0,52	SCHNUG et al. (2006)
Chrom	Möhre Rübe	62	0,1	0,4	1,47	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Chrom	Raps Korn	18	1,4	1,7	1,8	SCHNUG et al. (2006) (Winterraps Korn)
Chrom	Roggen Korn	23	0,13	0,25	0,42	SCHNUG et al. (2006)
Chrom	Roggen Stroh	23	0,31	0,47	0,82	SCHNUG et al. (2006)
Chrom	Silomais Häcksel	24	0,48	0,73	1,2	SCHNUG et al. (2006)
Chrom	Sommergerste Korn	16	0,19	0,3	0,45	SCHNUG et al. (2006)
Chrom	Sommergerste Stroh	15	0,69	1,1	3,7	SCHNUG et al. (2006)
Chrom	Triticale Korn	23	0,11	0,29	0,34	SCHNUG et al. (2006)
Chrom	Wein Traube	64	0,049	0,114	0,328	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Chrom	Weizen Korn	24	0,12	0,48	0,57	SCHNUG et al. (2006) (Winterweizen Korn)
Chrom	Weizen Stroh	19	0,68	1	5,4	SCHNUG et al. (2006) (Winterweizen Stroh)
Chrom	Wintergerste Korn	30	0,22	0,27	0,4	SCHNUG et al. (2006)
Chrom	Wintergerste Stroh	29	0,36	0,61	1,6	SCHNUG et al. (2006)
Chrom	Winterweizen Korn	24	0,12	0,48	0,57	SCHNUG et al. (2006)
Chrom	Zuckerrübe Rübe	30	0,33	0,47	1,6	SCHNUG et al. (2006)
Fluorid	(Futter-) Erbse Korn	5		1		SCHNUG et al. (2006)
Fluorid	Apfel			0,60		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCl et al. (2000)
Fluorid	Erdbeere Frucht			1,52		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCl et al. (2000)
Fluorid	Hafer Korn	5		0,5		SCHNUG et al. (2006)

Stoff	Pflanzenteil Anbautyp	N	P10 [mg/kg TS]	P50 [mg/kg TS]	P90 [mg/kg TS]	Quelle Konzentrationswert
Fluorid	Hafer Stroh	5		2		SCHNUG et al. (2006)
Fluorid	Kartoffel Knolle	5		1,8		SCHNUG et al. (2006)
Fluorid	Körnermais Korn	5		0,5		SCHNUG et al. (2006)
Fluorid	Möhre Rübe			1,61		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCl et al. (2000)
Fluorid	Raps Korn	5		1,2		SCHNUG et al. (2006) (Winterraps Korn)
Fluorid	Roggen Korn			1,74		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCl et al. (2000)
Fluorid	Silomais Häcksel	5		1,7		SCHNUG et al. (2006)
Fluorid	Spargel			7,38		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCl et al. (2000)
Fluorid	Triticale Korn	5		0,5		SCHNUG et al. (2006)
Fluorid	Wein Traube			0,69		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCl et al. (2000)
Fluorid	Weizen Korn	5		0,5		SCHNUG et al. (2006) (Winterweizen Korn)
Fluorid	Weizen Stroh	5		3,3		SCHNUG et al. (2006) (Winterweizen Stroh)
Fluorid	Wintergerste Korn	5		0,5		SCHNUG et al. (2006)
Fluorid	Wintergerste Stroh	5		1,7		SCHNUG et al. (2006)
Fluorid	Winterweizen Korn	5		0,5		SCHNUG et al. (2006)
Fluorid	Zuckerrübe Rübe	5		2,4		SCHNUG et al. (2006)
Kobalt	(Futter-) Erbse Korn	33	0,02	0,03	0,04	SCHNUG et al. (2006)
Kobalt	Apfel			0,04		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCl et al. (2000)
Kobalt	Buche Stammholz			0,6		Mittelwert nach ELLENBERG et al. (1986)
Kobalt	Erdbeere Frucht	12		0,1		Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Kobalt	Fichte Stammholz			0,6		Mittelwert nach ELLENBERG et al. (1986)
Kobalt	Grünland	55		0,1		Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Kobalt	Hafer Korn	16	0,025	0,025	0,042	SCHNUG et al. (2006)
Kobalt	Hafer Stroh	16	0,02	0,03	0,043	SCHNUG et al. (2006)
Kobalt	Kartoffel Knolle	32	0,025	0,025	0,03	SCHNUG et al. (2006)
Kobalt	Körnermais Korn	20	0,025	0,025	0,03	SCHNUG et al. (2006)
Kobalt	Möhre Rübe	39	0,1	0,1	0,1	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Kobalt	Raps Korn	18	0,03	0,045	0,261	SCHNUG et al. (2006) (Winterraps Korn)
Kobalt	Roggen Korn	23	0,025	0,025	0,04	SCHNUG et al. (2006)
Kobalt	Roggen Stroh	23	0,025	0,025	0,028	SCHNUG et al. (2006)
Kobalt	Silomais Häcksel	24	0,025	0,028	0,115	SCHNUG et al. (2006)
Kobalt	Sommergerste Korn	16	0,025	0,025	0,025	SCHNUG et al. (2006)
Kobalt	Sommergerste Stroh	15	0,025	0,03	0,108	SCHNUG et al. (2006)
Kobalt	Triticale Korn	23	0,025	0,025	0,025	SCHNUG et al. (2006)
Kobalt	Wein Traube			0,051		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCl et al. (2000)
Kobalt	Weizen Korn	24	0,025	0,025	0,025	SCHNUG et al. (2006) (Winterweizen Korn)
Kobalt	Weizen Stroh	19	0,02	0,025	0,07	SCHNUG et al. (2006) (Winterweizen Stroh)
Kobalt	Wintergerste Korn	30	0,025	0,025	0,025	SCHNUG et al. (2006)
Kobalt	Wintergerste Stroh	29	0,025	0,025	0,025	SCHNUG et al. (2006)
Kobalt	Winterweizen Korn	24	0,025	0,025	0,025	SCHNUG et al. (2006)
Kobalt	Zuckerrübe Rübe	30	0,03	0,065	0,254	SCHNUG et al. (2006)
Kupfer	(Futter-) Erbse Korn	33	6,6	7,3	9	SCHNUG et al. (2006)
Kupfer	Apfel			3,444		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCl et al. (2000)
Kupfer	Buche Stammholz	7		1,4		Median nach JACOBSEN et al. (2002)

Stoff	Pflanzenteil Anbautyp	N	P10 [mg/kg TS]	P50 [mg/kg TS]	P90 [mg/kg TS]	Quelle Konzentrationswert
Kupfer	Erdbeere Frucht			4,381		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCI et al. (2000)
Kupfer	Fichte Stammholz	16		1,2		Median nach JACOBSEN et al. (2002)
Kupfer	Grünland	5		6,2		Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Kupfer	Hafer Korn	16	3,1	3,6	4,5	SCHNUG et al. (2006)
Kupfer	Hafer Stroh	16	1,6	1,6	2,3	SCHNUG et al. (2006)
Kupfer	Kartoffel Knolle	32	2,9	4,6	6,6	SCHNUG et al. (2006)
Kupfer	Körnermais Korn	20	1,6	1,6	2,1	SCHNUG et al. (2006)
Kupfer	Möhre Rübe			11,02		Mittelwert nach WILCKE und DÖHLER (1995)
Kupfer	Raps Korn	18	1,6	3,8	4,7	SCHNUG et al. (2006) (Winterraps Korn)
Kupfer	Roggen Korn	23	2,3	4,5	5,9	SCHNUG et al. (2006)
Kupfer	Roggen Stroh	23	1,6	1,6	1,6	SCHNUG et al. (2006)
Kupfer	Silomais Häcksel	24	1,6	3,5	5,2	SCHNUG et al. (2006)
Kupfer	Sommergerste Korn	16	2	3,3	4,9	SCHNUG et al. (2006)
Kupfer	Sommergerste Stroh	15	1,6	4,1	5	SCHNUG et al. (2006)
Kupfer	Spargel			23,44		Mittelwert nach WILCKE und DÖHLER (1995)
Kupfer	Triticale Korn	23	4,2	5,2	6	SCHNUG et al. (2006)
Kupfer	Wein Traube			4,974		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCI et al. (2000)
Kupfer	Weizen Korn	24	3,1	4,6	6,4	SCHNUG et al. (2006) (Winterweizen Korn)
Kupfer	Weizen Stroh	19	1,6	2,4	4,3	SCHNUG et al. (2006) (Winterweizen Stroh)
Kupfer	Wintergerste Korn	30	2,2	3,6	4,9	SCHNUG et al. (2006)
Kupfer	Wintergerste Stroh	29	2,5	4,2	4,8	SCHNUG et al. (2006)
Kupfer	Winterweizen Korn	24	3,1	4,6	6,4	SCHNUG et al. (2006)
Kupfer	Zuckerrübe Rübe	30	1,8	3,9	4,6	SCHNUG et al. (2006)
Molybdän	(Futter-) Erbse Korn	33	1,1	1,9	3,1	SCHNUG et al. (2006)
Molybdän	Apfel			0,01		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCI et al. (2000)
Molybdän	Erdbeere Frucht			0,857		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCI et al. (2000)
Molybdän	Hafer Korn	16	0,37	0,83	1,7	SCHNUG et al. (2006)
Molybdän	Hafer Stroh	16	0,12	0,3	1,4	SCHNUG et al. (2006)
Molybdän	Kartoffel Knolle	32	0,07	0,19	0,38	SCHNUG et al. (2006)
Molybdän	Körnermais Korn	20	0,14	0,2	0,38	SCHNUG et al. (2006)
Molybdän	Möhre Rübe			0,678		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCI et al. (2000)
Molybdän	Raps Korn	18	0,3	0,43	0,61	SCHNUG et al. (2006) (Winterraps Korn)
Molybdän	Roggen Korn	23	0,13	0,58	1,1	SCHNUG et al. (2006)
Molybdän	Roggen Stroh	23	0,07	0,22	1,1	SCHNUG et al. (2006)
Molybdän	Silomais Häcksel	24	0,14	0,28	0,64	SCHNUG et al. (2006)
Molybdän	Sommergerste Korn	16	0,2	0,4	1,794	SCHNUG et al. (2006)
Molybdän	Sommergerste Stroh	15	0,07	0,21	2,1	SCHNUG et al. (2006)
Molybdän	Triticale Korn	23	0,19	0,49	0,99	SCHNUG et al. (2006)
Molybdän	Weizen Korn	24	0,25	0,45	1	SCHNUG et al. (2006) (Winterweizen Korn)
Molybdän	Weizen Stroh	19	0,19	0,43	1	SCHNUG et al. (2006) (Winterweizen Stroh)
Molybdän	Wintergerste Korn	30	0,17	0,51	0,81	SCHNUG et al. (2006)
Molybdän	Wintergerste Stroh	29	0,23	0,58	1,37	SCHNUG et al. (2006)
Molybdän	Winterweizen Korn	24	0,25	0,45	1	SCHNUG et al. (2006)
Molybdän	Zuckerrübe Rübe	30	0,02	0,03	0,12	SCHNUG et al. (2006)
Nickel	(Futter-) Erbse Korn	33	0,6	1,6	2,1	SCHNUG et al. (2006)

Stoff	Pflanzenteil Anbautyp	N	P10 [mg/kg TS]	P50 [mg/kg TS]	P90 [mg/kg TS]	Quelle Konzentrationswert
Nickel	Apfel			1,053		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCI et al. (2000)
Nickel	Buche Stammholz			4		Median nach JACOBSEN et al. (2002)
Nickel	Erdbeere Frucht	12	0,13	0,3	0,5	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Nickel	Fichte Stammholz	9		1,1		Median nach JACOBSEN et al. (2002)
Nickel	Grünland	147	0,364	0,91	2,4	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Nickel	Hafer Korn	16	0,57	0,95	2,1	SCHNUG et al. (2006)
Nickel	Hafer Stroh	16	0,54	2,1	3,4	SCHNUG et al. (2006)
Nickel	Kartoffel Knolle	32	0,23	0,23	0,31	SCHNUG et al. (2006)
Nickel	Körnermais Korn	20	0,28	0,55	0,87	SCHNUG et al. (2006)
Nickel	Möhre Rübe	113	0,304	1	4,72	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Nickel	Raps Korn	18	0,61	0,81	1,3	SCHNUG et al. (2006) (Winterraps Korn)
Nickel	Roggen Korn	23	0,23	0,44	4,2	SCHNUG et al. (2006)
Nickel	Roggen Stroh	23	0,23	0,29	4,5	SCHNUG et al. (2006)
Nickel	Silomais Häcksel	24	0,38	0,58	0,96	SCHNUG et al. (2006)
Nickel	Sommergerste Korn	16	0,23	0,23	0,84	SCHNUG et al. (2006)
Nickel	Sommergerste Stroh	15	0,36	0,73	2,4	SCHNUG et al. (2006)
Nickel	Triticale Korn	23	0,23	0,23	0,36	SCHNUG et al. (2006)
Nickel	Wein Traube	12	0,132	0,255	0,441	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Nickel	Weizen Korn	24	0,23	0,23	0,47	SCHNUG et al. (2006) (Winterweizen Korn)
Nickel	Weizen Stroh	19	0,36	0,53	2,8	SCHNUG et al. (2006) (Winterweizen Stroh)
Nickel	Wintergerste Korn	30	0,23	0,23	0,26	SCHNUG et al. (2006)
Nickel	Wintergerste Stroh	29	0,23	0,33	0,8	SCHNUG et al. (2006)
Nickel	Winterweizen Korn	24	0,23	0,23	0,47	SCHNUG et al. (2006)
Nickel	Zuckerrübe Rübe	30	0,59	0,8	1,3	SCHNUG et al. (2006)
Quecksilber	Buche Stammholz			0		Mittelwert nach KALTSCHMITT (2001)
Quecksilber	Erdbeere Frucht	1		0,01		Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Quecksilber	Fichte Stammholz			0,04		Mittelwert nach KALTSCHMITT (2001)
Quecksilber	Grünland	81	0,01136	0,03	0,07	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Quecksilber	Hafer Korn	30	0,001	0,004	0,01	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Quecksilber	Hafer Stroh	25	0,01	0,03	0,04	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Quecksilber	Kartoffel Knolle	72	0,0001	0,001	0,002	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Quecksilber	Körnermais Korn			0,0126		Arithmet. Mittel aus 5 Mittelwerten nach DBU (2003)
Quecksilber	Möhre Rübe	107	0,01	0,03	0,092938	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Quecksilber	Raps Korn	14		0,003		Statist. Auswertung der Projektdatenbank (Raps gesamt)
Quecksilber	Roggen Korn	31	0,001	0,005	0,01	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Quecksilber	Roggen Stroh	27	0,018	0,03	0,042	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Quecksilber	Silomais Häcksel			0,02		Arithmet. Mittel aus 5 Mittelwerten nach DBU (2003)
Quecksilber	Sommergerste Korn	29	0,005	0,01	0,01	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Quecksilber	Sommergerste Stroh	12	0,02	0,03	0,04	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Quecksilber	Weizen Korn	56	0,005	0,005	0,01	Statist. Auswertung der Projektdatenbank (Winterweizen Korn)
Quecksilber	Weizen Stroh	53	0,02	0,03	0,04	Statist. Auswertung der Projektdatenbank (Winterweizen Korn)
Quecksilber	Wintergerste Korn	23		0,01		Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Quecksilber	Wintergerste Stroh	23	0,01	0,02	0,03	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Quecksilber	Winterweizen Korn	56	0,005	0,005	0,01	Statist. Auswertung der Projektdatenbank

Stoff	Pflanzenteil Anbautyp	N	P10 [mg/kg TS]	P50 [mg/kg TS]	P90 [mg/kg TS]	Quelle Konzentrationswert
Quecksilber	Zuckerrübe Rübe	33	0,01	0,01	0,03	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Selen	(Futter-) Erbse Korn			0,036		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCl et al. (2000)
Selen	Apfel			0,093		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCl et al. (2000)
Selen	Erdbeere Frucht			0,124		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCl et al. (2000)
Selen	Hafer Korn			0,082		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCl et al. (2000)
Selen	Kartoffel Knolle			0,068		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCl et al. (2000)
Selen	Körnermais Korn			0,137		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCl et al. (2000)
Selen	Möhre Rübe			0,11		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCl et al. (2000)
Selen	Roggen Korn			0,016		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCl et al. (2000)
Selen	Spargel			0,154		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCl et al. (2000)
Selen	Wein Traube			0,09		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCl et al. (2000)
Selen	Weizen Korn			0,024		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCl et al. (2000)
Selen	Wintergerste Korn			0,08		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCl et al. (2000) (Gerste Korn)
Thallium	(Futter-) Erbse Korn	33	0,015	0,015	0,015	SCHNUG et al. (2006)
Thallium	Grünland	27	0,00795	0,02613	0,077042	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Thallium	Hafer Korn	16	0,015	0,015	0,015	SCHNUG et al. (2006)
Thallium	Hafer Stroh	16	0,015	0,015	0,015	SCHNUG et al. (2006)
Thallium	Kartoffel Knolle	32	0,015	0,015	0,015	SCHNUG et al. (2006)
Thallium	Körnermais Korn	20	0,015	0,015	0,015	SCHNUG et al. (2006)
Thallium	Möhre Rübe	34	0,004235	0,01694	0,215	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Thallium	Raps Korn	18	0,04	0,07	0,134	SCHNUG et al. (2006) (Winterraps Korn)
Thallium	Roggen Korn	23	0,015	0,015	0,015	SCHNUG et al. (2006)
Thallium	Roggen Stroh	23	0,015	0,015	0,015	SCHNUG et al. (2006)
Thallium	Silomais Häcksel	24	0,015	0,015	0,085	SCHNUG et al. (2006)
Thallium	Sommergerste Korn	16	0,015	0,015	0,015	SCHNUG et al. (2006)
Thallium	Sommergerste Stroh	15	0,015	0,015	0,134	SCHNUG et al. (2006)
Thallium	Triticale Korn	23	0,015	0,015	0,015	SCHNUG et al. (2006)
Thallium	Weizen Korn	24	0,015	0,015	0,015	SCHNUG et al. (2006) (Winterweizen Korn)
Thallium	Weizen Stroh	19	0,015	0,015	0,015	SCHNUG et al. (2006) (Winterweizen Stroh)
Thallium	Wintergerste Korn	30	0,015	0,015	0,015	SCHNUG et al. (2006)
Thallium	Wintergerste Stroh	29	0,015	0,015	0,015	SCHNUG et al. (2006)
Thallium	Winterweizen Korn	24	0,015	0,015	0,015	SCHNUG et al. (2006)
Thallium	Zuckerrübe Rübe	30	0,015	0,015	0,06	SCHNUG et al. (2006)
Zink	(Futter-) Erbse Korn	33	25	29	48	SCHNUG et al. (2006)
Zink	Apfel			6,49		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCl et al. (2000)
Zink	Buche Stammholz	7		9,82		Median nach JACOBSEN et al. (2002)
Zink	Erdbeere Frucht	12	16	25,5	55,8	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Zink	Fichte Stammholz	25		17,7		Median nach JACOBSEN et al. (2002)
Zink	Grünland	47	34,68	49,5	91	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Zink	Hafer Korn	16	16	20	32	SCHNUG et al. (2006)
Zink	Hafer Stroh	16	2,9	7,4	15	SCHNUG et al. (2006)

D Austräge

Stoff	Pflanzenteil Anbautyp	N	P10 [mg/kg TS]	P50 [mg/kg TS]	P90 [mg/kg TS]	Quelle Konzentrationswert
Zink	Kartoffel Knolle	32	12	14	23	SCHNUG et al. (2006)
Zink	Körnermais Korn	20	15	19	24	SCHNUG et al. (2006)
Zink	Möhre Rübe	99	16,85393	28,5	62	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Zink	Raps Korn	18	27	39	47	SCHNUG et al. (2006) (Winterraps Korn)
Zink	Roggen Korn	23	17	26	37	SCHNUG et al. (2006)
Zink	Roggen Stroh	23	5,5	12	34	SCHNUG et al. (2006)
Zink	Silomais Häcksel	24	12	19	31	SCHNUG et al. (2006)
Zink	Sommergerste Korn	16	17	22	31	SCHNUG et al. (2006)
Zink	Sommergerste Stroh	15	7	12	17	SCHNUG et al. (2006)
Zink	Spargel			78,13		Mittelwert nach WILCKE und DÖHLER (1995)
Zink	Triticale Korn	23	20	34	53	SCHNUG et al. (2006)
Zink	Wein Traube	64	4,7	5,9	9,1	Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Zink	Weizen Korn	24	17	20	27	SCHNUG et al. (2006) (Winterweizen Korn)
Zink	Weizen Stroh	19	4	4,7	9,6	SCHNUG et al. (2006) (Winterweizen Stroh)
Zink	Wintergerste Korn	30	20	25	35	SCHNUG et al. (2006)
Zink	Wintergerste Stroh	29	6,3	11	21	SCHNUG et al. (2006)
Zink	Winterweizen Korn	24	17	20	27	SCHNUG et al. (2006)
Zink	Zuckerrübe Rübe	30	9,8	12	26	SCHNUG et al. (2006)
Zinn	(Futter-) Erbse Korn	33	0,015	0,015	0,015	SCHNUG et al. (2006)
Zinn	Apfel			0,5		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCI et al. (2000)
Zinn	Erdbeere Frucht			0,2		Mittelwert für essbaren Anteil nach SOUCI et al. (2000)
Zinn	Grünland	6	5,3	5,4		Statist. Auswertung der Projektdatenbank
Zinn	Hafer Korn	16	0,015	0,015	0,033	SCHNUG et al. (2006)
Zinn	Hafer Stroh	16	0,015	0,015	0,015	SCHNUG et al. (2006)
Zinn	Kartoffel Knolle	32	0,015	0,015	0,015	SCHNUG et al. (2006)
Zinn	Körnermais Korn	20	0,015	0,03	0,09	SCHNUG et al. (2006)
Zinn	Raps Korn	18	0,06	0,1	0,132	SCHNUG et al. (2006) (Winterraps Korn)
Zinn	Roggen Korn	23	0,015	0,015	0,015	SCHNUG et al. (2006)
Zinn	Roggen Stroh	23	0,015	0,015	0,015	SCHNUG et al. (2006)
Zinn	Silomais Häcksel	24	0,015	0,015	0,15	SCHNUG et al. (2006)
Zinn	Sommergerste Korn	16	0,015	0,015	0,192	SCHNUG et al. (2006)
Zinn	Sommergerste Stroh	15	0,015	0,015	0,17	SCHNUG et al. (2006)
Zinn	Triticale Korn	23	0,015	0,015	0,015	SCHNUG et al. (2006)
Zinn	Weizen Korn	24	0,015	0,015	0,11	SCHNUG et al. (2006) (Winterweizen Korn)
Zinn	Weizen Stroh	19	0,015	0,015	0,015	SCHNUG et al. (2006) (Winterweizen Stroh)
Zinn	Wintergerste Korn	30	0,015	0,015	0,108	SCHNUG et al. (2006)
Zinn	Wintergerste Stroh	29	0,015	0,015	0,04	SCHNUG et al. (2006)
Zinn	Winterweizen Korn	24	0,015	0,015	0,11	SCHNUG et al. (2006)
Zinn	Zuckerrübe Rübe	30	0,05	0,085	0,129	SCHNUG et al. (2006)

D 2.7.3 Ermittlung von Erntemengen

Die Trockenmasseerträge für ackerbauliche Ernteprodukte richten sich nach den Angaben der landwirtschaftlichen Statistiken auf Kreisebene, die auch zur Bestimmung des Nährstoffbedarfes der Pflanzen für den Eintragspfad auf landwirtschaftlichen Nutzflächen verwendet werden (vgl. Kap. C).

Für Grünlandnutzung wird auf Grundlage von Spannweiten aus der Fachliteratur eine mittlere jährliche Ertragsmenge von 6.000 kg TS / ha angenommen (LANDESBETRIEB LANDWIRTSCHAFT HESSEN 2005, DIERSCHKE & BRIEMLE 2002).

Für die Ermittlung von Werten für forstliche Erträge werden die folgenden Datengrundlagen verwendet: volumenbezogener Ertrag in Vorratsfestmeter nach BMVEL (2004), spezifisches Trockengewicht bezogen auf das Nassvolumen nach HESTIA (2005) und eine mittlere Umtriebszeit von 90 Jahren für Fichte und von 140 Jahren für Buche nach SCHERZINGER (1996). Unter Berücksichtigung der mittleren Umtriebszeit ergeben sich auf eine Einzelfläche bezogene Erträge von 45 kg TS / (ha*a) für Fichten- und 18,6 kg TS / (ha*a) für Buchenbestände.

Die Schwermetall-Austragsfrachten werden unter Berücksichtigung von durchschnittlichen Konzentrationen im Stammholz abgeleitet. Die Rinde wird nicht separat betrachtet. Für Raumeinheiten mit Nutzungsart „Laub- und Mischwald“ wird ein Bestand aus 70 % Buche und 30 % Fichte angenommen. Für Raumeinheiten mit der Nutzungsart „Nadelwald“ wird eine Bestandszusammensetzung aus 100 % Fichte angenommen.

D 2.8 Quantifizierung des Sickerwasseraustrags für Stoffbilanzen

D 2.8.1 Vorgehensweise zur Ermittlung von Austragsfrachten

Für die Bilanzierung werden Informationen zur Sickerwasserfracht benötigt. Dabei handelt es sich um die Menge an Schadstoffen, die aus der zu beurteilenden Fläche mit dem Sickerwasser aus dem betrachtungsrelevanten Bodenhorizont pro Zeiteinheit ausgetragen wird (in g/(ha*a)). Bezugsraum der Bilanz ist der Oberboden mit nutzungsabhängiger Untergrenze von 0 bis 10 bzw. 30 cm, um die in diesen Tiefen stattfindende An- bzw. Abreicherungen von Schadstoffen zu quantifizieren.

Zur Ermittlung durchschnittlicher Schwermetallgehalte im Bodensickerwasser wird für Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung auf vorliegende Ergebnisse von Sickerwasseruntersuchungen nach BIELERT et al. (1999) und DUIJNISVELD et al. (2006) zurückgegriffen. Für Waldböden werden Auswertungen von vorliegenden Daten aus dem Forstlichen Umweltmonitoring (Level II) zum Transfer Boden – Sickerwasser durchgeführt.

Die Quantifizierung des Sickerwasseraustrags erfolgt unter Berücksichtigung der fachlichen Anforderungen durch Multiplikation eines mittleren Schadstoffgehalts mit der Sickerwassermenge (vgl. Gleichung D 2). Nach BIELERT et al. (1999) eignet sich dieses Vorgehen zur Bestimmung einer ‚normalen‘ Sickerwasserkonzentration von Bodensubstraten, ohne dass Proben mit ungewöhnlich hohen und niedrigen Gehalten überbewertet werden.

Analog zum Vorgehen für den Ernteentzug wird die Konzentration C_W , soweit fachlich sinnvoll und erforderlich, für verschiedene Standorteigenschaften von Raumeinheiten differenziert (vgl. Kap. D 2.8.2).

Gleichung D 2	$F_{S RE} = f_{SW} \cdot C_W \cdot 1/100$	$F_{S RE}$ Jährliche Austragsfracht über das Sickerwasser [F_S] in Abhängigkeit von Standortbedingungen der Raumeinheit (RE) [g/(ha*a)]
		f_{SW} Mittlere jährliche Sickerwasserrate [mm/a]
		C_W Schadstoffkonzentration im Sickerwasser [$\mu\text{g/l}$]
		$1/100$ Umrechnungsfaktor in g/ha

Die Austragsfrachten über das Bodensickerwasser sind für die in der Bilanz betrachteten Raumeinheiten in Kapitel D 2.9 dargestellt.

Beispielrechnung für Blei

Die beispielhafte Berechnung für ausgewählte Raumeinheiten erfolgt auf Grundlage der vorliegenden durchschnittlichen Stoffkonzentrationen im Bodensickerwasser und einer auf Basis der Karte der BGR (2004a) angenommenen mittleren Sickerwasserrate.

Tab. D 11: Beispielrechnung für den Austrag von Blei über das Sickerwasser für ausgewählte Raumeinheiten

Raumeinheit	Konzentration Sickerwasser [$\mu\text{g/l}$]	Sickerwasserrate [mm/a]	Jährliche Austragsfracht Sickerwasser [g/ha]	Jährliche Konzentrationsreduzierung im relevanten Bodenhorizont [mg/kg]
Acker Anbautyp 04 / Löss	0,3	100	0,3	0,00007
Grünland Bewirtschaftungstyp 01 (Wiese) / Löss	0,3	400	1,2	0,00086
Nadelwald / Sandstein	2,0	400	8,0	0,00571
Nadelwald / Sande Nordost	8,4	100	8,4	0,00600

Die ermittelte Austragsfracht kann unter Berücksichtigung der Mächtigkeit des Bezugshorizonts (bei Acker 30 cm, bei Grünland und Wald 10 cm) und einer mittleren Lagerungsdichte (hier 1,4 g/cm³) in die quantitative Reduzierung der Stoffkonzentration im Boden umgerechnet werden (vgl. Kap. B).

D 2.8.2 Ermittlung von Stoffkonzentrationen im Bodensickerwasser

Die Ermittlung mittlerer Schadstoffkonzentrationen im Bodensickerwasser erfolgt getrennt für Böden unter landwirtschaftlicher und unter forstlicher Nutzung, da auf unterschiedliche Datengrundlagen zurückgegriffen wird. Abb. D 30 zeigt die Vorgehensweise im Überblick.

a) *Auswertung der Daten aus F+E-Vorhaben „Boden-Eluatgehalte zur Prognose von Inhaltsstoffen des Boden-Sickerwassers für das untergesetzliche Regelwerk BBodSchV“ für landwirtschaftlich genutzte Böden*

Als Datengrundlage zur Quantifizierung von Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser für Böden unter ackerbaulicher Nutzung wird der Beitrag von BIELERT et al. (1999) zum Forschungsvorhaben „Boden-Eluatgehalte zur Prognose von Inhaltsstoffen des Boden-Sickerwassers für das untergesetzliche Regelwerk / BBodSchV“ herangezogen. Darin liegen Untersuchungsergebnisse für weitgehend natürliche Sickerwasserkonzentrationen von anorganischen Schadstoffen vor. Diese beziehen sich auf verschiedene Bodensubstrate und Klimaregionen und wurden anhand von Lysimeterstationen auf 16 verschiedenen Böden über z.T. drei Jahre ermittelt. Bei den Materialien der eingesetzten Feldlysimeter handelt es sich um Glasfaser-Kunstharz, PVC, Stahl oder Edelstahl (vgl. Tab. D 12). Die Sickerwasserproben wurden zur Aufbereitung filtriert (450 nm) und mit ICP-MS analysiert.

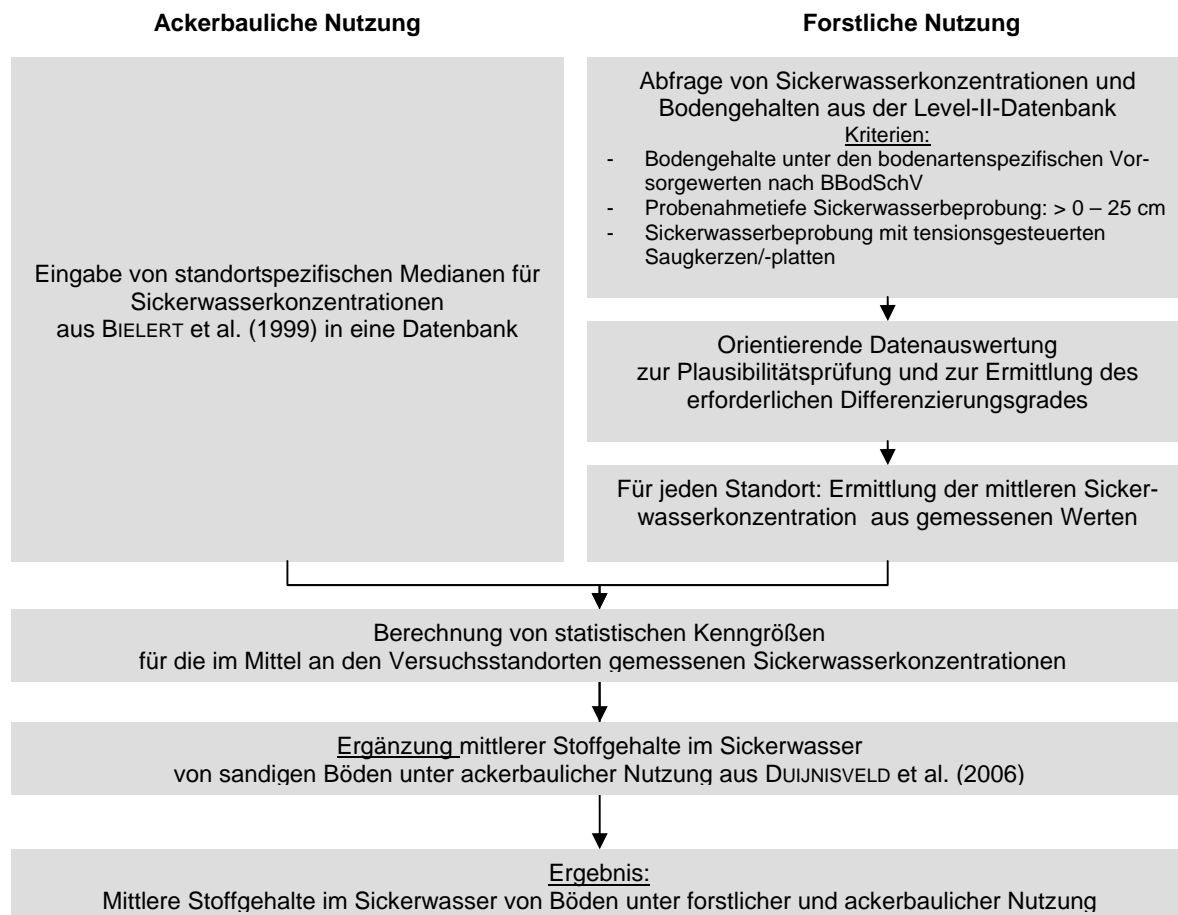


Abb. D 30: Vorgehensweise bei der Ermittlung von mittleren Stoffgehalten im Boden-sickerwasser durch Datenauswertung für land- und forstwirtschaftliche Flächen

Die königswasserlöslichen Schwermetallgehalte der untersuchten Böden „liegen unterhalb der Vorsorgewerte der BBodSchV. Die Zahl von 340 Sickerwasserproben erlaubt es, ein realistisches Bild der Variabilität von den auftretenden Konzentrationen aufzuzeigen und Hintergrundwerte zu ermitteln“ (BIELERT et al. 1999).

In diesem Vorhaben zur Bilanzierung von Schadstoffen wird zur Quantifizierung des Sickerwasseraustrages von anorganischen Stoffen unter Ackernutzung – wie auch von BANNICK et al. (2001) – auf die Sickerwasseruntersuchungen der unbelasteten Standorte aus BIELERT et al. (1999) zurückgegriffen. Da die Schwermetallkonzentrationen der insgesamt 340 Sickerwasserproben nicht bestimmten Bodeneigenschaften zugeordnet werden können, werden die Medianwerte der gefundenen Sickerwasserkonzentrationen als Grundlage für Berechnungen für alle Bodenarten angenommen. Die über alle Lysimeterdaten gemittelten Konzentrationen im Bodensickerwasser liegen um Faktor 10 bis 100 unter den Prüfwerten der BBodSchV. Die pH-Werte der Lysimeterstandorte sind im Mittel sehr hoch (pH 7,3). Dies führt zu der Annahme, dass in dieser Datensammlung Böden mit geringeren pH-Werten unterrepräsentiert sind.

Tab. D 12: Eigenschaften von Lysimeter-Standorten unter Ackernutzung mit ausgewerteten Sickerwasserdaten (nach BIELERT et al. 1999)

Name	BL	Entnahmeort	Lysimetermaterial	Lysimeter-Tiefe [cm]	Ausgangssubstrat/Bodentyp	Messzeitraum	Anzahl Messwerte
GS	NI	Göttingen	Glasfaser-Kunstharz	200	Sand	11/96 – 06/98	29
GL	NI	Göttingen	Glasfaser-Kunstharz	400	Roh-Löss	08/97 – 07/98	11
DR	NI	Drackenberg	Stahl mit Bitumen	120	Rendzina	09/96 – 07/98	37
RH	NI	Reinhausen	PVC	30-90	Pelosol aus Röt	10/97	7
KS	HE	Kassel	Edelstahl	150	Löss-Parabraunerde	11/96 – 12/98	81
NHF	BY	Feldkirchen	Edelstahl	200	Rendzina	04/97 – 10/97	27
NHK	BY	Kelheim	Edelstahl	200	Braunerde	03/97 – 10/97	28
NHS	BY	Scheyern	Edelstahl	200	pseudovergleyte Braunerde	03/97 – 10/97	26
NHW	BY	Hohenwart	Edelstahl	200	Braunerde	04/97 – 10/97	24
HL	NW	Merzenhausen	Edelstahl	150	Parabraunerde aus Löss	08/96 – 11/98	13
HS	NW	Grefrath	Edelstahl	150	Plaggenesch auf Braunerde	10/98 – 11/98	6
JM	NW	Merzenhausen	Edelstahl	110	Parabraunerde aus Löss	10/97 – 10/97	9
JK	NW	Kaltenkirchen	Edelstahl	110	pseudovergleyte Braunerde	10/97 – 10/97	6
BWH	NI	Wildeshausen	Edelstahl	150	Podsol	12/95 – 12/98	10
BPG	BB	Parlow-Glambeck	Edelstahl	150	Parabraunerde	12/95 – 12/98	15
BWE	HE	Weckenheim	Edelstahl	150	Braunerde	12/98 – 12/98	9

Die Berechnung der Stoffbilanzen erfolgt hier für eine standortangepasste Bewirtschaftung, d.h. es wird die Einhaltung von landwirtschaftlich empfohlenen Ziel-pH-Werten zwischen pH 5 und 7 angenommen.

Die Anzahl von Messwerten bei BIELERT et al. (1999) variiert zwischen den 16 Standorten (vgl. Tab. D 12). Um die Austragsbedingungen an den einzelnen Messtandorten unabhängig von der Probenzahl jeweils gleich zu gewichten, werden zunächst für jeden Lysimeterstandort die im Mittel gemessenen Sickerwasserkonzentrationen (Mediane) ermittelt. Die standortbezogenen Mediane dienen schließlich zur Berechnung von Durchschnittswerten für alle Standorte. Mit Ausnahme bestimmter Raumeinheiten in Niedersachsen (vgl. Abschnitt b) werden die Durchschnittswerte als Grundlage für die Berechnung von Austragsfrachten für landwirtschaftliche Böden, d.h. auch für Grünland, verwendet. Die Qualität der Angaben wird ähnlich zum Ernteentzug in Form des Bonitätssystems dokumentiert (vgl. Tab. D 14).

b) Übernahme von Daten aus F+E-Vorhaben „Überprüfung und Fortschreibung der Vorsorgewerte für Böden nach BBodSchV“ für landwirtschaftlich genutzte Böden

Der Ergebnisbericht zum UBA-Forschungsvorhaben „Überprüfung und Fortschreibung der Vorsorgewerte für Böden nach BBodSchV-Teilvorhaben II: Hintergrundkonzentrationen für anorganische Schadstoffe im Sickerwasser und oberflächennahen Grundwasser repräsentativer Standorte“ beinhaltet Daten zur Konzentrationen von anorganischen Schadstoffen (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Sn, Tl, Zn, B, F) im Bodensickerwasser. Dabei handelt es sich um Hintergrundkonzentrationen für den „Ort der Beurteilung“ (Bereich des Übergangs von der gesättigten zur ungesättigten Zone) an sieben Ackerstandorten (DUIJNISVELD et al. 2006). Bei den Untersuchungsstandorten handelt es sich um Bodendauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen, und zwar um Sandböden mit Stoffgehalten im Bereich der Hintergrundwerte für Böden Niedersachsens. Im Hinblick auf die Messtechnik wurden optimierte Saugsonden eingesetzt, mit denen i.d.R. eine Beprobung des oberflächennahen Grundwasserleiters (0-5cm unterhalb des Grundwasserspiegels) erfolgte.

Im Rahmen des Forschungsprojekts (DUIJNISVELD et al. 2006) wurde untersucht, ob alternativ zur Beprobung des Bodensickerwassers (25-30 cm oberhalb des Grundwasserspiegels) eine Beprobung des oberflächennahen Grundwassers möglich ist. Im Ergebnis zeigte sich eine Übereinstimmung der Stoffkonzentrationen im Bodensickerwasser und der Stoffkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser (0-5 cm unterhalb GW-Spiegel) bei sandigen Standorten, wenn folgende Randbedingungen erfüllt sind: kein Substratwechsel, keine Änderung der Redoxbedingungen zwischen den Probenahmetiefen, geringe laterale und keine aufsteigenden Wasserflüsse. Zur Absicherung der Ergebnisse werden weitere Untersuchungen durchgeführt, für lehmige, tonige und schluffige Böden besteht weiterer Forschungsbedarf.

In Abstimmung mit dem Umweltbundesamt werden die Mediane der ermittelten Hintergrundkonzentrationen als Bilanzgrößen für Raumeinheiten mit Bodenausgangsgestein ‚Sande‘ in Niedersachsen (Klimaregion Nordwest) verwendet.

c) Auswertung der Level-II-Datenbank für forstwirtschaftlich genutzte Böden

Zur Ermittlung durchschnittlicher Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser unter Wald wird eine Auswertung von Daten des forstlichen Umweltmonitorings in Deutschland (Level II) durchgeführt, wobei ausschließlich ubiquitär belastete Böden mit königswasserlöslichen Gehalten unterhalb der Vorsorgewerte nach BBodSchV berücksichtigt werden. Die in Kapitel D 2.3.2 be-

schriebene Level-II-Datenbank enthält Daten zu Sickerwasserkonzentrationen von Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink.

Datengrundlage für die Berechnung von Durchschnittswerten sind standortbezogene Mediane von auf Level-II-Flächen gemessenen Sickerwasserkonzentrationen in Bodentiefen von 10 bis 25 cm. Eigenschaften der Versuchsflächen, die bei der Auswertung berücksichtigt wurden, gehen aus Tab. D 13 hervor. Für die Auswertung verwendet wurden ausschließlich Messergebnisse für Proben, die mit tensionsgesteuerten Saugkerzen/-platten gewonnen wurden (vgl. Abb. D 30). Bei einem Vergleich der Ergebnisse mit den Daten für Ackerstandorte ist die unterschiedliche Probenahmetechnik und Bezugstiefe zu beachten.

Tab. D 13: Eigenschaften von forstlichen Versuchsflächen (Level II) mit Sickerwasserdaten

Name	BL*	Gebiet	Ausgangssubstrat	Bodentyp
301	NI	Ostniedersächs. Tiefland	arme (pleistozäne) Sande	saure Braunerde bis podsolierte B.
303	NI	Niedersächs. Harz	Verw.lehme / Decklehm über "Quarz"	Podsol
304	NI	Süd-niedersächs. Bergland	Verw.lehme / Decklehm über "Quarz"	saure Braunerde bis podsolierte B.
305	NI	Süd-niedersächs. Bergland	Verw.lehme / Decklehm über "Quarz"	saure Braunerde bis podsolierte B.
306	NI	Süd-niedersächs. Bergland	karbonathaltige Lockersedimente	Rendzina-Terra fusca
307	NI	Mittelwestniedersächs. Tiefland	arme (pleistozäne) Sande	Podsol
308	NI	k.A.	arme (pleistozäne) Sande	saure Braunerde bis podsolierte B.
502	NW	Niederrheinisches Tiefland	umgelag. kalkfreie Lockersedimente	saure Braunerde bis podsolierte B.
503	NW	Westfälische Bucht	arme (pleistozäne) Sande	saure Braunerde bis podsolierte B.
505	NW	Sauerland	Verw.lehme / Decklehm über "Ton"	Parabraunerde bis basenreiche Braunerde
506	NW	Sauerland	Verw.lehme / Decklehm über "Ton"	saure Braunerde bis podsolierte B.
601	HE	Vogelsberg u. östl. Sandsteingebirge	Verw.lehme / Decklehm über "Quarz"	Braunerde-Gley
602	HE	Rhön	Verw.lehme / Decklehm über "Quarz"	saure Braunerde bis podsolierte B.
603	HE	Vogelsberg / östl. angrenzende Sandsteingebirge	Basische Magmatite & Metamorphite	typischer Gley
604	HE	Spessart	Verw.lehme / Decklehm über "Quarz"	saure Braunerde bis podsolierte B.
605	HE	Westerwald	intermediäre u. saure Magm. / Metam.	Lockerbraunerde (> 60 % vulk. Gläser)
606	HE	Nordwestthessisches Bergland	Basische Magmatite & Metamorphite	Parabraunerde bis basenreiche Braunerde
607	HE	Nordostthessisches Bergland	Basische Magmatite & Metamorphite	typischer Gley
701	RP	Hunsrück	Verw.lehme / Decklehm über "Quarz"	saure Braunerde bis podsolierte B.
702	RP	Osteifel	Verw.lehme / Decklehm über "Quarz"	saure Braunerde bis podsolierte B.
703	RP	Saar-Nahe-Berg- und Hügelland	intermediäre u. saure Magm. / Metam.	saure Braunerde bis podsolierte B.
704	RP	Westerwald	intermediäre u. saure Magm. / Metam.	saure Braunerde bis podsolierte B.
705	RP	Pfälzerwald	Verw.lehme / Decklehm über "Quarz"	saure Braunerde bis podsolierte B.
706	RP	Rhein-Mainebene, Oberrhein. Tiefland	umgelag. kalkfreie Lockersedimente	typischer Gley
707	RP	Pfälzerwald	Verw.lehme / Decklehm über "Quarz"	saure Braunerde bis podsolierte B.
801	BW	Schwarzwald	Verw.lehme / Decklehm über "Quarz"	Podsol-Braunerde
802	BW	Odenwald	Verw.lehme / Decklehm über "Quarz"	Podsol-Braunerde
806	BW	Schwarzwald	intermediäre u. saure Magm. / Metam.	saure Braunerde bis podsolierte B.

Name	BL*	Gebiet	Ausgangssubstrat	Bodentyp
808	BW	Südwestdeutsches Alpenvorland	karbonatfreie Lockersedimente	saure Braunerde bis podsolierte B.
809	BW	Schwarzwald	Verw.lehme / Decklehm über "Quarz"	saure Braunerde bis podsolierte B.
1101	BE	Mittelbrandenburger Talsand- und Moränenland	arme (pleistozäne) Sande	saure Braunerde bis podsolierte B.
1102	BE	Mittelbrandenburger Talsand- und Moränenland	arme (pleistozäne) Sande	saure Braunerde bis podsolierte B.
1103	BE	Mittelbrandenburger Talsand- und Moränenland	arme (pleistozäne) Sande	saure Braunerde bis podsolierte B.
1201	BB	Westprignitzer-Altmärkisches Altmoränenland	arme (pleistozäne) Sande	saure Braunerde bis podsolierte B.
1202	BB	Ostmecklenburger-Nordbrandenburger Jungmoränenlandschaft	arme (pleistozäne) Sande	saure Braunerde bis podsolierte B.
1203	BB	Ostmecklenburger-Nordbrandenburger Jungmoränenlandschaft	arme (pleistozäne) Sande	saure Braunerde bis podsolierte B.
1204	BB	Hoher Fläming	arme (pleistozäne) Sande	saure Braunerde bis podsolierte B.
1205	BB	Düben-Niederlausitzer Altmoränenland	arme (pleistozäne) Sande	saure Braunerde bis podsolierte B.
1206	BB	Mittelbrandenburger Talsand- und Moränenlandschaft	arme (pleistozäne) Sande	saure Braunerde bis podsolierte B.
1302	MV	Westmecklenburger talsandarme Jungmoränenlandschaft	arme (pleistozäne) Sande	saure Braunerde bis podsolierte B.
1303	MV	Ostmecklenburger-Nordbrandenburger Jungmoränenlandschaft	umgelag. kalkfreie Lockersedimente	saure Braunerde bis podsolierte B.
1401	SN	Erzgebirge	intermediäre u. saure Magm. / Metam.	saure Braunerde bis podsolierte B.
1402	SN	Erzgebirge	intermediäre u. saure Magm. / Metam.	saure Braunerde bis podsolierte B.
1403	SN	Elbsandsteingebirge	Verw.lehme / Decklehm über "Quarz"	saure Braunerde bis podsolierte B.
1404	SN	Oberlausitzer Bergland	intermediäre u. saure Magm. / Metam.	saure Braunerde bis podsolierte B.
1405	SN	Düben-Niederlausitzer Altmoränenland	arme (pleistozäne) Sande	saure Braunerde bis podsolierte B.
1406	SN	Sächsisch-Thüringisches Löss-Hügelland	karbonatfreie Lockersedimente	saure Braunerde bis podsolierte B.

* BL = Bundesland

Anhand der Bodengehalte werden Daten ausgewählt, die für ubiquitär belastete Böden repräsentativ sind. Zur Identifizierung entsprechender Böden werden die Vorsorgewerte nach BBodSchV herangezogen. Da bezüglich der verwendeten Aufschlussmethode der Bodenuntersuchungen keine Informationen in der Level-II-Datenbank vorliegen, kann diese bei der Auswahl unbelasteter Versuchsflächen nicht berücksichtigt werden. Es sind keine belasteten Böden in die Auswertung eingegangen.

Im Rahmen der statistischen Auswertungen konnten für den Transfer Boden – Sickerwasser unter Wald ‚prägende‘ Faktoren identifiziert werden, die einen maßgeblichen Einfluss auf den Austrag ausüben. So werden die mittleren Sickerwasserkonzentrationen getrennt für Böden in Gebieten mit Sickerwasserraten unter 200 mm/a und Bodenausgangsgestein ‚Sande‘ in der Klimaregion Nordost berechnet. Weiterhin wurde, sofern sich signifikante Unterschiede in den

Konzentrationen zeigen, nach Art der forstlichen Bewirtschaftung differenziert. Bei bestimmten Schwermetallen werden insofern jeweils Medianwerte für Laub-/Mischwald oder für Nadelwald für die Bilanzierung berechnet. Je nach Anzahl ausgewerteter Proben und eingegangener Messflächen wird den Durchschnittswerten jeweils eine Bonitätsangabe zugeordnet (vgl. Tab. D 14).

Bonitätssystem für Daten zu Schadstoffkonzentrationen im Bodensickerwasser

Um die Qualität der Ergebnisse von Datenauswertung und Datenrecherche zu bewerten, wird auch für den Sickerwassertausch ein Bonitätssystem eingeführt. Dies belegt die in die Bilanzierung einfließenden Daten mit Informationen zu ihrer Güte bzw. Aussagekraft. Bei der Interpretation statistischer Kenngrößen mit einem Bonitätsindex $\neq A$ ist die geringe Anzahl einbezogener Messwerte bzw. Versuchsstandorte und die daraus resultierende begrenzte Aussagekraft zu beachten. Die Daten hoher Bonität können unter Berücksichtigung der beschriebenen Unsicherheiten als weitgehend verlässliche Durchschnittswerte dienen. Literaturangaben mit vollständigen Begleitangaben und geeigneten Erhebungsbedingungen sind als verlässliche Durchschnittswerte anzusehen und werden ebenfalls der Bonität A zugeordnet. Daten aus der Literatur beinhalten jedoch häufig keine vollständigen Angaben zur verwendeten Datengrundlage und zu Randbedingungen des Versuchs oder der Datenauswertung. Diese werden daher der Bonität D zugeordnet.

Tab. D 14: Bonitätssystem der in die Bilanzierung eingehenden statistischen Kenngrößen für den Transfer Boden – Sickerwasser

Bonität	Eigenschaften der Grundlagendaten
A	statistisch abgesicherte Medianwerte mit $n \geq 20$ Standorten und > 120 Sickerwasserproben mit vergleichbarer Messtechnik
B	Medianwerte mit $n \geq 10$ Standorten
C	Medianwerte mit $n < 10$ Standorten
D	Daten aus der Literatur ohne Angaben zum Umfang der Datengrundlagen bzw. Erhebungsbedingungen
E	keine Daten / Annahmen bzw. Herleitungen

d) Ergänzung der bestehenden Datenbasis

Die Angaben zu durchschnittlichen Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser, die auf Grundlage BIELERT et al. (1999), DUIJNISVELD et al. (2006) und Level-II-Datenbank ermittelt wurden, werden durch Mittelwerte und andere statistische Kenngrößen oder Wertespanssen aus Fachliteratur und Datenrecherche ergänzt (BGR 2004c¹⁸; BLUM et al. 2005¹⁹; BRADFORD et al. 1971; CAMPBELL & BECKETT 1988; FIEDLER & RÖSLER 1993; GEHRMANN 2003²⁰, UMEG 2003²¹).

¹⁸ Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser an 7 unbelasteten ackerbaulich bewirtschafteten **Bodendauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen** (Pb, Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Zn; PX80-Saugkerzen).

¹⁹ Schwermetallkonzentrationen in Bodenlösungen an 15 Level-II-Standorten in Bayern über einen Messzeitraum von zwei Jahren (Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn, Keramik-Saugkerzen, 4-wöchige Beprobung).

²⁰ „Erste Orientierungswerte“ zur Schwermetallkonzentration im Bodensickerwasser von 9 **Waldmessstationen in Nordrhein-Westfalen** (1 Standort mit Vorsorgewertüberschreitung; Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn; PX80-Saugkerzen).

²¹ Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser an 2 landwirtschaftlichen **Intensiv-Messstellen in Baden-Württemberg** (Ackerstandort mit Stoffeinträgen durch Wirtschaftsdünger; Grünlandstandort mit erhöhten luftbürtigen Schadstoffeinträgen; As, Pb, Cd, Cr, Co, Cu, Hg, Ni, Zn) sowie 3 forstwirtschaftliche Intensiv-Messstellen (mit Belastungseinfluss durch Ballungsraum/Autobahn) (Saugkerzen V4A-Edelstahl, Duranglas).

Diese Angaben ergänzen die Datenbasis und dienen insbesondere zum Vergleich und zur Plausibilitätsprüfung der statistisch abgeleiteten Werte.

Die Qualität der Angaben wird mit einer Bonitätsangabe dokumentiert (vgl. Tab. D 14). Weiterhin werden die für die Qualität der Werte bedeutsamen Angaben zu den Erhebungsbedingungen erfasst, sofern sie entsprechend vorliegen. Wie in Kapitel D 2.6.3 beschrieben, spielt die Länge des Messzeitraums für die Repräsentanz eine Rolle. Je länger der Beprobungszeitraum, desto eher spiegelt eine statistische Kenngröße die langfristig herrschenden Verhältnisse wider.

e) *Datenzusammenstellung und Auswahl der Bilanzeingangsgrößen*

Für die betrachtungsrelevanten Parameter liegen im Ergebnis von Auswertungen und Recherchen Daten zu Stoffkonzentrationen im Bodensickerwasser an forstlich und ackerbaulich genutzten Standorten vor, wobei der Datenumfang je nach Schadstoff unterschiedlich ist.

Tab. D 15: Bilanzgrößen für den Austragspfad Boden – Sickerwasser für verschiedene Standorteigenschaften (Stoffkonzentration im Sickerwasser)

Schadstoff	Landwirtschaft	Landwirtschaft / Sande Nordwest / Niedersachsen	Laub- und Mischwald	Nadelwald	Wald / Sande Nordost / <200 mm/a
	BIELERT et al. (1999)	DUIJNISVELD et al. (2006)	Level-II-Datenbank (BFH 2004)		
	[µg/l]				
Sb	0,28	0,386	-	-	-
As	0,67	0,444	-	-	-
Pb	0,3	0,9	0,5	2	8,4
B	30	-	-	-	-
Cd	0,11	0,099	0,3	0,9	1
Cr	5,55	0,693	0,8	1,1	1,2
F*	0,2	40	0,3	0,3	-
Co	0,9	0,389	-	-	-
Cu	5,45	4,26	5,7	3,02	10,29
Mo	2,7	0,039	-	-	-
Ni	14,5	1,6	2,07	2,07	4,39
Hg	0,07	0,014	-	-	-
Se	2	-	-	-	-
Tl	0,01	0,031	-	-	-
Zn	22	10,3	52	52	110
Sn	0,04	0,04	-	-	-

* Quelle: SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002)

Aus den recherchierten Daten werden in Abstimmung mit dem Umweltbundesamt nach Kriterien der Repräsentanz (Kriterien: Umfang, Qualität, Erhebungszeitraum) und Plausibilität (Kriterien: Bezug auf Grenzwerte und andere Untersuchungsergebnisse) geeignete Werte als Eingangsgrößen für die Bilanzierung ausgewählt (vgl. Tab. D 15). Eine Zusammenstellung mit Literatur- und Grenzwerten wird in digitaler Form vorgehalten.

Da für Grünlandstandorte keine repräsentativen Werte zu Schwermetallkonzentrationen vorliegen und hier ebenfalls Ziel-pH-Werte für die gute landwirtschaftliche Praxis gemäß § 17 BBodSchG gelten (zwischen pH 4,5 und 6), wird auf die mittleren Sickerwasserkonzentrationen für Ackerstandorte zurückgegriffen. Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze werden in Höhe der halben Bestimmungsgrenze berücksichtigt.

Alle Sickerwasserkonzentrationen liegen jeweils weit unterhalb der Prüfwerte nach BBodSchV für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser (meist um mehr als Faktor 10). Nur in folgenden Ausnahmefällen werden die Geringfügigkeitsschwellen erreicht (vgl. Tab. D 17):

- 8,41 µg/l Blei für Wald auf Sanden Nordost mit Sickerwasserraten unter 200 mm/a
- 0,9 µg/l Cadmium für Nadelwald
- 1,0 µg/l Cadmium für Wald auf Sanden Nordost mit Sickerwasserraten unter 200 mm/a
- 14,5 µg/l Nickel für landwirtschaftlich genutzte Flächen
- 110 µg/l Zink für Wald auf Sanden Nordost mit Sickerwasserrate unter 200 mm/a.

D 2.8.3 Ermittlung von Sickerwasserraten

Die Menge des Austrags von Stoffen über das Bodensickerwasser ist von der Stoffkonzentration im Sickerwasser und der Sickerwasserrate abhängig. Zur Quantifizierung von Austragsfrachten über das Sickerwasser werden deshalb quantitative Angaben zur mittleren Sickerwasserrate in den einzelnen Raumeinheiten benötigt. Als Datenquelle wird die Karte der mittleren Sickerwasserrate des BGR aus dem Hydrologischen Atlas Deutschlands verwendet (BGR 2004a).

Zur Erstellung der Karte wurden Sickerwasserraten aus dem Boden für die Nutzungsarten Acker, Grünland, Nadelwald und Laubwald jeweils für grundwassernahe (mit Berücksichtigung von kapillarem Aufstieg) und grundwasserferne Standortbedingungen berechnet. Als Eingangsdaten wurden mittlere jährliche Niederschlagshöhen (zusätzlich für das Sommerhalbjahr), der Oberflächenabfluss auf Ackerflächen (differenziert nach „hydrogeologischem Bodentyp“, Niederschlag, Neigung, Häufigkeit von Starkregenereignissen), die jährliche Verdunstungshöhe, die nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum und der kapillare Aufstieg verwendet.

Der Einfluss von Beregnung wird nicht berücksichtigt, erhöht jedoch bei guter Beregnungssteuerung das langjährige Mittel der Sickerwasserrate nur in geringem Maße. Klimaregionen, deren Berücksichtigung eine höhere Signifikanz der verwendeten Regressionsgleichungen zur Modellierung des Wasserhaushalts erbringen würde, sind in der Karte bislang nicht berücksichtigt (BGR 2004a).

Zur Interpretation bzw. zur Verwendbarkeit der genutzten Karte ist anzumerken, dass die „mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden“ als die Sickerwassermenge definiert ist, die den Boden unter Berücksichtigung des kapillaren Aufstiegs im langjährigen Mittel abwärts verlässt²². Aufgrund des überregionalen Maßstabs der Karte des BGR ist davon auszugehen, dass der Wasserentzug der Vegetation, der im betrachteten Bilanzraum auf den Wasserhaushalt wirkt, über die jährliche Verdunstungshöhe nicht vollständig widerspiegelt wird. Insgesamt ist daher zu erwarten, dass in der Karte etwas höhere Sickerwassermengen angegeben sind, als im Bilanzraum von 0 bis 10 bzw. 30 cm Bodentiefe zu erwarten. Da jedoch keine vergleichbaren Daten für den Wasserfluss unmittelbar unterhalb des Bilanzraums vorliegen, werden die Daten aus der Karte der mittleren Sickerwasserrate aus dem Boden zur Quantifizierung von Austragsfrachten verwendet. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist die damit verbundene Unsicherheit zu berücksichtigen.

Durch eine GIS-gestützte Auswertung der Karte der mittleren Sickerwasserrate aus dem Boden (BGR 2004a) wird den typisierten Raumeinheiten jeweils eine charakteristische Sickerwasserrate zugewiesen (vgl. Kap. B). Hierbei wird die Karte der Raumeinheiten als Grundlage verwendet. Diese wird mit der Karte der mittleren Sickerwasserrate, die Informationen zu den Sickerwasserraten im 1x1 km-Raster enthält, verschnitten. Auf dieser Grundlage lassen sich für jede Raumeinheit statistische Kenngrößen zur Sickerwasserrate ermitteln. Auf Grundlage des Medians sowie der Variabilität (Standardabweichung, Minimum/Maximum) wird jeweils auf Klassen mit der Weite von 50 mm/a gerundet. Die mittleren Sickerwasserraten (Mediane) für die betrachteten Raumeinheiten sind im Überblick in Tab. D 16 dargestellt.

D 2.9 Austragsfrachten durch Ernte und Sickerwasser

Die berechneten Austragsfrachten für Ernte und Auswaschung, die in den Bilanzberechnungen für Arsen, Cadmium, Kupfer, Quecksilber, Chrom, Nickel, Blei, Thallium und Zink verwendet werden, sind in den Abbildungen Abb. D 31 bis Abb. D 39 zusammenfassend dargestellt. Die entsprechenden Zahlenwerte sind im digitalen Anhang zum Forschungsbericht enthalten. Vergleichswerte zur Beurteilung von Schadstoffkonzentrationen, wie die Geringfügigkeitsschwellen (LAWA 2004²³) und die Prüfwerte der BBodSchV für den Pfad Boden – Grundwasser (BBodSchV 1999²⁴), sind in Tab. D 17 dargestellt. Diese Werte dienen ausschließlich zum Vergleich der Größenordnung der in Tab. D 15 aufgeführten – aus empirischen Messdaten abgeleiteten – Konzentrationen und werden nicht als Bilanzgrößen verwendet.

²² Der Zwischenabfluss ist in der Sickerwasserrate nach BGR (2004) enthalten.

²³ Die Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) hat im November 2004 **Geringfügigkeitsschwellenwerte für das Grundwasser** vorgelegt. Diese werden zur bundeseinheitlichen Bewertung von Grundwasserverunreinigungen benötigt, die bereits eingetreten sind oder die es zu verhindern gilt. Die Geringfügigkeitsschwelle (GFS) bildet die Grenze zwischen einer geringfügigen Veränderung der chemischen Beschaffenheit des Grundwassers und einer schädlichen Verunreinigung.

²⁴ Die BBodSchV (1999) gibt **Prüfwerte zur Beurteilung des Wirkungspfades Boden – Grundwasser** an, bei deren Überschreiten eine einzelfallbezogene Prüfung durchzuführen und festzustellen ist, ob eine schädliche Bodenveränderung vorliegt. Diese Prüfwerte gelten für den Übergangsbereich von der ungesättigten zur wassergesättigten Bodenzone (Ort der Beurteilung).

Tab. D 16: Mittlere Sickerwasserraten in Abhängigkeit der Raumeinheiten

ID	Raumeinheit	Rate [mm/a]	ID	Raumeinheit	Rate [mm/a]
1	A_01 / Löss	150	50	A_34 / Sandlöss	100
2	A_02 / Löss	100	51	A_35 / Sandsteine	400
3	A_03 / Geschiebemergel / -lehme (NO)	200	52	A_36 / Geschiebemergel / -lehme (NO)	150
4	A_03 / Geschiebemergel / -lehme (NW)	300	53	A_36 / Sande (NW)	200
5	A_04 / Löss	100	54	A_37 / Löss	300
6	A_05 / Löss	250	55	A_38 / Löss	300
7	A_05 / Löss / Urban	250	56	A_39 / Sandsteine	250
8	A_06 / Geschiebemergel / -lehme mit sandiger Deckschicht	150	57	A_40 / Saure Magmatite + Metamorphite	320
9	A_06 / Sande (NO)	150	58	A_41 / Tongesteine	350
10	A_06 / Sande (NW)	150	59	A_42 / Karbonatgesteine	300
11	A_07 / Löss	300	60	A_42 / Sandsteine	250
12	A_08 / Löss	300	61	G_1 / Geschiebemergel / -lehme (S)	700
13	A_09 / Löss	300	62	G_1 / Karbonatgesteine	500
14	A_09 / Sande (NW)	350	63	G_1 / Löss	450
15	A_10 / Geschiebemergel / -lehme (S)	400	64	G_1 / Saure Magmatite + Metamorphite	900
16	A_11 / Sande (NW)	300	65	G_1 / Tongesteine	450
17	A_11 / Sedimente im Gezeitenbereich	300	66	G_2 / Bas. Magmatite und Metamorphite	550
18	A_12 / Terrassen- und Schotterabl.	300	67	G_2 / Löss	400
19	A_12 / Terrassen- und Schotterabl. / Urban	300	68	G_2 / Moore (einschl. kult. Moore) (NW)	250
20	A_13 / Sande (NW)	350	69	G_2 / Sande (NW)	300
21	A_14 / Sande (NW)	300	70	G_2 / Sande (NW) / Urban	300
22	A_15 / Sande (NW)	350	71	G_2 / Sandsteine	400
23	A_15 / Sande (NW) / Urban	350	72	G_2 / Sedimente im Gezeitenbereich	300
24	A_16 / Sandlöss	250	73	G_2 / Tongesteine	500
25	A_16 / Sandlöss / Urban	250	74	G_3 / Sande (Nordwest)	350
26	A_17 / Löss	200	75	G_4 / Sandsteine	400
27	A_18 / Tongesteine	450	76	W_1 / Auensedimente	250
28	A_19 / Karbonatgesteine	400	77	W_1 / Karbonatgesteine	400
29	A_19 / Sandsteine	300	78	W_1 / Löss	300
30	A_19 / Tongesteine	350	79	W_1 / Sande (Nordwest)	250
31	A_20 / Löss	100	80	W_1 / Sandsteine	350
32	A_21 / Tongesteine	400	81	W_1 / Saure Magmatite + Metamorphite	600
33	A_22 / Karbonatgesteine	400	82	W_1 / Tongesteine	400
34	A_22 / Tongesteine	400	83	W_2 / Geschiebemergel / -lehme (S)	550
35	A_23 / Löss	200	84	W_2 / Karbonatgesteine	400
36	A_24 / Löss	200	85	W_2 / Löss	250
37	A_25 / Löss	250	86	W_2 / Sande (NO)	100
38	A_26 / Löss	250	87	W_2 / Sande (NW)	250
39	A_27 / Sande (NW)	250	88	W_2 / Sandsteine	300
40	A_28 / Löss	300	89	W_2 / Saure Magmatite + Metamorphite	500
41	A_29 / Sande (NW)	250	90	W_2 / Tongesteine	500
42	A_30 / Löss	200	91	Oeko_1	200
43	A_30 / Sandsteine	300	92	Oeko_2	200
44	A_31 / Löss	200	93	S_1	200
45	A_32 / Geschiebemergel / -lehme (NO)	200	94	S_2	200
46	A_32 / Sande (NO)	150	95	S_3	200
47	A_33 / Löss	200	96	S_4	200
48	A_33 / Saure Magmatite + Metamorphite	250	97	S_5	200
49	A_34 / Löss	200	98	S_6	200

Tab. D 17: Geringfügigkeitsschwellen zur Beurteilung lokal begrenzter Grundwasserverunreinigungen und Prüfwerte BBodSchV für den Pfad Boden-Grundwasser

Anorganische Parameter	Geringfügigkeitsschwellenwert [$\mu\text{g/l}$]	Prüfwerte BBodSchV für den Pfad Boden-Grundwasser [$\mu\text{g/l}$]
Antimon (Sb)	5	10
Arsen (As)	10	10
Barium (Ba)	340	-
Blei (Pb)	7	25
Bor (B)	740	-
Cadmium (Cd)	0,5	5
Chrom (Cr)	7 (Cr ^{III})	50 (Cr gesamt)
Kobalt (Co)	8	50
Kupfer (Cu)	14	50
Molybdän (Mo)	35	50
Nickel (Ni)	14	50
Quecksilber (Hg)	0,2	1
Selen (Se)	7	10
Thallium (Tl)	0,8	-
Vanadium (V) ²⁵	4	-
Zink (Zn)	58	500

²⁵ Die Anwendung der GFS für Vanadium ist bis zum 31.12.2007 ausgesetzt. Diese GFS entspricht zwar dem aktuellen Wissen über die Humantoxizität von Vanadium und dem lebenslangen Schutz vor möglichen Wirkungen. Sie beruht jedoch auf einer unvollständigen und strittig bewerteten Datenbasis. Durch die Aussetzung soll insbesondere der Industrie die Gelegenheit gegeben werden, die experimentelle Datenbasis zur Human- und Ökotoxizität zu ergänzen. Es wird vermutet, dass auf verbesserter Datenbasis die GFS für Vanadium erhöht werden kann.

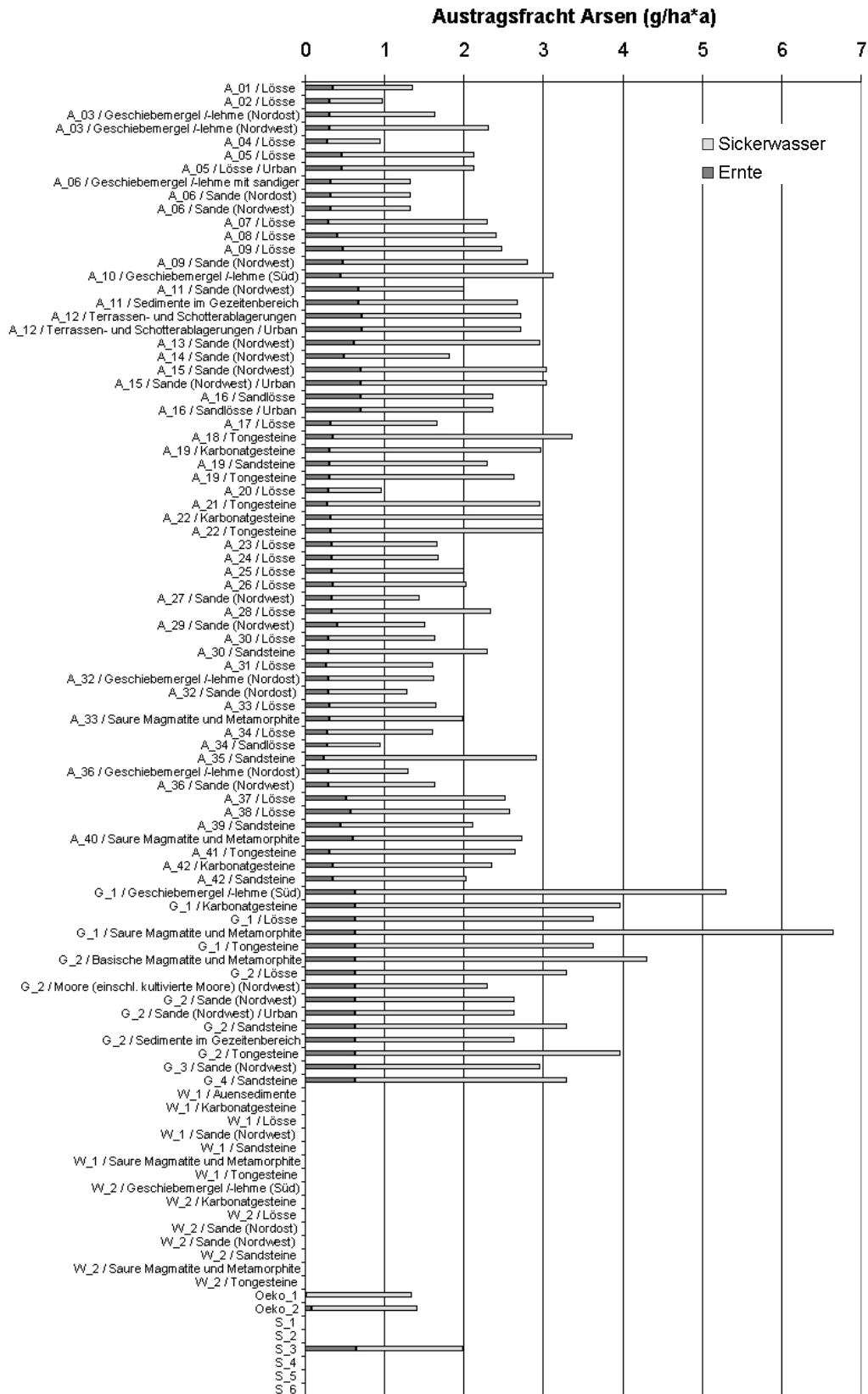


Abb. D 31: Arsen-Austragsfrachten für bilanzierte Raumeinheiten

D Austräge

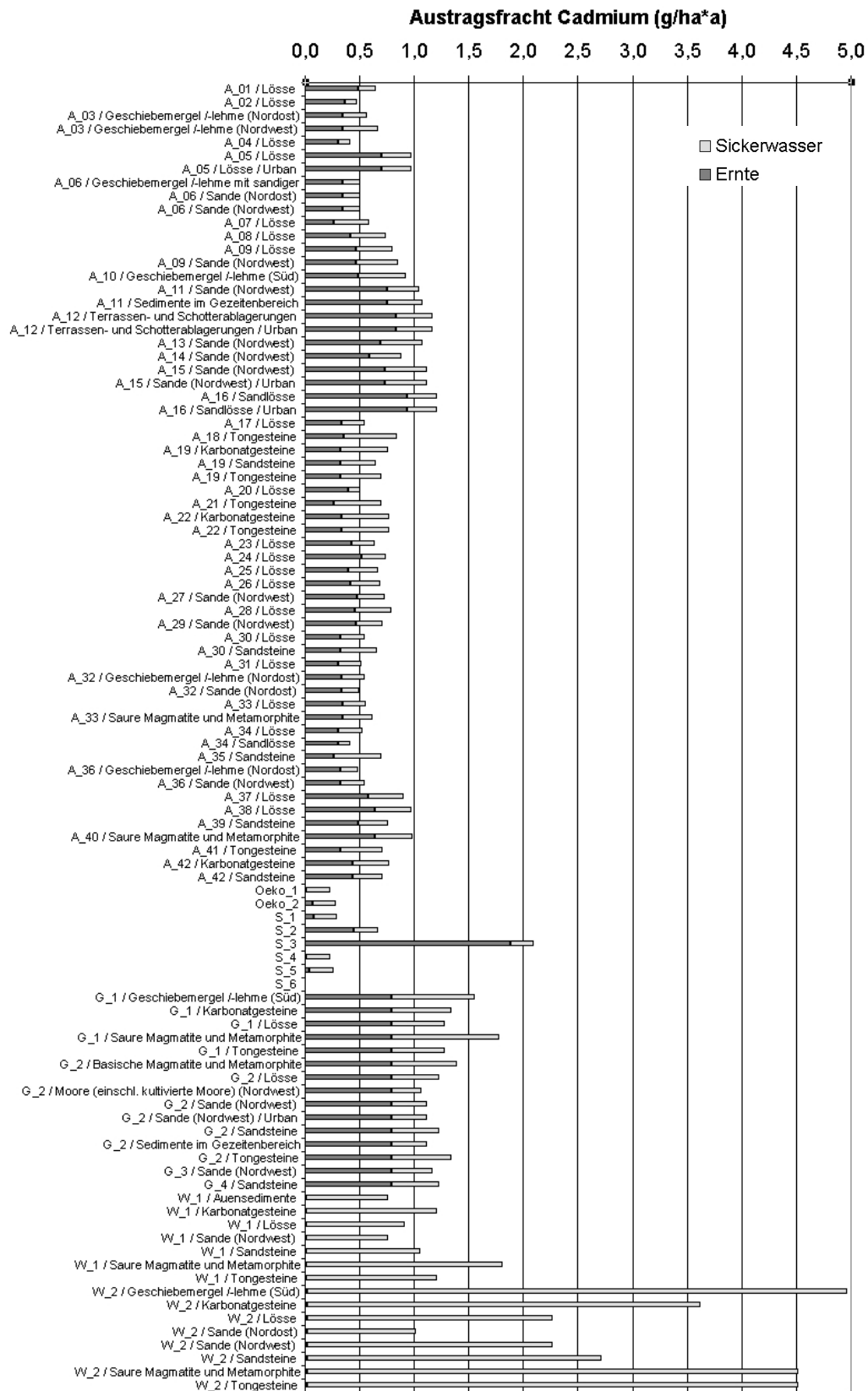


Abb. D 32: Cadmium-Austragsfrachten für bilanzierte Raumeinheiten

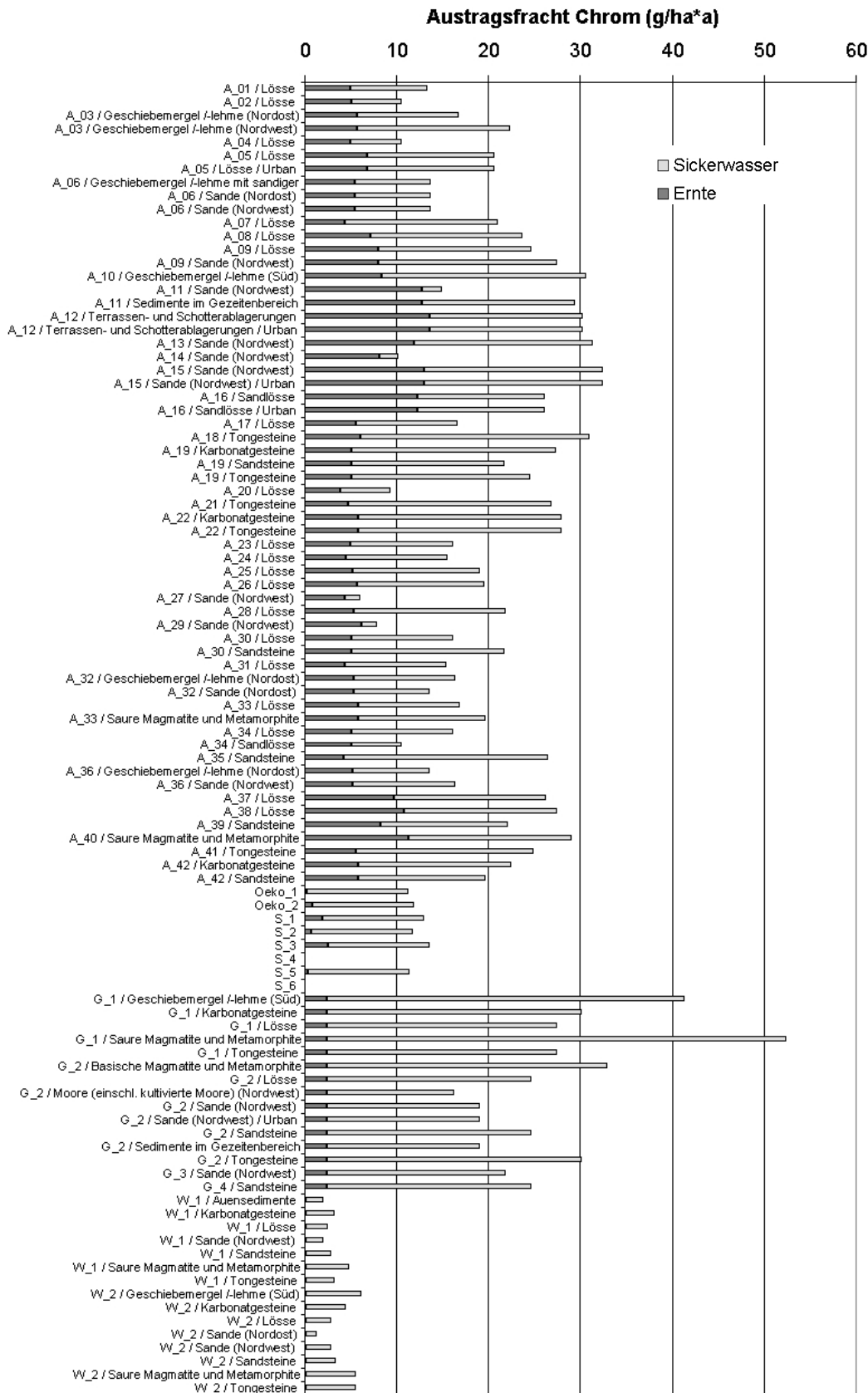


Abb. D 33: Chrom-Austragsfrachten für bilanzierte Raumeinheiten

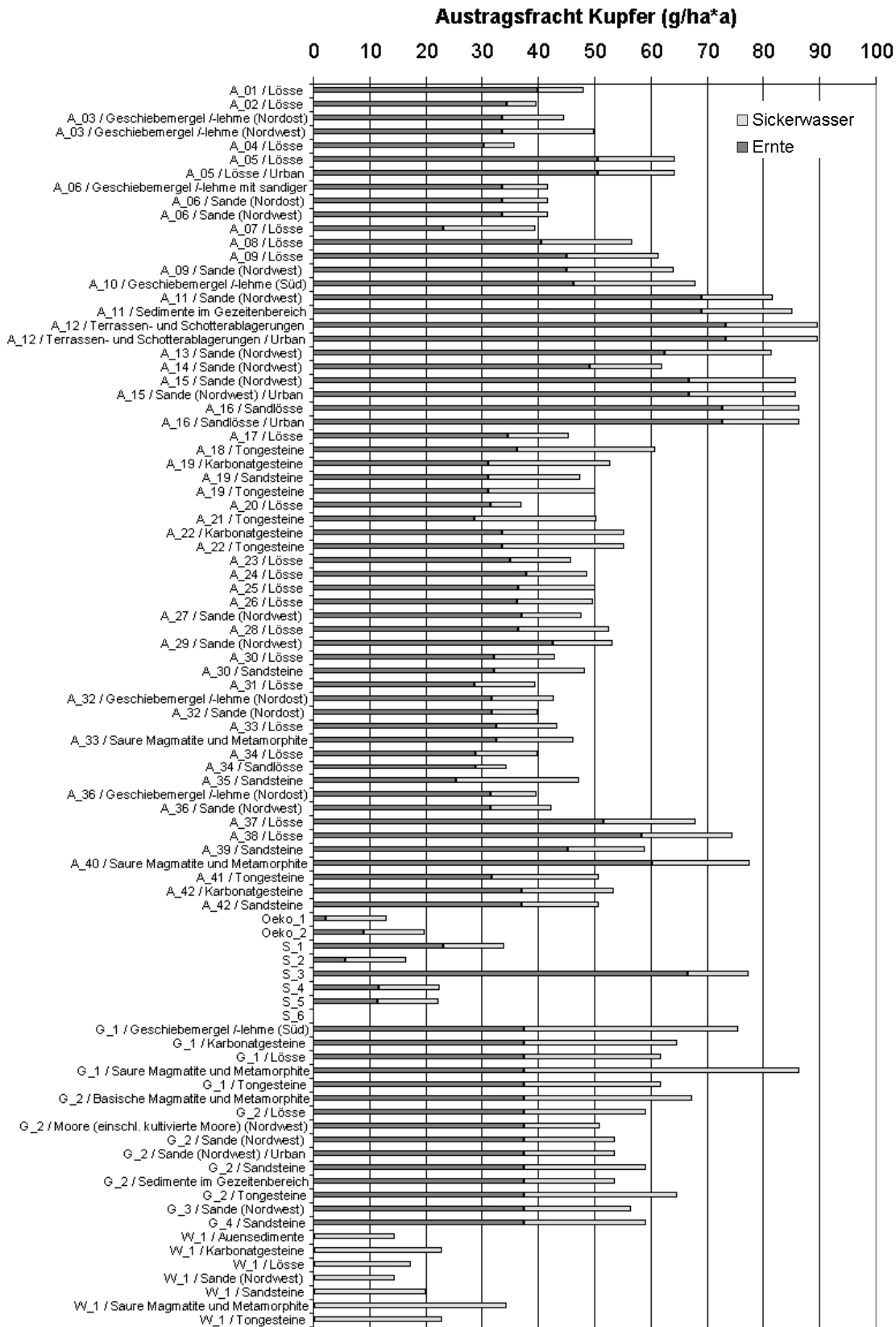


Abb. D 34: Kupfer-Austragsfrachten für bilanzierte Raumeinheiten

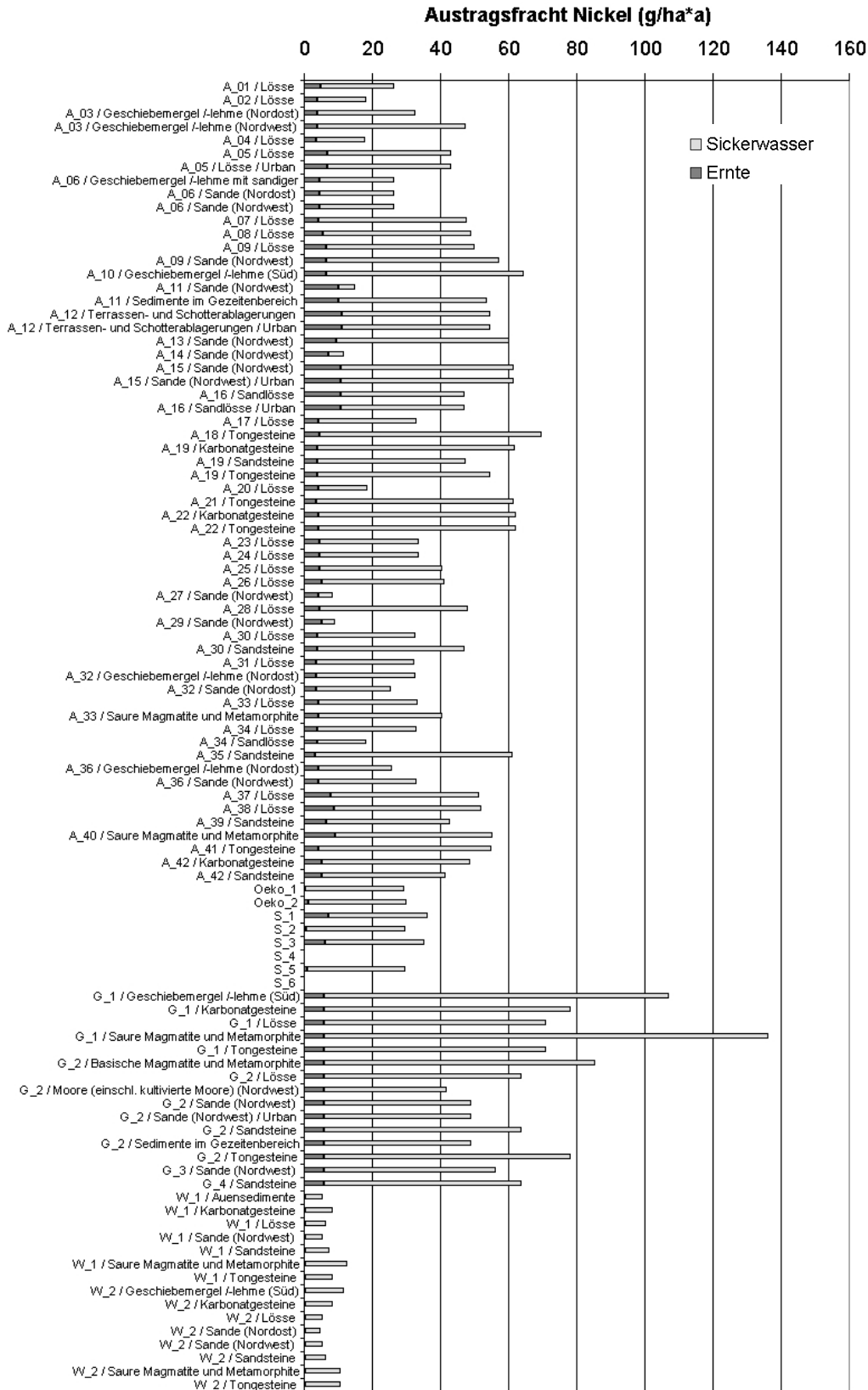


Abb. D 35: Nickel-Austragsfrachten für bilanzierte Raumeinheiten

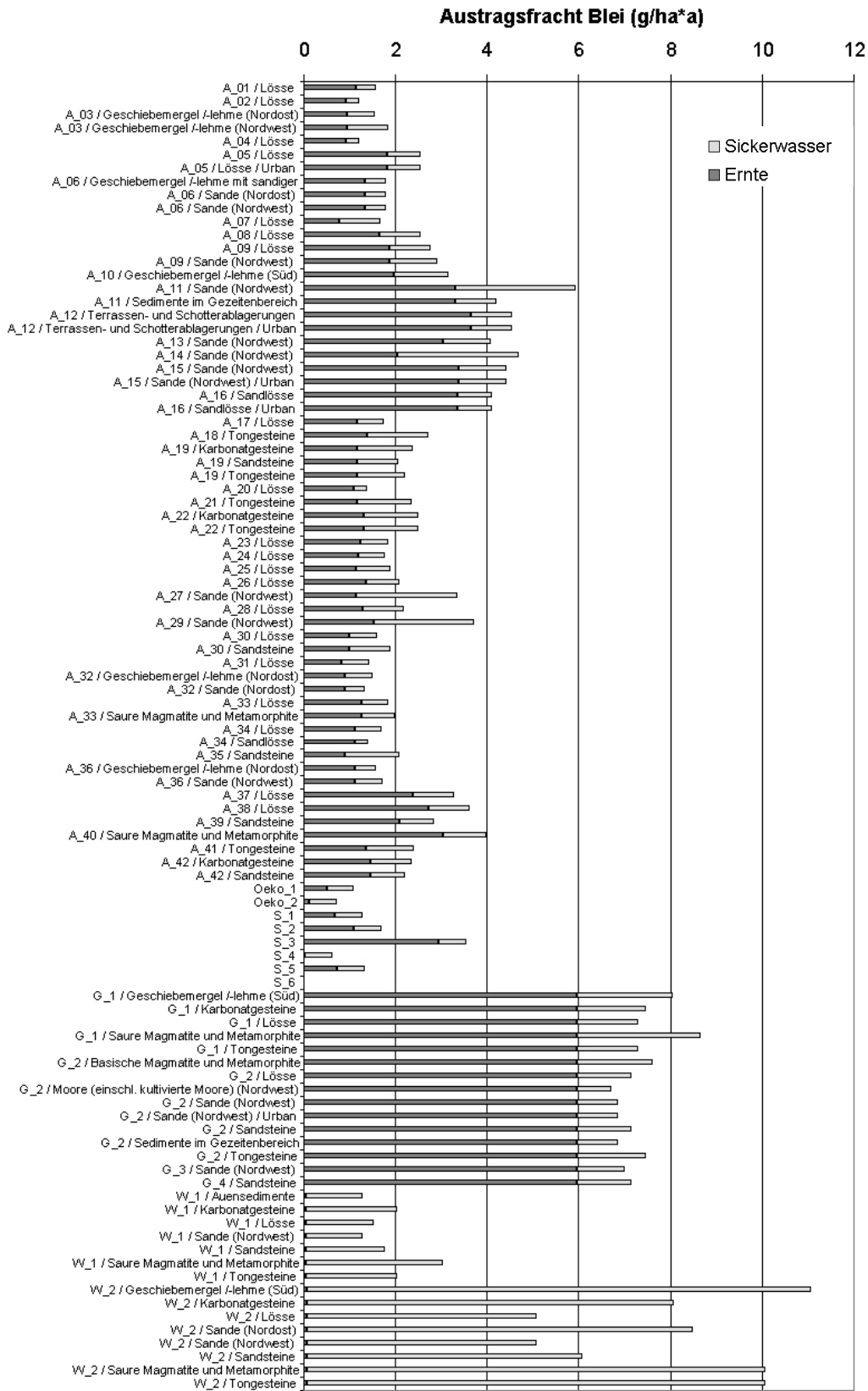


Abb. D 36: Blei-Austragsfrachten für bilanzierte Raumeinheiten

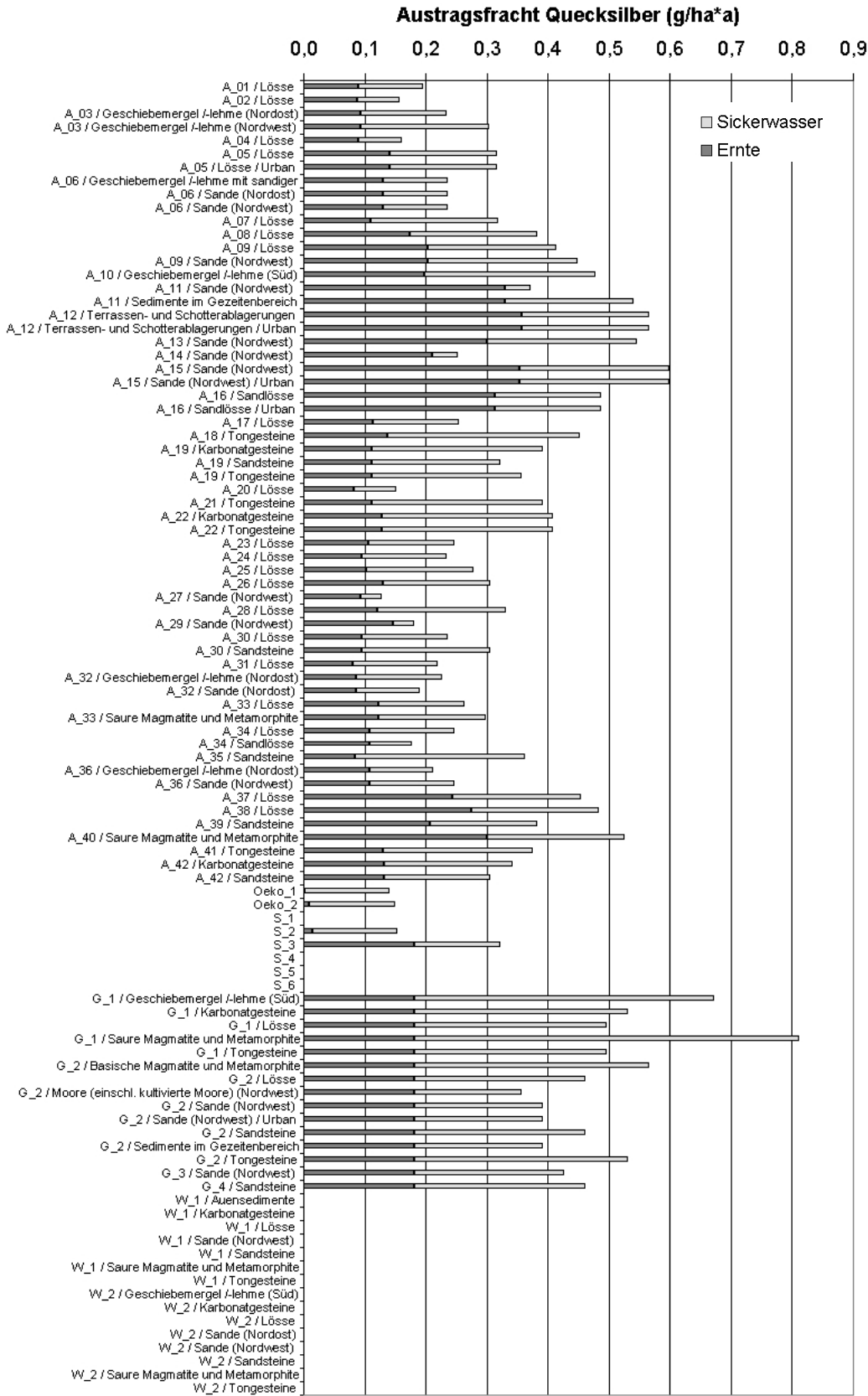


Abb. D 37: Quecksilber-Austragsfrachten für bilanzierte Raumeinheiten

D Austräge

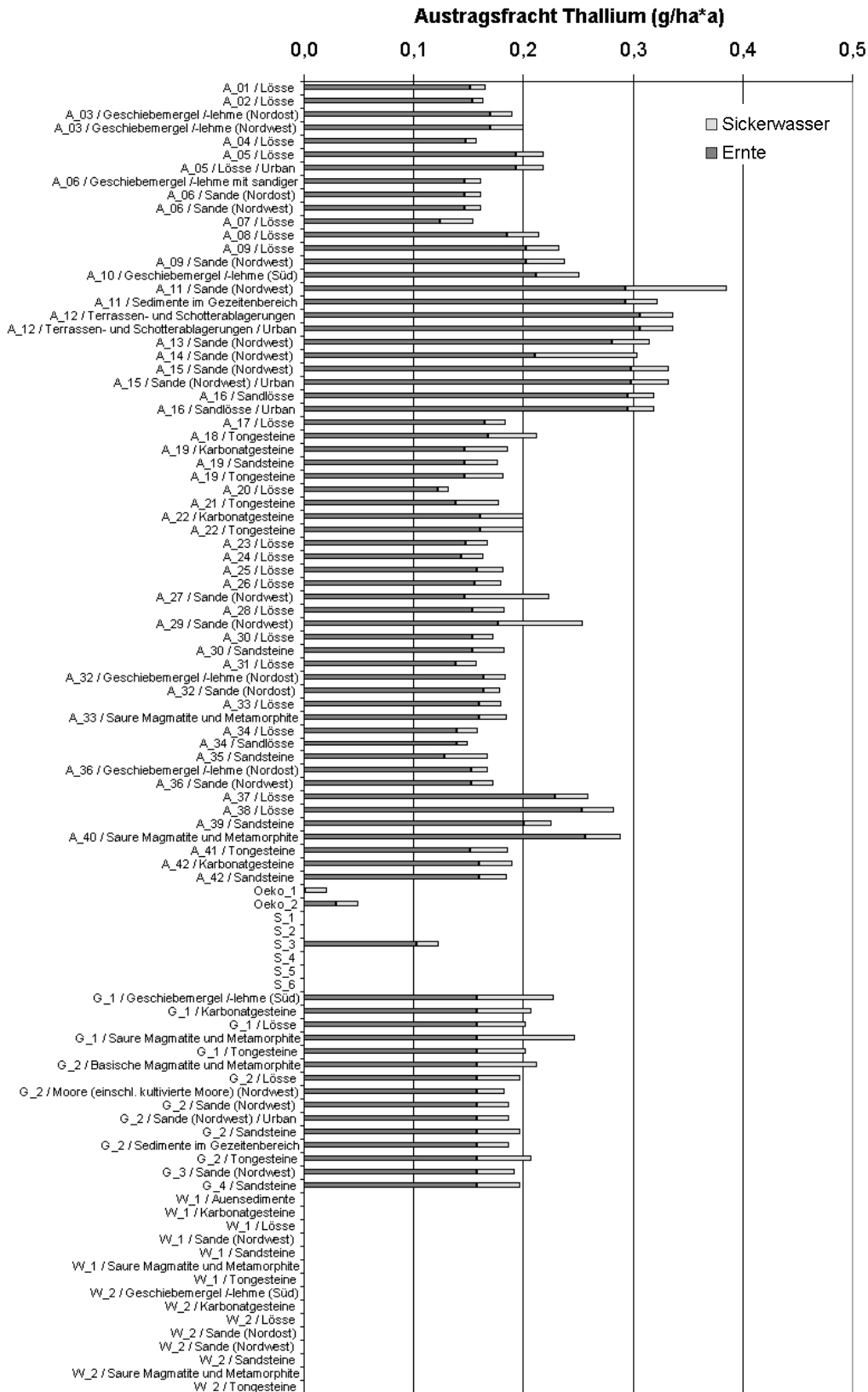


Abb. D 38: Thallium-Austragsfrachten für bilanzierte Raumeinheiten

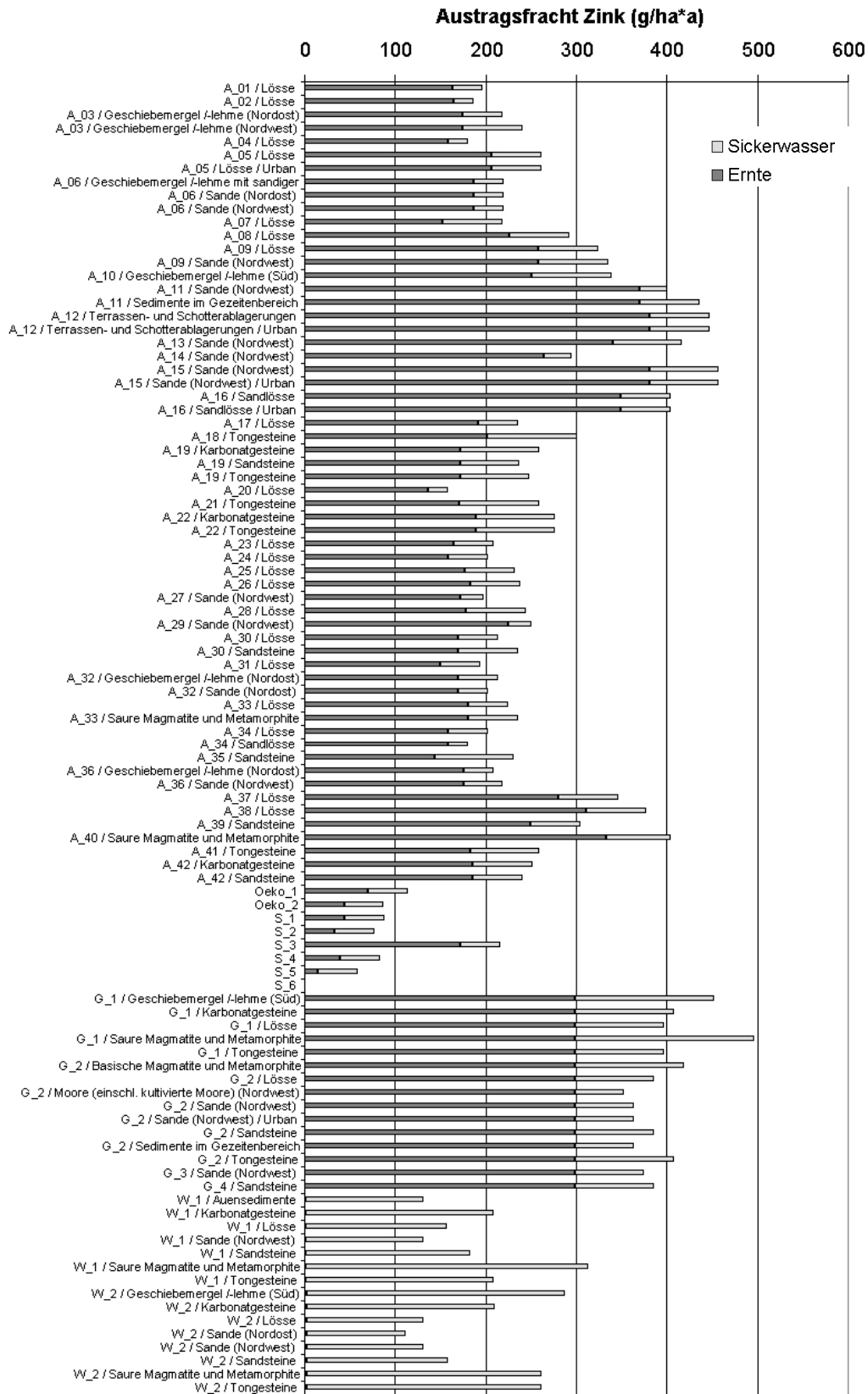


Abb. D 39: Zink-Austragsfrachten für bilanzierte Raumeinheiten

D 3 AUSTRAG VON ORGANISCHEN SCHADSTOFFEN

D 3.1 Stoffspektrum

Im Rahmen dieses F+E-Vorhabens werden die folgenden Stoffe und Verbindungen betrachtet, die eine hohe Persistenz aufweisen und für die Regelungen in der BBodSchV enthalten sind:

- PAK_{EPA} (Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe, Summe 16 Einzelsubstanzen nach US-EPA),
- BaP (Benzo(a)pyren, C₂₀H₁₁),
- PCB₆ (Polychlorierte Biphenyle, 6 Kongenere, C₁₂H_{10-n}Cl_n mit n >2),
- PCDD/F (Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane),
- PCP (Pentachlorphenol, C₆Cl₅OH),
- HCB (Hexachlorbenzol C₆Cl₆),
- HCH (Hexachlorcyclohexan, C₆H₆Cl₆, nach BBodSchV HCH-Gemisch oder β-HCH; ohne γ-HCH bekannt als Lindan),
- Aldrin (C₁₂H₈Cl₆),
- DDT (Dichlor-Diphenyl-Trichlorethan, C₁₄H₉Cl₅).

Eine Bilanzierung von Substanzen geringer Persistenz, die leicht abbaubar, flüchtig oder löslich sind, wie z.B. **Benzol**, **BTEX**, **Mineralölkohlenwasserstoffe LCKW**, **LHKW**, **Phenole** C₆H₆O **und Naphthalin** C₁₀H₈) wird aufgrund der zu erwartenden geringen Verweilzeiten in Böden nicht durchgeführt.

Weitergehend werden in der Klärschlammverwertung, Kunststoffherstellung, Arzneimittelherstellung etc. unter anderem die in Tab. D 18 genannten Verbindungen diskutiert. Diese werden im Rahmen dieses Projektes nicht betrachtet.

Ein Teil der Verbindungen wird im Rahmen des F+E-Vorhabens „Begrenzung von Schadstoffeinträgen bei Bewirtschaftungsmaßnahmen der Landwirtschaft bei Düngung und Abfallverwertung – Teil II Bodenuntersuchungen – betrachtet. Für **NP/NPEO**, **LAS**, **Phthalate** und **PBDE** wird eine geringe Stabilität und gute Abbaubarkeit, für TBT mäßige Abbaubarkeit angegeben (FKZ: 202 74 271 und LFU 2003). Dagegen weisen **polyzyklische Moschusverbindungen** eine hohe Persistenz auf (LFU 2003) und können sich in Böden anreichern.

Eine umfassende Literaturstudie zum Transfer von organischen Schadstoffen im System Boden/Pflanze und Boden/Sickerwasser ist im Internet verfügbar (UVM / LFU BADEN-WÜRTTEMBERG 1998). Einen Auszug relevanter Informationen zu organischen bodenrelevanten Problemstoffen enthalten auch die Stoffkennblätter des UBA-Berichtes „Erhebungsuntersuchungen zum Transfer organischer Schadstoffe vom Boden in Nahrungs- und Futterpflanzen und Ableitung von Prüfwerten nach dem BBodSchG“ (BREITSCHWERDT et al. 2002).

Tab. D 18: Weitere organische Stoffe mit Umweltrelevanz

Abkürzung	Stoff	Einzelstoffe (Auswahl)
LAS	Lineare Alkylbenzolsulfonate	
Phthalate	Phthalsäureester	Di-(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) Dibutylphthalat (DBP)
NP/ NPEO	Nonylphenol und -ethoxylate	Nonylphenol (NP) Octylphenol (OP)
OT	Organozinnverbindungen (Zinn(IV)halogenide)	Tributylzinnverbindungen (TBT) Dibutylzinnverbindungen (DBT) Monobutylzinnverbindungen (MBT)
PBDE	Polybromierte Diphenylether	
	Polyzyklische Moschusverbindungen	Galaxolide (HHCB) Tonalide (AHTN)

D 3.2 Abhängigkeit von Bodeneigenschaften

D 3.2.1 Gehalt organischer Bodensubstanz

Die Adsorption organischer Schadstoffe erfolgt in hohem Maß durch die organische Bodensubstanz. Damit hängt die adsorbierte Stoffmenge im Boden hauptsächlich von den Gehalten an organischem Kohlenstoff ab (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002, BREITSCHWERDT et al. 2002). Da Bindungen zwischen organischen Schadstoffen und organischer Bodensubstanz aufgrund starker Bindungskräfte zumeist relativ fest sind, ist die Pflanzenverfügbarkeit organischer Schadstoffe häufig gering (UVM/LFU BADEN-WÜRTTEMBERG 1998).

Dementsprechend stellten SIEGFRIED & MÜLLER (1978) in Untersuchungen von Möhren, Salat, Spinat, Radieschen und Grünkohl eine deutliche negative Abhängigkeit der BaP-Aufnahme vom C_{org} -Gehalt des Substrates fest. In Untersuchungen von BELLIN & O'CONNOR (1990) nahm die Pflanzenaufnahme von PCP mit steigendem Gehalt organischer Substanz im Boden ab. Auch DELSCHEN et al. (1996) stellten deutlich sinkende PCB-Aufnahmen durch Pflanzen bei steigenden Gehalten an organischer Substanz fest.

Bodengefährdende organische Stoffe können auch in die organische Substanz (Humus) eingebaut werden (SIMS & OVERCASH 1983). Derart festgelegte Substanzen gehen nur dann in die Bodenlösung über, wenn die Sorbenten selbst aufgelöst werden (z.B. durch Mineralisation der organischen Substanz) (LITZ 2004). Organische Schadstoffe können in hydrophobe Regionen organischer Makromoleküle eingebettet werden und damit in geringerem Umfang pflanzenverfügbar sein.

Bodenbürtige gelöste organische Substanzen (Dissolved Organic Matter, DOM) können hydrophobe organische Schadstoffe binden und so ihre Mobilität und Verlagerbarkeit deutlich erhöhen. Neben dem Anteil an organischer Substanz im Boden spielt somit auch die DOC-Konzentration in der Bodenlösung eine Rolle für die Pflanzenverfügbarkeit. Vor allem saure Böden mit einer geringen biologischen Aktivität können hohe Konzentrationen an DOC aufweisen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

D 3.2.2 Bodenreaktion (pH-Wert)

Der pH-Wert spielt für das Löslichkeitsverhalten und die Pflanzenverfügbarkeit organischer Verbindungen, die im Boden als undissoziierte Moleküle vorliegen, eine untergeordnete Rolle. In der DIN ISO 15175 (2005) „Ermittlung von Kennwerten des Bodens hinsichtlich des Grundwasserschutzes“ werden BTEX, niedermolekulare PAK (z.B. Naphthalin, Anthracen) und BaP sowie PCDD/F und Mineralölkohlenwasserstoffe (Erdöl, Diesel, Heizöl) als Stoffe genannt, für deren Verhalten in Böden der pH-Wert (in Referenz-Ackerböden) keine Rolle spielt.

Der pH-Wert ist jedoch dann relevant, wenn organische Stoffe im pH-Bereich mitteleuropäischer Böden (pH 3 – 8) zu Anionen oder Kationen dissoziieren. Während sich die Adsorptionskapazität von Böden für anorganische Stoffe mit Abnahme des pH-Wertes verringert, werden diese Stoffe zunehmend bei neutraler bis stark saurer Bodenreaktion an die Bodensubstanz gebunden. Dies ist bei den Stoffen PCP und PCB der Fall. Damit verläuft die Pufferkapazität der Böden in Abhängigkeit von der Bodenreaktion für eine Reihe von organischen Schadstoffen genau umgekehrt wie für Schwermetalle (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

D 3.2.3 Bodenart, Gehalt von Eisen- und Manganoxiden, Wasserfluss

Neben dem wesentlichen Sorbenten für organische Schadstoffe, der organischen Bodensubstanz, spielen in untergeordnetem Maße Tonminerale und Eisen-/Manganoxide eine Rolle für die Bindung in Böden.

Der Einfluss des Tongehalts wird in der DIN ISO 15175 (2005) für alle aufgeführten und im Rahmen dieses Vorhabens betrachteten Stoffe geringer als der Einfluss der organischen Substanz bewertet. Dabei wird dieser Einfluss in der Regel als eher gering bewertet (BTEX, PCP, Naphthalin < BaP, PCB, PCDD/F, MKW).

Bei Lysimeterversuchen mit PAK-kontaminiertem Bodenmaterial unterschiedlicher Korngröße wurden von DELSCHEN et al. (1996) zwischen einem Löss- und einem Sandboden in Bezug auf den Übergang Boden – Pflanze insgesamt nur geringe Unterschiede gefunden. Dabei zeigte sich besonders bei den 5- bis 6-Ringaromaten ein gewisser transferbegünstigender Effekt des Sandbodens. Ein solcher Einfluss der Bodeneigenschaften war bei PCB deutlicher erkennbar, jedoch mit umgekehrtem Vorzeichen (höhere PCB-Konzentrationen in Pflanzen der Lössvariante als bei der Sandvariante).

Für die Verlagerung organischer Schadstoffe sind weiterhin präferentielle Fließwege von Bedeutung. Es ist anzunehmen, dass maßgebliche Anteile organischer Schadstoffe über diesen Weg verlagert werden.

D 3.2.4 Stoffgehalt im Boden

Voraussagen von Pflanzen- bzw. Sickerwasserkonzentrationen auf Basis der Bodengehalte organischer Schadstoffe sind schwierig, da eine Mobilisierung über verschiedene Wege und in mehreren Teilschritten erfolgt, von denen jeder in verschiedener Weise von physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften abhängt (SCHEUNERT et al. 1989). In den meisten Untersuchungen wurde der Transfer organischer Schadstoffe von höher belasteten Böden in Pflanzen bzw. Pflanzenteile untersucht. Untersuchungen der Abhängigkeit der Pflanzen- und Sickerwasser-

konzentration vom Schadstoffgehalt im Boden ergaben auch bei erhöhten Bodengehalten unterschiedliche Ergebnisse:

- Untersuchungen mit erhöhten Schadstoffkonzentrationen ergeben unterschiedliche Ergebnisse: CRÖßMANN (1992a) stellte mit zunehmenden Gehalten von PAK im Boden eine Zunahme der Pflanzengehalte fest. Dagegen fand HEINRICH (1998) keinen Zusammenhang zwischen ansteigenden PAK-Gehalten in Boden und Pflanze. Auch PREUßER et al. (1993) ermittelten für PAK keine Korrelation zwischen Boden- und Pflanzengehalten.
- DELSCHEN et al. (1996) konnten systematische Beziehungen zwischen Gehalten in Pflanzen und Gehalten im Boden zwar für einige Pflanzenarten und PAK feststellen, diese können nach Ansicht der Autoren jedoch nicht generalisiert werden. Für PCB konnten sie für keine der untersuchten Pflanzen (Grünkohl, Spinat, Möhren, Kartoffeln, Grünkohl, Winterweizen, Blattsalat) Korrelationen zwischen den Pflanzengehalten und den Bodengehalten ermitteln.
- Bei Untersuchungen von hoch mit PCDD/F kontaminierten Böden erkannten HÜLSTER & MARSCHNER (1993, 1995) positive Korrelationen zwischen Bodengehalten und Gehalten in Möhren- und Kartoffelschalen, da in der Schale bestimmte PCDD/F-Kongenere selektiv eingelagert werden. MÜLLER et al. (1993) stellten bei Freilanduntersuchungen an Apfel- und Birnbäumen auf kontaminierten Böden keine Zusammenhänge zwischen Boden- und Pflanzengehalten fest.
- Zwischen HCH-Gehalten von Böden und Pflanzen bestehen in Untersuchungen von HEINRICH (1998) signifikante Korrelationen, die allerdings Unterschiede in Abhängigkeit von der Pflanzenart aufweisen.
- Neben den genannten Untersuchungen geben auch weitere Autoren an, dass die Gehalte an persistenten organischen Schadstoffen in oberirdischen Pflanzenteilen kaum Beziehungen zu Gehalten dieser Stoffe im Boden aufweisen (JONES et al. 1989, OFFENBÄCHER & POLETSCNY 1992, HEMBROCK-HEGER et al. 1992, SIEGFRIED & MÜLLER 1978, KAMPE et al. 1987, PREUßER et al. 1993). Lediglich bei hohen Bodengehalten zeigt sich ein gleichgerichteter Anstieg der Pflanzengehalte (LINNE & MARTENS 1978). Beispielsweise sind bei BaP erst bei Gehalten über 1 mg/kg (= Vorsorgewert für Böden mit Humusgehalten über 8 %) deutlich erhöhte Pflanzengehalte zu beobachten (FRITZ 1983a,b; DELSCHEN et al. 1996).

Da belastbare und allgemeingültige Aussagen zu Zusammenhängen zwischen Boden- und Pflanzengehalten für unbelastete Böden fehlen, können Pflanzengehalte persistenter organischer Verbindungen für ubiquitär bzw. unbelastete Gebiete nicht über Transferfaktoren aus Bodengehalten abgeleitet bzw. in Abhängigkeit von unterschiedlichen Bodengehalten differenziert werden (SCHÜTZE & NAGEL 1998). Auf Grundlage der vorhandenen Untersuchungen kann für ubiquitär belastete Böden somit keine Abhängigkeit des Pflanzengehalts von der Höhe der Bodenkonzentration abgeleitet werden.

D 3.3 Bedeutung von Pflanzeigenschaften und Aufnahmepfaden

Der Transfer organischer Schadstoffe in Pflanzen unterscheidet sich nach Pflanzenart und -sorte bzw. dem betrachteten Pflanzenteil (HARMS 1989, SIEGFRIED & MÜLLER 1978). So sind Wurzel-, Knollen- und Blattgemüse deutlich stärker kontaminiert als Fruchtgemüse, Obst und

Getreide; vegetative Pflanzenteile weisen höhere Gehalte auf als generative, z. B. bei Getreide (Stroh > Korn) und Tomaten (Spross > Frucht). Bei Wurzeln, Zwiebeln und Knollen sind die Schalen wesentlich stärker kontaminiert als der eigentliche verzehrbare Anteil (UVM / LFU BADEN-WÜRTTEMBERG 1998). Relevant für den Transfer sind dabei vor allem die durch die Pflanzenart vorgegebenen Aufnahmepfade.

Folgende Aufnahme- und Verteilungswege von organischen Chemikalien aus dem Boden in die Pflanze spielen für das Transferverhalten eine Rolle (CRÖßMANN 1993; KORTE 1992; KAMPE et al. 1987):

- Aufnahme aus der Bodenlösung über die Wurzeln (konvektiver Transport) in das Leitsystem und Translokation in den Spross mit dem Transpirationsstrom bzw. Aufnahme und Transport in Ölzellen bei ölhaltigen Pflanzen,
- Adsorption der Schadstoffe an die Wurzeloberfläche und Aufnahme über diffusiven Transport aus dem die Pflanzengewebe direkt umgebenden Bodenvolumen,
- Aufnahme von aus dem Boden verflüchtigten Chemikalien über die Blätter,
- Aufnahme aus Boden- oder Staubpartikeln (trockene Deposition) über die Blätter,
- Aufnahme aus dem Niederschlag (nasse Deposition).

Der Gesamtgehalt eines Schadstoffs in der Pflanze stellt die Summe dieser Aufnahmepfade dar, abzüglich des Verlusts an Umwandlungsprodukten. Die relative Schadstoffanreicherung in den verschiedenen Pflanzenteilen hängt davon ab, welcher dieser Aufnahmewege im jeweiligen Fall vorherrschend war.

Übergang in Wurzel

Der Übergang von Substanzen vom adsorbierten Zustand in die Bodenlösung hängt von der Wasserlöslichkeit ab, d.h. wasserlöslichere Substanzen befinden sich in größerem Anteil in der Bodenlösung als fettlöslichere. Der darauf folgende Teilschritt der Pflanzenaufnahme, die Aufnahme der gelösten Chemikalie aus dem Wasser in die Wurzeln, ist hingegen umgekehrt mit dem Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten (vgl. Kap.0) korreliert. Fettlöslichere Substanzen werden z.B. von Gerste besser aufgenommen als wasserlöslichere. Die Aufnahme aus der Luft in die Blätter ist negativ mit der Wasserlöslichkeit, d.h. positiv mit dem Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten, korreliert. Insgesamt ist die Korrelation der Pflanzenaufnahme mit der Wasser-/Fettlöslichkeit der Substanz davon abhängig, welche Teilvorgänge überwiegen. Die Gesamtaufnahme nimmt z.B. bei Gerste mit steigender Wasserlöslichkeit zu, wohingegen Kresse oder Möhren mit einer höheren Affinität zu lipophilen Chemikalien Substanzen mit steigender Fettlöslichkeit zunehmend aufnehmen (SCHEUNERT et al. 1989, TOPP et al. 1986).

Im Allgemeinen kann die Stoffaufnahme aus der Bodenlösung durch Pflanzenwurzeln entweder aktiv oder passiv erfolgen; organische Stoffe werden passiv aufgenommen (RYAN et al. 1988). Lipophile Stoffe können sich an Wurzeloberflächen anreichern oder durch Lipidbereiche von Zellmembranen diffundieren. Ein Weitertransport in das Wurzelinnere und damit in die Wasser- und Stoffleitbahnen ist jedoch mit steigender Molekülgröße stark eingeschränkt, bzw. findet nicht statt (CRÖßMANN 1990).

Gasphase

Pflanzen können organische Stoffe auch über die Gasphase aufnehmen. Dies erfolgt insbesondere bei Stoffen mit hohen Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten und einer hohen Henry-Konstante²⁶ (TRAPP et al. 1990), d.h. bei unpolaren Stoffen mit hoher Volatilisationsneigung. Die meisten lipophilen Stoffe diffundieren über Membranlipide in das Blattinnere. So können polyzyklische Aromaten mit mehr als fünf Ringen sowie höherchlorierte Biphenyle über den Sekundärstoffwechsel in Fetten und anderen lipophilen Pflanzenstoffen angereichert werden (CRÖßMANN 1990).

In Pflanzen ohne Speicherlipide ist die Cuticula, eine wachsartige Schutzschicht, die Hauptsenke für lipophile Chemikalien (z.B. HCB), sie besitzt eine hohe Sorptionskapazität (KERLER & SCHÖNHERR 1988). Die aufgenommenen Stoffe können in tieferliegende Gewebe diffundieren oder in andere Pflanzenteile verlagert werden (HÄFNER 1975).

Weiterhin können nennenswerte Schadstoffmengen auch durch trockene atmosphärische Deposition (z.B. Stäube) auf die Pflanzenoberfläche gelangen. Insbesondere für die leichter flüchtigen organischen Schadstoffe (z.B. 2- und 3-Ring PAK), aber auch für PCB kann neben der atmosphärischen Deposition auch die Aufnahme von aus dem Boden ausgasenden Substanzen über die Spaltöffnungen der Blätter oder die Cuticula bedeutsam sein (UVM/LFU BADEN-WÜRTTEMBERG 1998).

Organische Schadstoffe können ebenfalls durch Bodenpartikel mit dem Spritzwasser oder Aufwirbelung auf die Pflanzenoberfläche gelangen (LITZ et al. 2004). Beispielsweise wurde für PCDD/F bei Möhren eine Belastung der Blätter über den Luftpfad festgestellt (SCHROLL & SCHEUNERT 1993). Aus umfangreichen Untersuchungen schlossen PRINZ et al. (1991), dass für Blattgemüse wie Mangold, Endivien und Blattsalat die Aufnahme über den Luftweg der wesentliche Aufnahmepfad für PCDD/F ist. Nach Untersuchungen von KRAUSE et al. (1995) hängt der PCDD/F-Gehalt im Wesentlichen vom Lufteintrag ab, bei Wurzelgemüse ist der Bodengehalt für eine Anreicherung verantwortlich.

Bedeutung der Verschmutzung mit anhaftenden Bodenpartikeln

Insbesondere bei niedrigwüchsigen Pflanzen oder Pflanzen mit einer großen Blattoberfläche (z.B. Blattsalat) ist neben den genannten Aufnahmepfaden die Anlagerung von mit Schadstoffen befrachteten Bodenpartikeln an oberirdische Pflanzenteile von Bedeutung. So treten bei in geringem Maße pflanzenverfügbaren Stoffen (z.B. Dioxine) hohe Transferfaktoren (vgl. Tab. D 19) teilweise aufgrund einer Belastung des untersuchten Pflanzenmaterials mit belasteten Bodenpartikeln auf (HÜLSTER & MARSCHNER 1995).

Im Rahmen der Prüfwertableitung für die BBodSchV wurde wegen der unvermeidbaren Verschmutzung von Futterpflanzen mit Bodenpartikeln bei der Ernte und der dadurch direkten Bodenaufnahme durch Weidetiere eine Futterschmutzung von 3 % des Schadstoffgehaltes berücksichtigt.

²⁶ Die dimensionslose Henry-Konstante (H) kennzeichnet die Flüchtigkeit eines Stoffes in wässriger Lösung ($H = \text{Stoffkonzentration}_{\text{Luft}} / \text{Stoffkonzentration}_{\text{Wasser}}$).

Tab. D 19: Eigenschaften von ausgewählten Pflanzen(-teilen) bezüglich des Transfers organischer Schadstoffe (meist Untersuchungen von belasteten Böden)

Pflanze	Besonderheit / Eigenschaft	Quelle
Blatssalat	hohes PCB-Anreicherungsvermögen	DELSCHEN et al. (1996)
Getreidekorn	geringe PAK-Gehalte	DELSCHEN et al. (1996)
Grünkohl	im Allgemeinen geringere BaP-Gehalte (bei Belastung über den Luftpfad extrem hohe Gehalte möglich) kein Zusammenhang von BaP-Boden- und Pflanzengehalten hohe PAK-Aufnahme bei hohen Bodengehalten	FRITZ (1983a,b), CRÖßMANN (1992a), DELSCHEN et al. (1996)
Gurke / Zucchini	Gemüsearten aus der Gurkenfamilie können Dioxine systemisch aufgrund einer Mobilisierung durch Wurzelexsudate aufnehmen	BREITSCHWERDT et al. (2002)
Hafer	PAK-Aufnahme bei hohen Bodengehalten keine Aufnahme von PCDD	KAMPE et al. (1987); BREITSCHWERDT et al. (2002)
Kartoffel	BaP-Belastung meist auf Schale beschränkt; erst bei sehr hohen Bodengehalten hohe Gehalte in geschälter Kartoffel kein Zusammenhang von BaP-Boden- und Pflanzengehalten PAK-Aufnahme bei hohen Bodengehalten ^a keine PAK-Aufnahme bei hohen Bodengehalten ^b PCB verbleiben nahezu ausschließlich in der äußeren Schale	FRITZ (1983a,b), KAMPE et al. (1987) ^a , HARMS (1989) ^b , DELSCHEN et al. (1996)
Möhre	Akkumulation relativ großer Schadstoffmengen bereits bei geringen Bodengehalten mittlere bis hohe HCB-Aufnahme Akkumulation lipophiler Substanzen hohes bis mittleres PCB-Anreicherungsvermögen (Affinität aufgrund des Lipidgehaltes auch bei geringen Bodengehalten) PCB verbleiben nahezu ausschließlich in der äußeren Rinde geringer PCB-Transport ins Wurzelinnere und in die oberirdischen Organe hohe PAK-Aufnahme bei hohen Bodengehalten PAK-Transfer in die Schale und in geringerem Umfang in das Wurzelinnere erhöhter BaP-Transfer 75 – 85 % des BaP-Gesamtgehaltes in der Schale Aufnahme von Aldrin nachgewiesen	SCHUNERT et al. (1989), HARMS (1989); SIEGFRIED & MÜLLER (1978), CRÖßMANN (1992a), DELSCHEN et al. (1996); BREITSCHWERDT et al. (2002), OFFENPÄCHER & POLETSCHNY (1992)
Roggen	keine PAK-Aufnahme bei hohen Bodengehalten	HARMS (1989)
Salat	erhöhter BaP-Transfer höhere PAK-Gehalte aufgrund großer Blattoberfläche	FRITZ (1983a,b), DELSCHEN et al. (1996)
Spinat	erhöhter BaP-Transfer hohe PAK-Aufnahme bei hohen Bodengehalten hohes PCB-Anreicherungsvermögen (DELSCHEN et al. 1996) geringes PCB-Anreicherungsvermögen (OFFENPÄCHER & POLETSCHNY 1992) PCP-Aufnahme nachgewiesen (bei 5,4 mg/kg TS im Boden)	FRITZ (1983a,b); CRÖßMANN (1992a), DELSCHEN et al. (1996), OFFENPÄCHER & POLETSCHNY (1992), BREITSCHWERDT et al. (2002)
Tomate	auch bei hohen Bodengehalten kaum BaP-Aufnahme auch bei hohen Bodengehalten kaum PAK-Aufnahme	FRITZ (1983a,b), CRÖßMANN (1992a)
Weizen	im Stroh hohe PAK-Akkumulation kein Zusammenhang von BaP-Boden- und Pflanzengehalten keine HCB-Akkumulation im Samen kein PCB-Anreicherungsvermögen	KAMPE et al. (1987), DELSCHEN et al. (1996), OFFENPÄCHER & POLETSCHNY (1992), BREITSCHWERDT et al. (2002)
Zuckerrübe	PAK-Transfer ins Blatt bei hohen Bodengehalten Aufnahme von Aldrin nachgewiesen Positive Korrelation des Gehalts in der Rübenschale mit der des umgebenden Bodens	KAMPE et al. (1987); BREITSCHWERDT et al. (2002)

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass auch bei kontaminierten Böden keine allgemeingültige Quantifizierung des Transfers organischer Schadstoffe über den systemischen Pfad Boden – Wurzel möglich ist, da stets eine Verschmutzung mit anhaftendem Bodenmaterial anzunehmen ist. Eine Berücksichtigung des Austrags durch Ernteentzug in der Bilanzierung wird im Zusammenhang mit dem Abbau der Stoffe diskutiert (vgl. Kap. D 3.7).

D 3.4 Stoffspezifische Unterschiede der austragsbestimmenden Faktoren

Organische Schadstoffe unterscheiden sich in ihrem Mobilitätsverhalten von anorganischen Parametern. Auch innerhalb der Stoffgruppen zeigen sich z.T. deutliche Unterschiede. Für eine Diskussion bzw. für eine Bilanzierung von Ein- und Austrägen, ist zunächst das Verhalten der organischen Schadstoffe in Böden zu betrachten.

Im Zuge der Ableitung von Prüfwerten für den Pfad Boden – Pflanze zur Erweiterung der in der BBodSchV vorliegenden Werte wurde deutlich, dass für organische Problemstoffe sehr heterogene Informationen in der Literatur vorliegen. Dies gilt für fast alle hier betrachteten organischen Schadstoffe (PAK incl. BaP, PCDD/F, HCH, PCB, PCP) und bezieht sich auf den Versuchsaufbau, die Art der Studie, die Belastung der Böden, den Umfang untersuchter und publizierter Bodendaten, die Extraktionsmethoden, die Analytik sowie die fehlende Einbeziehung der feuchten und trockenen Deposition. Überdies sind die Untersuchungsergebnisse zum Teil widersprüchlich (z.B. für PAK, PCB). Deshalb besteht aktuell die Forderung nach systematischen experimentellen Erhebungen zum Transfer bodenrelevanter organischer Stoffe mit einheitlichem Versuchsdesign (z.B. PAK, BTEX, LCKW, Phenol, PCP, PCB) (BREITSCHWERDT et al. 2002)

Wegen der komplexen Wirkungsgefüge von Stoff- und Bodeneigenschaften ist das Verhalten organischer Schadstoffe in Böden häufig schwer vorhersagbar. Aufgrund unterschiedlicher Persistenz bzw. Abbaubarkeit organischer Schadstoffe spielt u.a. der Zeitfaktor eine bedeutende Rolle für Gehalte und Mobilität. Generell liegen viele Untersuchungen für belastete Böden vor, während über das Verhalten von organischen Verbindungen in ubiquitär belasteten Böden (z.B. für PAK unterhalb der Vorsorgewerte) nur wenige Untersuchungen vorliegen.

Wie bei anorganischen Stoffen unterscheidet sich die Aufnahme organischer Schadstoffe in Abhängigkeit von der Pflanzenart bzw. -sorte. Beeinflusst wird das Mobilitätsverhalten organischer Schadstoffe in Böden von bodenspezifischen Parametern (vgl. Kap. D 3.2) und auch von den chemisch-physikalischen Eigenschaften des betrachteten Stoffes.

So ist die stoffspezifische Persistenz²⁷, d.h. Abbaubarkeit und Halbwertszeiten, ein entscheidender Faktor für das Verhalten organischer Schadstoffe in Böden (HARMS 1989). Die Mobilität organischer Schadstoffe, d.h. ihr Potenzial zur Verlagerung und die Pflanzenverfügbarkeit wird zudem entscheidend von der stoffspezifischen Wasserlöslichkeit²⁸ und vom Sorptionsverhalten, d.h. von der Adsorbierbarkeit der Substanz durch die Feststoffe der Böden bestimmt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

²⁷ Ein Maß für die Persistenz bzw. die Abbaubarkeit von Stoffen ist deren Halbwertszeit $t_{1/2}$ (Zeitspanne, bis die Menge eines Stoffes auf die Hälfte gesunken ist).

²⁸ Die Wasserlöslichkeit eines Stoffes wird in [mol/l] oder [g/l] für eine definierte Temperatur angegeben.

Zur Beschreibung des Sorptionsverhaltens von organischen Schadstoffen in Böden wird die Sorptionskonstante K_{OC} verwendet. Dieser bezieht die Freundlichsche Adsorptionskonstante k_F

auf den Gehalt des untersuchten Bodens an organischem Kohlenstoff ($k_{OC} = \frac{k_F}{\% C_{org}} * 100$), da

es sich bei der organischen Bodensubstanz in der Regel um den wesentlichen Sorbenten für organische Schadstoffe handelt. Je größer der K_{OC} -Wert einer Substanz, desto geringer ist ihre Konzentration in der Bodenlösung. Der K_{OC} -Wert ist jedoch keine stoffspezifische Größe, sondern kann für den gleichen Stoff in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften um den Faktor 10 – 100 variieren (LITZ et al. 2004). Eine weitere quantitative Größe zur Beschreibung des Sorptionsverhaltens und Charakterisierung der Verteilung einer Substanz in der Umwelt ist der Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient K_{OW} in [l_{oct}^{-1}]. Er gibt das Verhältnis der Konzentrationen einer Chemikalie im Zweiphasensystem n-Octanol und Wasser unter Gleichgewichtsbedingungen an. Der n-Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizient dient als Modellmaß für die Polarität bzw. die Wasserlöslichkeit oder Fettlöslichkeit einer Substanz. In Böden kommt Octanol als geogene Phase zwar nicht vor, dient jedoch als Maß für die Lipophilie eines Schadstoffes und damit seiner Tendenz zur Geoakkumulation.

Der adsorbierte Anteil organischer Schadstoffe in Böden liegt weitgehend in einem vor Auswaschung und Aufnahme durch höhere Pflanzen geschützten Zustand vor. Bei starker Adsorption werden persistente organische Schadstoffe daher in Böden akkumuliert, bei geringer Adsorption dagegen verlagert. Erst nach Desorption und Übergang in die Bodenlösung sind Schadstoffe ökologisch wirksam. Eine Mobilisierung kann durch erhöhte mikrobielle Aktivität sowie Veränderungen der Bodenreaktion und der Elektrolytkonzentration hervorgerufen werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Weiterhin kann es zu einer Löslichkeitserhöhung durch Lösungsvermittler oder zu einer Löslichkeitsverringerung durch die Bindung an Kolloide kommen (LITZ et al. 2004).

Für Vertreter unterschiedlicher Stoffklassen stellt das stoffspezifische Molekulargewicht ein geeignetes Maß zur Voraussage des Transfers organischer Schadstoffe in die Pflanzen dar. Mit steigendem Molekulargewicht nehmen die Transferfaktoren z.B. für Gerste ab (SCHEUNERT 1989). Nach HARMS (1989) hängt die Pflanzenaufnahme von organischen Stoffen von der Molekülgröße und von der Molekülkonfiguration ab. Beispielhaft zeigt sich dies bei PAK. Lineare PAK wie z.B. Anthracen werden in einem größeren Ausmaß aufgenommen als nicht lineare (z.B. BaP). Generell wirkt sich die Anzahl der Benzolringe bei PAK auf die Stabilität der Verbindung aus. Während Moleküle mit 2 – 3 Ringen nur bedingt stabil sind und leichter abgebaut und verlagert werden können, sind PAK mit 5 Ringen weitgehend immobil.

Anhand der Stoffeigenschaften lassen sich die Mobilität und das ökologische Potenzial organischer Schadstoffe einschätzen. Abb. D 40 zeigt beispielhaft, wie sich die Mobilität der verschiedenen Substanzen in Abhängigkeit vom Sorptionsverhalten (hier bezüglich des wesentlichen Sorbenten Humus dargestellt), der Wasserlöslichkeit und der Persistenz des jeweiligen Stoffes unterscheidet. Eine Substanz ist umso pflanzenverfügbarer und auswaschungsgefährdeter, je mehr sich hohe Persistenz mit hoher Wasserlöslichkeit und geringer Humussorption verbindet. Für die Pflanzenaufnahme organischer Schadstoffe ist zusätzlich die Molekülgröße relevant.

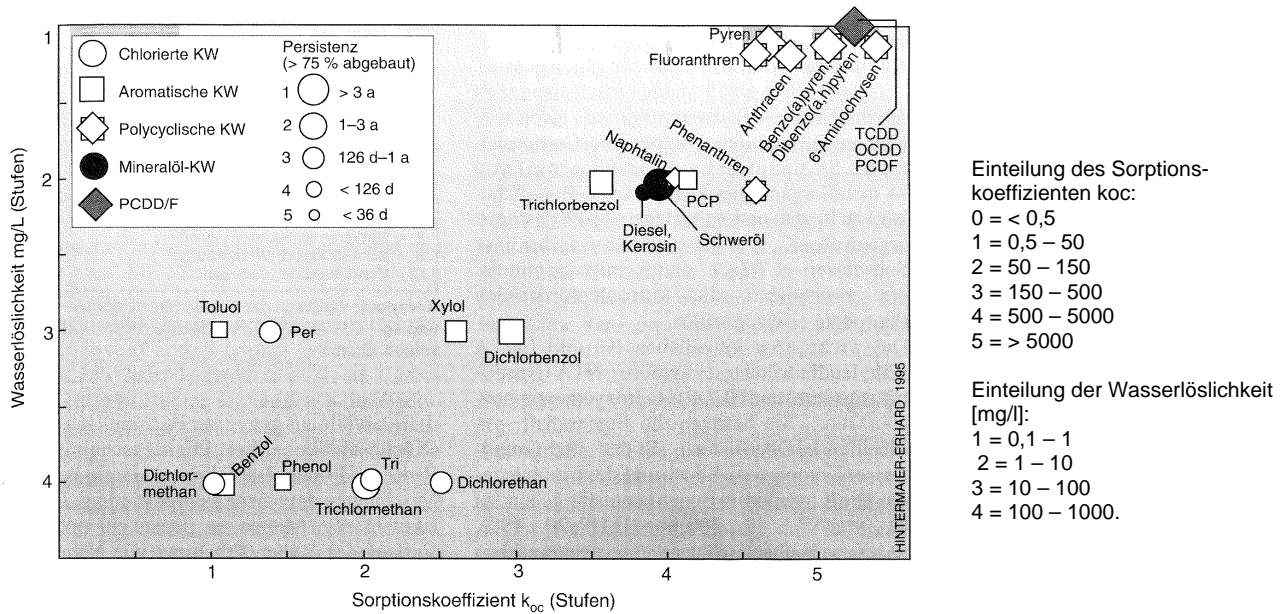


Abb. D 40: Sorptionsverhalten (Sorberent Humus), Wasserlöslichkeit und Persistenz wichtiger Kohlenwasserstoffe in normalen lehmigen Ackerböden (Quelle: HINTERMAIER-ERHARD & ZECH 1997).

Die Aufnahme organischer Schadstoffe kann zusätzlich von Wechselwirkungen zwischen bestimmten Substanzen beeinflusst werden. DELSCHEN et al. (1996) stellten Wechselwirkungen von PAK mit Phenolen und BTX fest, die zu einer stark erhöhten Aufnahme von BaP in Anwesenheit von BTX und von Fluoranthren in Anwesenheit von BTX oder Phenol bei Möhren führt. Auch von METZ et al. (1997) wird über Wechselwirkungen hinsichtlich PCB und BaP für Mais und Roggen berichtet.

Für die Ermittlung des Austrags bedeutet dies, dass eine stoffspezifische Betrachtung notwendig ist und für eine mögliche Eintrags- und Austragsbilanzierung, die für Deutschland Gültigkeit hat, stark vereinfachende Annahmen zum Abbauverhalten getroffen werden müssen.

D 3.5 Zusammenfassung spezifischer Stoffeigenschaften

Tab. D 20: Relevante Eigenschaften von PAK für den Austrag aus Böden. (Quellen: SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002^a, HINTERMAIER-ERHARD & ZECH 1997^b, HARMS 1989, HÜLSTER & MARSCHNER 1995^c, UVM / LFU BADEN-WÜRTTEMBERG 1998, LITZ et al. 2004^d; WILD & JONES 1992, NESTLER 2000^e, CRÖßMANN 1992a^f)

Stoff	Eigenschaften	Gehalte in unbelasteten Böden [µg/kg]	Pflanzengehalte [µg/kg TS]	Transferfaktoren
<p>Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK_{EPA}): Summe 16 PAK); Einzelsubstanzen mit Anzahl der Benzolringe (in Reihenfolge zunehmender Stabilität):</p> <p>Naphthalin (2), Fluoren (3), Anthracen (3), Acenaphthylen (3), Acenaphthen (3), Pyren (4), Benzo(a)pyren (5), Benzo(ghi)perylen (6), Indeno(1,2,3-cd)pyren (6), Phenanthren (3), Chrysen (4), Fluoranthren (4), Benz(a)anthracen (4), Benzo(b)fluoranthren (5), Benzo(k)fluoranthren (5), Di-benz(a,h)anthracen (5).</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Einzelsubstanzen weisen unterschiedliche Stoffeigenschaften auf - meist geringe Wasserlöslichkeit - hohe Fettlöslichkeit - hohe Flüchtigkeit (nur niedermolekulare PAK) - fast ausschließlich Sorption an organischer Substanz - in geringem Umfang Tonmineralsorption - Bindungsstärke steigt mit Anzahl der Benzolringe und mit der Verweildauer im Boden („Alterung“) - zunehmende Humussorption mit abnehmender Wasserlöslichkeit - Lösungsvermittler (z.B. DOM) erhöhen die Freisetzung von PAK aus der Festphase - leichtere Verlagerung bei niedrigem Molekulargewicht (<4 Benzolringe) als bei höherem Molekulargewicht - partikelgebundene Verlagerung oder Verlagerung in gelöster organischer Substanz (DOM) - Abbau v.a. durch Photolyse und Mikroorganismen/Pilze (Abbaubarkeit nimmt mit zunehmendem Molekulargewicht ab; höher kondensierte PAK (> 5 Ringe) werden praktisch nicht mikrobiell abgebaut) - Abbau von niedermolekularen PAK (Naphthalin, 3-Ring-PAK) durch Verflüchtigung - anaerobe Abbaubarkeit bisher für Naphthalin, Acenaphthen, Phenanthren, Anthracen und Pyren nachgewiesen (um Faktor 1 bis 2 geringere Abbauraten als beim aeroben Abbau) - Eine systemische Aufnahme von niedermolekularen PAK wird von DELSCHEN et al. (1999) nicht ausgeschlossen - PAK können über die Gasphase in den Spross eindringen oder partikelgebunden abgelagert werden - geringe Pflanzenaufnahme über die Wurzel im Vergleich zu einer direkten gasförmigen oder partikulären atmosphärischen Deposition (Ausnahme: Naphthalin) - Pflanzenverfügbarkeit hängt von der Molekülgröße ab: PAK mit 2 und 3 Benzolringen können z.T. von Wurzeln aufgenommen und bis in den Spross transportiert werden; höhermolekulare PAK werden kaum aufgenommen, sondern nur in geringem Maße in Wurzeln und auf Wurzeloberflächen ausgeschieden. - PAK werden von den meisten Pflanzenarten nicht systemisch (d.h. in das Pflanzeninnere) aufgenommen^e - Entzug mit Pflanzen als Austragspfad ist für PAK zu vernachlässigen (SCHNÖDER et al. 1996) - Bei den höhermolekularen PAK BaP und Dibenzo(a,h)anthracen ist der maßgebliche Transferpfad die direkte Anlagerung von Bodenpartikeln^e - lineare Konfigurationen wurden besser von Pflanzen aufgenommen als das nichtlineare Phenanthren (Gefäßversuche mit Wiesenschwingel, Mais, Sojabohnen und Weizen) - geringe Translokation von der Wurzel in oberirdische Pflanzenteile - PAK-Gehalte oberirdischer Pflanzenteile sind meist gering und weisen keine Beziehungen zu den PAK-Gehalten der Böden auf; sie sind vorwiegend immissionsbedingt - Widersprüchliche Untersuchungsergebnisse zum Zusammenhang Bodengehalt – Pflanzengehalt 	<p>200 (Ap - Ackerböden)</p> <p>400 (Waldböden)</p> <p>1103 (Böden städt. Ballungsräume)</p>	<p>PAK_{EPA}: 1 – >100^d</p> <p>BaP: 0,1 – >10^d</p>	<p>Blattgemüse: < 0,01^d</p> <p>Getreidestroh: < 0,001^d</p> <p>Getreidekorn: < 0,0001^d</p> <p>< 0,001 – 0,04^f</p>

Tab. D 21: Relevante Eigenschaften von PCB, PCDD/F und PCP f für den Austrag aus Böden. (Quellen: SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002^a, HINTERMAIER-ERHARD & ZECH 1997^b, HARMS 1989, HÜLSTER & MARSCHNER 1995^c, UVM / LFU BADEN-WÜRTTEMBERG 1998, LITZ et al. 2004^d; WILD & JONES 1992; FÖRSTNER & VAN RAAIJ 1996; BREITSCHWERDT et al. 2002^e).

Stoff	Eigenschaften	Gehalte in unbelasteten Böden [µg/kg]	Pflanzengehalte [mg/kg TS]	Transferfaktoren
Polychlorierte Biphenyle (PCB) $C_{12}H_{10-(x+y)}Cl_{(x+y)}$ (209 Einzelsubstanzen) PCB ₆ : Summe der Einzelsubstanzen PCB 28, 52, 101, 138, 153 und 180)	<ul style="list-style-type: none"> - meist gering wasserlöslich (hydrophob) - hohe Fettlöslichkeit - hohe Flüchtigkeit - Wasserlöslichkeit und Dampfdruck (→ Pflanzenverfügbarkeit) nimmt mit steigendem Chlorierungsgrad ab - treten in Böden immer als PCB-Gemisch auf, nicht als Einzelsubstanzen - feste Bindung vorwiegend durch organische Substanzen und in geringem Maße durch Tonminerale - Lösungsvermittler (z.B. DOM) erhöhen die Freisetzung von PCB aus der Festphase - wenig mobil - Persistenz steigt mit dem Chlorierungsgrad - v.a. in humosen Böden hohe Verweildauer - photochemisch (UV-Strahlen) abbaubar - PCB geringen Chlorierungsgrades sind mikrobiell abbaubar - Bei höher chlorierten PCB wurden v.a. Transformationsreaktionen beobachtet - unter anaeroben Bedingungen ist reduktive Dechlorierung möglich - werden in geringen Mengen von Pflanzen aufgenommen; Pflanzenaufnahme aus Böden ist im Vergleich zu einer direkten gasförmigen oder partikulären atmosphärischen Deposition gering (Wurzelaufnahme spielt mit Ausnahme von Wurzelgemüse wie Möhren und Kartoffeln für den Transfer Boden-Pflanze praktisch keine Rolle) - als maßgeblichen Transferpfad sieht CRÖSMANN (1993) die Anlagerung von PCB-haltigen Bodenpartikeln, da die Aufnahme aus der Bodenlösung durch die geringe Wasserlöslichkeit der PCB limitiert wird - Hauptteil der aufgenommenen PCB wird an der Wurzeloberfläche gebunden, Translokation in oberirdische Pflanzenteile in sehr geringem Umfang - können in allen Pflanzenteilen nachgewiesen werden - die Akkumulation in Pflanzen relativ zum Boden ist in der Regel für drei- und vierfach chlorierte Biphenyle am höchsten und nimmt mit zunehmendem Chlorierungsgrad ab (DELSCHEN et al. 1996; SCHNÖDER et al. 1996) - DELSCHEN et al. (1996) und SCHNÖDER (1995) schließen eine systemische Aufnahme von PCB durch Pflanzen nicht aus, führen diese jedoch hauptsächlich auf eine Aufnahme von aus dem Boden ausgasenden PCB zurück - Untersuchungsergebnisse von QUIPING et al. (1991) deuten darauf hin, dass eine aktive Aufnahme und eine Translokation von PCB in Pflanzen ausbleibt, eine Aufnahme über die Blätter über einen gasförmigen oder partikulären Transport jedoch möglich ist - nach DELSCHEN et al. (1996) besteht i.d.R. keine systematische Beziehung zwischen Gehalten in Pflanzen und im Boden 	10 – 100 ^a 1 – 10 ^b	Blattgemüse: < 0,1 ^d Getreidestroh: < 0,01 ^d Getreidekörner: < 0,001 ^d	
Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/F)	<ul style="list-style-type: none"> - hydrophob - sehr geringe Wasserlöslichkeit - weitgehend inert gegenüber Säuren, Basen, oxidative und reduktive Prozesse - hohe Sorptionsneigung gegenüber organischer Substanz (Bindung fast ausschließlich an organischer Substanz) - sehr geringe Verlagerung im ungestörten Boden, wobei eine Differenzierung hinsichtlich des Verhaltens einzelner Kongenere und spezieller Böden möglich ist - sehr hohe Persistenz - kaum biologisch abbaubar 	5,4 – 112 ng i-TE/kg TS (organ. Auflagen und Oberboden im Wald) 0,4 – 4,8 ng I-TE/kg TS (Grünland) 0,3 – 307 ng	10 ⁻² – 10 ^{-5 a} 0,1 – 1 ^c	

Stoff	Eigenschaften	Gehalte in unbelasteten Böden [µg/kg]	Pflanzengehalte [mg/kg TS]	Transferfaktoren
	<ul style="list-style-type: none"> - Abbau vorrangig durch Photolyse (ferner durch Verflüchtigung bei hohen Gehalten) (insbes. niederchlorierte PCDD/F) - i.d.R. geringe bis sehr geringe Aufnahme über die Pflanzenwurzeln - bei Wurzelgemüsen ist der Gehalt in den inneren Teilen wesentlich geringer als in den äußeren - Pflanzen werden vorwiegend über den Luftpfad durch Deposition von gasförmigen und partikelgebundenen PCDD/F belastet - auch Pflanzen aus hoch kontaminierten Gebieten zeigen normalerweise nur geringe Gehalte im Bereich der Nachweisgrenze - auf hoch belasteten Böden ist Oberflächenkontamination der wichtigste Belastungspfad - auf gering belasteten Böden ist der atmosphärische Eintrag der wichtigste Belastungspfad 	I-TE/kg TS (Acker)		
Pentachlorphenol (PCP) C_6Cl_5OH	<ul style="list-style-type: none"> - relativ hohe Flüchtigkeit - gering wasserlöslich - liegt unter neutralen oder alkalischen Bedingungen als besser pflanzenverfügbares Phenolat-Anion vor (ionisierte Form ist wasserlöslich) - Adsorbierbarkeit nimmt mit steigendem pH-Wert ab - kann je nach Bodeneigenschaften (pH-Wert, Humusgehalt, Wassergehalt, Porenvolumen etc.) und Standortverhältnissen (Klima, Hanglage, usw.) im Boden mitunter sehr beweglich sein und ins Grundwasser gelangen - Verhalten im Boden und die Wechselwirkung mit Organismen ist aufgrund der Stoffeigenschaften komplex und schwer vorhersagbar - unter aeroben Bedingungen relativ gut abbaubar - Bodenrelevanz bei geringen Gehalten nicht abschließend geklärt - sehr geringe Pflanzenaufnahme - bei Bodenkonzentrationen < 10 mg/kg wenig verfügbar für Pflanzen, da PCP dann rasch von Mikroorganismen metabolisiert werden - in höheren Konzentrationen, die für Mikroorganismen toxisch sind, wurde bei verschiedenen Pflanzenarten eine Aufnahme beobachtet - Metabolisierung auch in der Pflanze möglich - mit steigendem Gehalt organischer Substanz im Boden nimmt die Pflanzenaufnahme ab - PCP ist eine Quelle für Dioxine, die bei Sonneneinwirkung freigesetzt werden 			

Tab. D 22: Relevante Eigenschaften von Pflanzenschutzmitteln für den für den Austrag aus Böden. (Quellen: SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002^a, HINTERMAIER-ERHARD & ZECH 1997^b, HARMS 1989, HÜLSTER & MARSCHNER 1995^c, UVM / LFU BADEN-WÜRTTEMBERG 1998, LITZ et al. 2004^d; WILD & JONES 1992; BREITSCHWERDT et al. 2002).

Stoff	Eigenschaften	Gehalte in unbelasteten Böden [µg/kg]	Pflanzengehalte [mg/kg TS]
Hexachlorcyclohexan (HCH) $C_6H_6Cl_6$ (α-, β-, δ-, ε-Isomere)	<ul style="list-style-type: none"> - geringe Wasserlöslichkeit (γ-HCH und δ-HCH sind um ein Vielfaches besser löslich als α- und β-HCH) - β-HCH ist das Isomer mit der höchsten Persistenz - über Niederschläge initiiertes HCH wird zu 99% vorwiegend in den oberen 35 cm der Böden durch organische Substanzen festgelegt - nur sehr geringe Verlagerung mit dem Sickerwasser - wird unter anaeroben Bedingungen rasch abgebaut - „β-HCH scheint trotz der geringen Wasserlöslichkeit für Pflanzen verfügbar zu sein“ (HEINRICH 1998, SCHULZ et al. 2000) - auf stark kontaminierten Böden werden von den Pflanzen beträchtliche Mengen an HCH aufgenommen - in den verschiedenen Pflanzenteilen steigen die HCH-Gehalte in der Reihe 	0 – 2,4	bis 34 in Haferstroh (stark kontaminiertes Bodenmaterial im Gefäßversuch)

Stoff	Eigenschaften	Gehalte in unbelasteten Böden [µg/kg]	Pflanzengehalte [mg/kg TS]
	Korn < Frucht < Wurzel < Spross - Eine Translokation in oberirdische Pflanzenteile ist möglich, findet jedoch nur in geringem Umfang statt (HEINRICH 1998) - Pflanzenaufnahme aus der Gasphase über die Blätter ist möglich - die Pflanzengehalte sinken mit zunehmender Vegetationsdauer infolge von wachstumsbedingten Verdünnungsprozessen - die Höhe der Pflanzengehalte scheint mit dem organischen Kohlenstoffgehalt des Bodens negativ zu korrelieren (HEINRICH 1998)		
Lindan (γ -HCH) (C ₆ H ₆ Cl ₆)	- geringe Abbaubarkeit - mäßige Pflanzenaufnahme - vgl. HCH		
Hexachlorbenzol (HCB) C ₆ Cl ₆	- lipophil, relativ flüchtig - liegt in Böden vorwiegend in organischer Bindung vor - Adsorption nimmt mit abnehmendem pH zu; wird infolge starker Adsorption und sehr geringer Wasserlöslichkeit im Böden kaum verlagert - geringe Abbaubarkeit - relativ persistent (jedoch Photoabbau unter dem Einfluss von kurzweiligem UV-Licht an der Bodenoberfläche und langsamer Bioabbau möglich) - geringe Pflanzenaufnahme über die Wurzel nachgewiesen - Aufnahme durch die Blätter aus der Luft möglich - in belasteten Böden kann HCB in die Gasphase übergehen und sich auf oberirdischen Pflanzenteilen niederschlagen - Pflanzen werden vorwiegend über den Luftpfad mit HCB belastet - geringe bis vernachlässigbare Translokation aus der Wurzel in andere Pflanzenteile	0,2 - 12,1 (Grasland) ^e 0,5 – 13,1 (Acker) ^e 2 – 10 (Baden-Württemberg) ^e 1,9 (Hamburg) ^e	meist < 0,001
Aldrin C ₁₂ H ₈ Cl ₆	- geringe Abbaubarkeit - schwer wasserlöslich - im Boden mäßig mobil bis immobil (Auswaschung möglich) - Aldrin wird im Boden relativ schnell zu Dieldrin umgewandelt - mäßig persistent - relativ schlecht abbaubar - Aldrin-Rückstände sind in lehmigen Böden beständiger als in Sandböden - Dieldrin: hohe Persistenz; Pflanzenaufnahme nachgewiesen - Aufnahme ist pflanzenspezifisch unterschiedlich hoch, insgesamt aber gering - In der Literatur liegen vor allem Untersuchungen an Wurzelgemüsen vor (höhere Konzentrationen vorwiegend in den Wurzelrinden; ein Transport in den Wurzelkern und in die Blätter findet nur in geringem Maße statt) - in den essbaren Teilen von Getreide (Mais-, Weizen-Körner) wurden nur geringe Mengen nachgewiesen - bei hohen Bodengehalten ist auch im Wurzelkörper von Karotten mit Rückständen zu rechnen - keine Aufnahme über die Luft zu erwarten		
Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT) C ₁₄ H ₉ Cl ₅	- geringe Wasserlöslichkeit (hydrophob) - hohe Fettlöslichkeit - hoher Humussorptionskoeffizient - Bindung ist deutlich zeitabhängig - geringe Mobilität - hohe Persistenz - geringe Abbaubarkeit unter aeroben Bedingungen - wird unter anaeroben Bedingungen rasch abgebaut - Metabolite DDD und DDE - in den vorliegenden Untersuchungen wurde zumeist keine Verlagerung von DDT in Pflanzen festgestellt; für einige Pflanzen war eine Aufnahme in geringen Mengen nachweisbar - Das Belastungsniveau und -muster von DDT differiert stark zwischen den alten und den neuen Bundesländern (unterschiedliche Anwendungsgeschichte: alte Bundesländer: ein Insektizid unter vielen, Anwendungsverbot seit 1972; neue Bundesländer: herausragende Rolle unter Insektiziden, Anwendungsverbot seit 1988)		

D 3.6 Abbauverhalten organischer Schadstoffe

D 3.6.1 Abbau und Metabolisierung

Für eine Bilanzierung organischer Schadstoffe sind die Abbau-, Fixierungs- und Umwandlungsprozesse von wesentlicher Bedeutung, da die einzelnen Substanzen in unterschiedlichem Maße persistent sind. Die Intensität dieser Prozesse wird neben den Bodeneigenschaften im Wesentlichen von den folgenden Faktoren gesteuert (LITZ et al. 2004, WILD & JONES 1992):

- physikalisch-chemische Stoffeigenschaften,
- Menge, Art und Zeitpunkt des Eintrags und Konzentration im Boden,
- physikalische, chemische und biochemische Prozesse im Boden in Abhängigkeit vom Bodentyp und deren Eigenschaften (Tonminerale, Tongehalt, Gehalt an organischer Substanz, pH-Wert, Redoxpotenzial, Sauerstoffgehalt, Wassergehalt),
- Klimatische Bedingungen (Niederschlag, Temperatur, Luftfeuchte, Bodenfeuchte, Sonneneinstrahlung),
- Art des Bewuchses (Ausbildung der Wurzel, Transpiration, Nährstoffe),
- landwirtschaftliche Bewirtschaftung (Anbauform, Düngung, Ernterückstände, Bewässerung).

Das Verhältnis zwischen biologischen und chemischen Zerfall- und Abbauprozessen sowie die Abbaugeschwindigkeiten sind je nach Substanz unterschiedlich. Die Abbaurate ist für die Anreicherung von Schadstoffen in Böden sowie für den Transfer in Pflanzen oder Sickerwasser von Bedeutung; je länger die Verweilzeit einer Chemikalie im Boden ist, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit einer Aufnahme oder Verlagerung. SCHEUNERT (1991) beschreibt den Abbau eines Stoffes als einen Prozess, der in eine anfängliche Phase des schnellen Abbaus und in eine folgende, deutlich langsamere Abbauphase (unter Umständen bis zum Stillstand) aufgeteilt werden kann (vgl. Abb. D 41).

Physikalischer und chemischer Abbau

Je nach Persistenz der Stoffe finden schon unmittelbar nach dem Eintrag auf der Bodenoberfläche photochemische Abbauvorgänge unterschiedlicher Intensität unter dem Einfluss der UV-Strahlung des Sonnenlichts statt. Nach Eintrag in die Böden setzen dann chemische Zerfallsprozesse (Hydrolyse, Oxidation, Katalyse an reaktiven Oberflächen, Reduktion, anaerobe Dechlorierung) und vor allem mikrobielle Abbauvorgänge ein (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

Biologischer Abbau

Der biologische Abbau durch Bakterien und Pilze dominiert in der Regel, wobei die Mikroorganismen die Pestizide als C-Quelle nutzen (metabolischer Abbau) oder mit Hilfe freigesetzter Enzyme, die Stoffe nebenbei mit abbauen (cometabolischer Abbau). Von Mikroorganismen können allerdings nur solche Stoffe abgebaut werden, die infolge ihrer Wasserlöslichkeit auch in der Bodenlösung vorliegen. Ein wichtiger Faktor für die biologische Aktivität ist die Bodentempera-

tur, wobei unter 5 °C und über 35 °C kein nennenswerter Abbau stattfindet. Weiterhin begrenzt extreme Trockenheit den biologischen Abbau organischer Schadstoffe. Herbizide werden teilweise zu CO₂ mineralisiert. Insbesondere diese durch Mikroorganismen induzierten Prozesse bestimmen die Dauer des Verbleibs organischer Schadstoffe in der Umwelt (FÜHR 1989, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

Der biologische Abbau beinhaltet gemäß DIN ISO 11266 (1997) alle biochemischen Prozesse, die durch Bodenorganismen unter aeroben und anaeroben Bedingungen katalysiert werden und zu einer Reduzierung der Schadstoffkonzentrationen führen. Dabei kann es sich sowohl um einen primären als auch einen vollständigen biologischen Abbau handeln. Beim primären biologischen Abbau wird eine Substanz nur soweit abgebaut, dass die Eigenschaft des Ausgangsmoleküls verloren geht. Ein vollständiger biologischer Abbau bezeichnet dagegen die „Zersetzung einer organischen Verbindung zu Kohlenstoffdioxid, Wasser, zu Oxiden oder Mineralsalzen anderer vorhandener Stoffe und in Produkte, die zu den üblichen Stoffwechselvorgängen von Mikroorganismen gehören“. Darin inbegriffen sind die Mineralisation, d.h. der Abbau einer organischen Substanz zu anorganischen Produkten und die Einbindung der Abbauprodukte in die mikrobielle Biomasse.

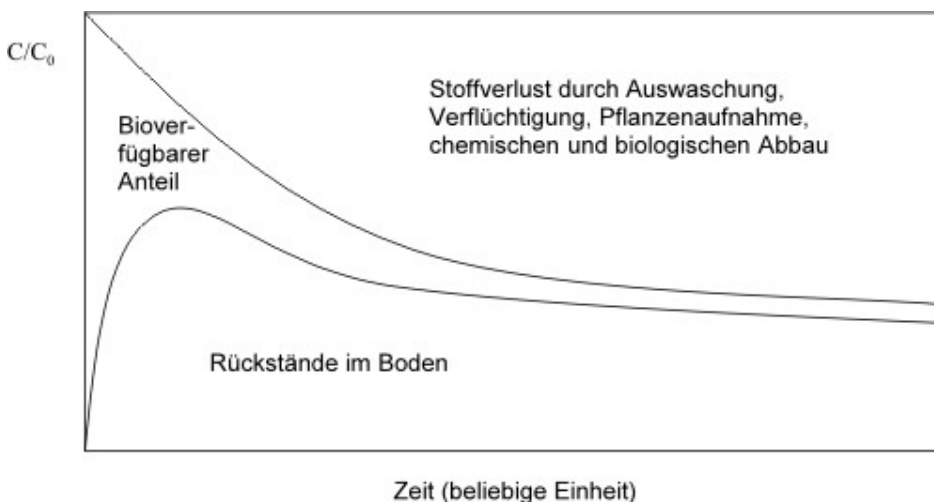


Abb. D 41: Schematische Darstellung der Bindung und Umwandlung organischer Schadstoffe in Böden. (Quelle: LITZ et al. 2004)

Mineralisation und Metabolisierung

Organische Stoffe wie z.B. Mineralöle unterliegen einer vollständigen Mineralisation. Die meisten anthropogenen synthetischen Verbindungen wie Lösungsmittel oder niedermolekulare Bausteine für die Herstellung von Polymerprodukten können ebenfalls gut abgebaut werden.

Schwer abbaubar sind dagegen chemisch synthetisierte hochmolekulare Verbindungen, die aufgrund niedriger Wasserlöslichkeit (d.h. geringer Bioverfügbarkeit) und toxischer Wirkung nur in geringem Umfang oder gar nicht abgebaut werden. Dazu zählen auch synthetische Schadstoffe, die in der Natur nicht vorkommen und als Fremdstoffe oder Xenobiotika angesprochen werden. Da ihre Struktur keine Ähnlichkeit mit Naturstoffen hat, fehlen den Mikroorganismen die entsprechenden Abbauege für diese Stoffe. Darüber hinaus wird der Abbau von ihren Gehalten im Boden bestimmt (LITZ et al. 2004).

Abbau und Bindung/Fixierung von Wirkstoffen und Metaboliten, das sind (Zwischen-) Produkte des biochemischen Abbaus, führen so zu einer Reduzierung des verfügbaren Wirkstoffanteils in der Bodenlösung (FÜHR 1989). Beispielsweise berichten SCHNÖDER et al. (1996) vom Nachweis isolierter Metaboliten von BaP, sehen diese jedoch als Zwischenprodukte auf dem Wege der Mineralisierung oder Humifizierung an.

Für PCB in Böden spielen abiotische Abbauprozesse (Hydrolyse, Photoabbau) kaum eine Rolle. Der biotische Abbau von PCB verläuft langsam, da Chloraromaten nur von wenigen Mikroorganismen als Substrat verwertet werden können und die starke Bindung an die Bodenfestphase ihre Bioverfügbarkeit limitiert (LITZ et al. 2004).

DELSCHEN et al. (1996) beobachteten im Rahmen von 1991 bis 1994 durchgeführten Lysimeterversuchen Konzentrationsabnahmen, die für Fluoranthen auf eine vollständige Mineralisierung bis zum CO₂ und bei BaP z.T. auf die Bildung von Metaboliten und die Bildung von gebundenen Rückständen zurückzuführen ist. Bei PCB war vorwiegend die Bildung nicht extrahierbarer Rückstände für die Abnahme verantwortlich. Für BaP stellten die Autoren nach ca. zwei Jahren 21 – 33 % der theoretischen Konzentration zu Versuchsbeginn fest und nach ca. drei Jahren noch 5 – 16 %.

Auch in Pflanzen ist ein Abbau bzw. eine Metabolisierung von organischen Stoffen möglich (z.B. Phenol in Spinat, berichtet in BREITSCHWERDT et al. (2002) oder Benzol, PAK, PCB, berichtet in WILD & JONES (1992).

Bei der Metabolisierung von organischen Verbindungen ist zusätzlich zu beachten, dass die Spaltprodukte (Metabolite) nach dem biologischen Abbau z.T. toxischer und langlebiger sein können als die zu beurteilende Verbindung (z.B. entsteht beim Abbau von Herbizid Propanil® 3,3',4-Trichlor-4-(3,4-dichloranilino)-azobenzol) (HINTERMAIER & ZECH 1997:).

D 3.6.2 Halbwertszeiten

Viele der im Rahmen des F+E-Vorhabens betrachteten Stoffe weisen aufgrund ihrer geringen Abbauraten eine hohe Persistenz auf. Als Maß für die Persistenz einer Chemikalie kann deren Halbwertszeit herangezogen werden, d.h. die Zeit, die benötigt wird, bis der Stoff zu 50 % abgebaut ist.

Die für eine Substanz ermittelten Halbwertszeiten können zum Teil erheblich variieren. Sie sind je nach Stoffgruppe abhängig von den

- klimatischen Bedingungen,
- der Zusammensetzung der Mikroorganismenpopulation des Bodens,
- dem pH-Wert,
- der Bodentemperatur,
- der Molmasse und
- Ausgangskonzentration des jeweiligen Stoffes (WILD & JONES 1992).

Somit dienen die in Tab. D 23 angeführten Halbwertszeiten nur zu einer Abschätzung der Persistenz. Es zeigt sich, dass sowohl für die verschiedenen Stoffgruppen als auch innerhalb einer Stoffgruppe sehr unterschiedliche Halbwertszeiten berichtet werden.

Tab. D 23: Überblick über Halbwertszeiten und Bound Residues für organische Schadstoffe in Böden

Stoff	Halbwertszeit	Bound Residues
PAK	< 25 d - < 9,5 a (WILD & JONES 1992) < 2,1 - 16,5 a (WILD et al. 1991) < 1 d - > 5,8 a (WILD et al. 1991) ^e	
Naphthalin	< 125 d (WILD & JONES 1992) < 0,5 a (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002) < 2,1 a (WILD et al. 1991) < 1 - 322 d (WILD et al. 1991) ^e	
BaP	269 – 420 d (WILD & JONES 1992) 8,2 a (WILD et al. 1991) 2,1 d - > 5,8 a (WILD et al. 1991) ^e	> 50 % (SCHNÖDER et al. 1996) (2 ½-jährige Untersuchungsperiode in Freiland-Lysimetern; im Labor 20 %)
Aldrin	3,4 a (WILD & JONES 1992) 0,3 a (WALTHER et al. 1985) 46,4 d / 50,9 d (SINGH et al. 1991) ^a 3 a (UFT - UNIVERSITÄT BREMEN 2003) ^d 20 - 100 d (HSDB-DATENBANK 2002) 90 d (ONSAGER et al. 1970)	10 % (KLOSOWSKI et al. 1981) (nach einer Woche Versuchszeit im Freiland)
HCB	4,2 a (WILD & JONES 1992) 80 d (direkte Photolyse) (BREITSCHWERDT et al. 2002) 125 d (Reaktion mit Hydroxylradikalen) (BREITSCHWERDT et al. 2002) 5 a ("globale Umwelt-Halbwertszeit" unter der Annahme, dass kein weiteres HCB in die Umwelt eintritt) (BREITSCHWERDT et al. 2002)	
β-HCH	8 a (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002)	
γ-HCH (Lindan)	266 d (WILD & JONES 1992) 7,3 a (JURY et al. 1987) 1,3 a (WALTHER et al. 1985) 62,1 d / 107 d (SINGH ET AL. 1991) ^a 6,5 a (UFT - UNIVERSITÄT BREMEN 2003) ^d	
DDT	4,5 - 10,5 a (WILD & JONES 1992) 10,5 a (JURY et al. 1987) 2,7 a (WALTHER et al. 1985) 1 – 4 a ^b (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002) 10 a (UFT - UNIVERSITÄT BREMEN 2003) ^d 1 - 4 a (HINTERMAIER-ERHARD & ZECH 1997) ^b 3 - 10 a (BREITSCHWERDT et al. 2002)	25 % (KHAN 1985) (Literaturstudie)
Pestizide	-	7 – 90 % (KHAN 1985) (Literaturstudie)
PCB	730 d - 4 a (WILD & JONES 1992)	
PCP	38 - <100 d (WILD & JONES 1992) <10 d (RYAN et al. 1988; BELLIN & O'CONNOR 1990), 25 d (CASTERLINE et al. 1985)	45 % (KHAN 1985) (Literaturstudie)
PCDD/PCDF	1 - 10 a (WILD & JONES 1992) 9,1 a bzw. 2 – 3 a (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002) 3 a ^b bzw. 10-15a ^c (HINTERMAIER-ERHARD & ZECH 1997) 90 d - > 10 a (FORTNAGEL 1995; ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA 88)	

^a bewachsener / unbewachsener Boden^b für > 75 %igen Abbau^c für > 90 %igen Abbau^d für 95 %igen Abbau^e Angaben beziehen sich auf Tracer-Erzeugnisse, Böden, Sedimente und Wasser

D 3.6.3 Gebundene Rückstände (Bound Residues)

Gebundene Rückstände (Bound Residues) sind Rückstände bodenfremder Stoffe und/oder ihrer Abbauprodukte, die in die organische Bodensubstanz bzw. die Tonfraktion des Bodens infolge starker Wechselwirkungskräfte (kovalente Bindungen, Wasserstoffbrücken) irreversibel eingebaut worden sind.

Für alle bodenfremden Substanzen gilt, dass sie unmittelbar nach ihrem Eintrag leichter in die Bodenlösung oder in die Biosphäre übergehen können als nach Ablauf einer stoff- und bodenspezifischen Zeit. Insbesondere bei organischen Schadstoffen kann der Alterungsprozess im Boden zu einer langfristig starken Abnahme der Bioverfügbarkeit von Pestiziden und organischen Schadstoffen führen, ohne dass sie chemisch verändert werden. Die Alterung wurde bislang hauptsächlich für Pestizide untersucht, kann aber im Prinzip auf alle bodengefährdenden Stoffe übertragen werden (LITZ et al. 2004). Letztendlich können so nicht extrahierbare oder gebundene Rückstände (Bound Residues) gebildet werden.

Durch Einbindung von Kohlenstoff in bodeneigene organische Verbindungen wie Fulvo- und Huminsäuren sowie Humine kommt es zur Bildung von nicht mehr mit gängigen Methoden extrahierbaren gebundenen Rückständen („bound residues“). Bei Verwendung von Standardanalyseverfahren ist daher eine Unterschätzung der Belastung von Böden und Pflanzen mit organischen Schadstoffen möglich (VERMA & PILLAI 1991, KHAN 1985).

Nachweisbar sind gebundene Rückstände von ^{14}C -markierten Pestiziden z.B. durch Veraschung des Extraktionsrückstands von Boden- oder Pflanzenmaterial und Quantifizierung des freiwerdenden $^{14}\text{CO}_2$ (KHAN 1985). Das Phänomen der Bildung gebundener Rückstände, deren Zusammensetzung meist nicht bekannt ist, ist seit langem bekannt und wurde bei Abbaueversuchen mit radioaktiv markierten Pestiziden entdeckt.

KHAN (1985) gibt auf Basis einer Literaturstudie einen Bereich zwischen 7 und 90 % für den Verbleib gebundener Pestizidrückstände in Böden an. Für PCP nennt er einen Anteil gebundener Rückstände im Boden von 45 %, für DDT 25 % und für Dieldrin 7 % (in ^{14}C -% der Ausgangssubstanz). KLOSKOWSKI et al. (1981) berichten nach einer Woche Versuchszeit im Freiland für Aldrin von einem Anteil gebundener Rückstände von 10 %. SCHNÖDER et al. (1996) stellten im Verlauf einer etwa 2 ½ -jährigen Untersuchungsperiode in Lysimetern für ^{14}C -markiertem BaP und Fluoranthen eine stetig zunehmende Bildung von gebundenen Rückständen fest, die sich zuletzt auf mehr als 50 % der im Boden verbliebenen ^{14}C -Aktivität belief. Davon befanden sich 2/3 in den Huminen und der Rest zu etwa gleichen Anteilen in Fulvo- und Huminsäuren. Im Laborversuch bestätigte sich die zunehmende Bildung gebundener Rückstände im Versuchsverlauf für beide Stoffe und betrug zu Versuchsende etwa 20 %.

KHAN (1985) hat festgestellt, dass die Pflanzenverfügbarkeit von ^{14}C bei einem Boden, der ausschließlich ^{14}C aus gebundenen Pestizid-Rückständen enthält, wesentlich geringer ist als bei einem frisch mit ^{14}C -Pestizid behandelten Boden. Gebundene Rückstände können jedoch in gewissem Umfang wieder mobilisiert und damit wieder pflanzenverfügbar werden (UVM / LFU BADEN-WÜRTTEMBERG 1998). Da über die Art der Festlegung von gebundenen Rückständen und ihre Verfügbarkeit für Umweltprozesse noch immer viele Unsicherheiten bestehen (LITZ et al. 2004), stellen gebundene Rückstände einen schwer abschätzbaren Faktor für die Pflanzenaufnahme organischer Schadstoffe dar.

In welchem Ausmaß organische Stoffe im Boden mineralisiert oder in Form extrahierbarer bzw. nicht extrahierbarer Rückstände verbleiben, hängt im Wesentlichen von der Art des Schadstoffs ab. Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe werden sowohl mineralisiert als auch in Form gebundener Rückstände festgelegt (LITZ et al. 2004).

In der Tab. D 23 sind Angaben zu Anteilen von gebundenen Rückständen aus der Literatur zusammengestellt.

D 3.7 Berücksichtigung der Abbaubarkeit und der Bildung von Bound Residues bei der Bilanzierung organischer Schadstoffe

Die vorangehend beschriebenen Untersuchungsergebnisse weisen darauf hin, dass der Entzug organischer Schadstoffe durch Pflanzen bzw. der Austrag mit dem Sickerwasser mit hohen Unsicherheiten behaftet ist. Im Allgemeinen werden organische Schadstoffe nur in geringem Umfang über die Pflanzenwurzeln aufgenommen. Vielmehr werden Gehalte organischer Schadstoffe in Pflanzen durch andere Faktoren wie Verschmutzung mit anhaftenden Bodenpartikeln, atmosphärische Deposition oder die Aufnahme über die Gasphase (insbesondere bei PCDD/F, PCB, HCB und DDT) bestimmt.

Für organische Parameter ist im Gegensatz zu anorganischen Parametern davon auszugehen, dass bei ubiquitär belasteten Böden ein Transfer vom Boden in die Pflanze und ein Austrag über das Sickerwasser gegenüber dem Abbau und der Metabolisierung der Stoffe von untergeordneter Bedeutung sind. Allerdings sind auch hier die vorhandenen Daten mit hohen Unsicherheiten behaftet, da sich die Angaben in der Literatur über Halbwertszeiten und Bound Residues z.T. um den Faktor 100 unterscheiden (vgl. Tab. D 23).

Um den Unsicherheiten Rechnung zu tragen, wird die Bilanz organischer Schadstoffe als **Worst-Case-Betrachtung** vorgenommen. Dementsprechend werden sowohl Austräge über Ernte und Sickerwasser als auch der Abbau der Schadstoffe nicht berücksichtigt. Auf diese Weise wird ggf. die Schadstoffanreicherung im Bilanzergebnis überschätzt, es wird jedoch auf stark vereinfachende Annahmen aufgrund von zum Teil verschiedenartigen Literaturangaben bzw. unzureichender Datenlage zu Austrag und Abbau verzichtet.

E ERGEBNISSE

E 1 ÜBERBLICK ÜBER RAUMEINHEITEN UND BILANZ-SZENARIEN

Wie in Kapitel B beschrieben, erfolgt die Bilanzierung der nutzungsbedingten Schadstoffeinträge sehr ausdifferenziert. Zur Beschreibung der Schadstoffeinträge im Ackerbau in der konventionellen Landwirtschaft werden 42 Anbautypen unterschieden, für die konventionelle Grünlandbewirtschaftung vier Bewirtschaftungstypen. Außerdem wird der Anbau von Sonderkulturen mit sechs verschiedenen Früchten berücksichtigt. In der Forstwirtschaft werden zwei Formen der Bewirtschaftung unterschieden. Zur Bilanzierung der Schadstoffeinträge im Ökolandbau werden zwei Szenarien verwendet: zum einen ein klassischer Mischbetrieb mit Ackerbau, Grünlandbewirtschaftung und einem flächengebundenen Viehbesatz (Milchvieh) und zum anderen ein viehloser Marktfruchtbetrieb. In beiden Fällen werden Betriebsbilanzen erstellt, um die Mengen an Futter- oder Düngemittel zu identifizieren, die extern bezogen werden müssen. Diese werden in diesen Betrieben möglichst klein gehalten und bestimmen den Nettostoffeintrag in die Böden.

Für die konventionelle Landwirtschaft werden verschiedene Düngestrategien unterschieden. Die Düngung erfolgt in der Praxis entweder als rein mineralische Düngung oder als Kombination aus organischer mit mineralischer Düngung. In der Bilanzierung werden Szenarien mit Wirtschaftsdünger, Kompost und Klärschlamm als organische Düngemittel berücksichtigt. Die Zusammensetzung der Wirtschaftsdünger ergibt sich für jeden Anbautyp aus dem jeweiligen Bestand an Rindern, Schweinen und Geflügel in den Landkreisen, die diese Anbautypen abbilden. Da Schweinegülle für einige Schadstoffe bedeutsam ist, wurden zusätzlich fünf weitere Szenarien aufgenommen, in denen der Wirtschaftsdünger nur aus Schweinegülle besteht. Nicht alle der organischen Düngemittel dürfen in der Grünlandwirtschaft und im Sonderkulturanbau eingesetzt werden (vgl. Tab. E 1).

Um die unterschiedlichen Verhältnisse der Luftschadstoffbelastung und den damit verbundenen Eintrag in Böden berücksichtigen zu können, wird grundsätzlich zusätzlich noch zwischen rural und urban unterschieden. Diese Ausdifferenzierung ist jedoch nur für den konventionellen Ackerbau und die Grünlandbewirtschaftung möglich bzw. sinnvoll. Die Datenlage für den Schadstoffeintrag aus der Luft (Deposition) für Forst erlaubt keine derartige Unterscheidung.

Bei der Bilanzierung werden weiterhin die Austräge durch Sickerwasser und die Abfuhr von Ernteprodukten berücksichtigt. Hier wird entsprechend der fachlichen Anforderungen differenziert (z.B. nach Bodenausgangsgesteinen und Sickerwasserraten bzw. nach Pflanzenarten, vgl. Kap. D). Darüber hinaus werden bei der Betrachtung zeitlicher Anreicherungen die vorhandenen Stoffgehalte in Böden zugrunde gelegt (Verwendung der Hintergrundwerte nach LABO 2003).

In 98 ausgewählten typisierten Raumeinheiten werden Schadstoffbilanzen für den Oberboden berechnet (vgl. Kap. B). Der Umfang der Ergebnisse für einzelne Schadstoffe hängt vom Umfang vorliegender Ein- und Austragsfrachten sowie Hintergrundwerten für Böden ab. Ausgewertet und nachfolgend dargestellt werden:

- Summe Einträge aus Bewirtschaftung und Deposition,
- Nettoschadstoffumsatz als Differenz von Eintrag und Austrag,
- Verhältnis von Eintrags- und Austragsfrachten sowie
- Zeitliche Anreicherungsszenarien und Zeitraum bis zum Erreichen der Vorsorgewerte nach BBodSchV.

Durch die Berücksichtigung verschiedener Bewirtschaftungsstrategien für die ausgewählten typisierten Raumeinheiten ergeben sich insgesamt 322 Bilanz-Szenarien.

Tab. E 1: Übersicht der Rahmenbedingungen für die Berechnung von Bilanzen

Nutzung der Raumeinheit	Anbautyp	Berücksichtigte Bewirtschaftungsstrategien für die jeweilige Raumeinheit	Berücksichtigte Siedlungsstruktur für die jeweilige Raumeinheit
Konventioneller Landwirtschaft	42 Anbautypen (A_1 bis A_42 vgl. Kap. C)	Wirtschaftsdünger Wirtschaftsdünger Schweinegülle (5 Raumeinheiten) Kompost Klärschlamm Mineraldünger	Rural (alle Raumeinheiten) Urban (5 Raumeinheiten in NRW*)
Ökologischer Landbau	Milchviehbetrieb (Öko_1) Marktfruchtbetrieb (Öko_2)	Krafftutter und Einstreu Mineraldünger und Kalkung	Rural
Konventionelle Grünlandbewirtschaftung	Wiese (G_1) Mähweide (G_2) Weide (G_3) Mähweide/Wiese (G_4)	Wirtschaftsdünger Mineraldünger	Rural (alle Raumeinheiten) Urban (5 Raumeinheiten in NRW*)
Sonderkultur	Äpfel (S_1) Erdbeeren (S_2) Gemüse (Möhren, S_3) Spargel (S_4) Wein (S_5) Baumschulen (S_6)	Wirtschaftsdünger Kompost Mineraldünger (z.T. Klärschlamm)	Rural
Wald	Laub- und Mischwald (W_1) Nadelwald (W_2)	Keine Waldkalkung Waldkalkung (Raumeinheiten mit nährstoffarmen Böden)	Rural

* Nur in NRW kommen Raumeinheiten ausschließlich innerhalb des Bundeslandes vor und es liegen Hintergrundwerte für Böden in Ballungsräumen vor. So werden urbane Bedingungen nur für Raumeinheiten in NRW bilanziert.

E 2 BEMERKUNGEN ZUR DATENLAGE

E 2.1 Datenlücken

Vollständige Stoffbilanzen werden für alle Szenarien berechnet, für die folgende Daten vorliegen:

- Eintragsfracht über Bewirtschaftung (Düngung, Kalkung) in g/(ha*a)
- Eintragsfracht über atmosphärische Deposition in g/(ha*a)
- Austragsfracht über die Abfuhr von Ernteprodukten in g/(ha*a)
- Austragsfracht über die Auswaschung durch Sickerwasser in g/(ha*a)

In allen anderen Fällen werden – sofern möglich – Eintrags- und/oder Austragsfrachten für einzelne Pfade ermittelt und dokumentiert. In Tab. E 2 und Tab. E 3 ist aufgeführt, für welche Szenarien die Datenlage vollständige Stoffbilanzen erlaubt.

Tab. E 2: Übersicht über vorhandene Daten der Ein- und Austragsfrachten anorganischer Stoffe

B = Bewirtschaftung; **D** = Deposition; **E** = Ernte; **S** = Sickerwasser; **X** = Es liegen repräsentative Frachtenwerte vor.

	Szenarien	In B	In D	Out E	Out S
As	konventioneller Ackerbau (A_1...A_42)	X	X	X	X
	konventionelle Grünlandbewirtschaftung (G_1...G_4)	X	X	X	X
	Ökolandbau (Oeko_1, Oeko_2)	X	X	X	X
	Forst (W_1, W_2)	X		X	
	Möhrenanbau (S_3)	X	X	X	X
	Apfelanbau (S_1), Erdbeeranbau (S_2), Spargelanbau (S_4), Weinbau (S_5), Baumschulen (S_6)	X	X		X
B	konventioneller Ackerbau (A_1...A_42)			X	X
	konventionelle Grünlandbewirtschaftung (G_1...G_4)				X
	Ökolandbau (Oeko_1, Oeko_2)				
	Forst (W_1, W_2)			X	X
	Apfelanbau (S_1), Erdbeeranbau (S_2), Möhrenanbau (S_3), Spargelanbau (S_4)			X	X
	Weinbau (S_5), Baumschulen (S_6)				X
Cd	konventioneller Ackerbau (A_1...A_42),	X	X	X	X
	konventionelle Grünlandbewirtschaftung (G_1...G_4)	X	X	X	X
	Ökolandbau (Oeko_1, Oeko_2)	X	X	X	X
	Forst (W_1, W_2)	X	X	X	X
	Apfelanbau (S_1), Erdbeeranbau (S_2), Möhrenanbau (S_3), Spargelanbau (S_4), Weinbau (S_5),	X	X	X	X
	Baumschulen (S_6)	X	X		X
Co	konventioneller Ackerbau (A_1...A_42)		X	X	X
	konventionelle Grünlandbewirtschaftung (G_1...G_4)		X	X	X
	Forst (W_1, W_2)			X	
	Ökolandbau Milchvieh (Oeko_1)		X		X
	Ökolandbau Marktfrucht (Oeko_2), Apfelanbau (S_1), Erdbeeranbau (S_2), Möhrenanbau (S_3), Weinbau (S_5)		X	X	X
	Spargelanbau (S_4), Baumschulen (S_6)		X		X
Cr	konventioneller Ackerbau (A_1...A_42)	X	X	X	X
	konventionelle Grünlandbewirtschaftung (G_1...G_4)	X	X	X	X
	Ökolandbau (Oeko_1, Oeko_2)	X	X	X	X
	Forst (W_1, W_2)	X	X	X	X
	Apfelanbau (S_1), Erdbeeranbau (S_2), Möhrenanbau (S_3), Weinbau (S_5)	X	X	X	X
	Spargelanbau (S_4), Baumschulen (S_6)	X	X		X
Cu	konventioneller Ackerbau (A_1...A_42),	X	X	X	X
	konventionelle Grünlandbewirtschaftung (G_1...G_4)	X	X	X	X
	Ökolandbau (Oeko_1, Oeko_2)	X	X	X	X
	Forst (W_1, W_2)	X	X	X	X
	Apfelanbau (S_1), Erdbeeranbau (S_2), Möhrenanbau (S_3), Spargelanbau (S_4), Weinbau (S_5),	X	X	X	X
	Baumschulen (S_6)	X	X		X

	Szenarien	In B	In D	Out E	Out S
F	konventioneller Ackerbau (A_1...A_42)			X	X
	konventionelle Grünlandbewirtschaftung (G_1...G_4)				X
	Forst (W_1, W_2)			X	
	Ökolandbau Milchvieh (Oeko_1)				X
	Ökolandbau Marktfrucht (Oeko_2), Apfelanbau (S_1), Erdbeeranbau (S_2), Möhrenanbau (S_3), Spargelanbau (S_4), Weinbau (S_5)			X	X
	Baumschulen (S_6)				X
Hg	konventioneller Ackerbau (A_1...A_42)	X	X	X	X
	konventionelle Grünlandbewirtschaftung (G_1...G_4)	X	X	X	X
	Ökolandbau (Oeko_1, Oeko_2)	X	X	X	X
	Forst (W_1, W_2)	X		X	
	Erdbeeranbau (S_2), Möhrenanbau (S_3)	X	X	X	X
	Apfelanbau (S_1), Spargelanbau (S_4), Weinbau (S_5), Baumschulen (S_6)	X	X		X
Mo	konventioneller Ackerbau (A_1...A_42)		X	X	X
	konventionelle Grünlandbewirtschaftung (G_1...G_4)		X		X
	Ökolandbau Marktfrucht (Oeko_2),		X	X	X
	Ökolandbau Milchvieh (Oeko_1)		X		X
	Forst (W_1, W_2)				
	Apfelanbau (S_1), Erdbeeranbau (S_2), Möhrenanbau (S_3)		X	X	X
Spargelanbau (S_4), Weinbau (S_5), Baumschulen (S_6)		X		X	
Ni	konventioneller Ackerbau (A_1...A_42)	X	X	X	X
	konventionelles Grünlandbewirtschaftung (G_1...G_4)	X	X	X	X
	Ökolandbau (Oeko_1, Oeko_2)	X	X	X	X
	Forst (W_1, W_2)	X	X	X	X
	Apfelanbau (S_1), Erdbeeranbau (S_2), Möhrenanbau (S_3), Weinbau (S_5)	X	X	X	X
	Spargelanbau (S_4), Baumschulen (S_6)	X	X		X
Pb	konventioneller Ackerbau (A_1...A_42)	X	X	X	X
	konventionelle Grünlandbewirtschaftung (G_1...G_4)	X	X	X	X
	Ökolandbau (Oeko_1, Oeko_2)	X	X	X	X
	Forst (W_1, W_2)	X	X	X	X
	Apfelanbau (S_1), Erdbeeranbau (S_2), Möhrenanbau (S_3), Spargelanbau (S_4), Weinbau (S_5),	X	X	X	X
	Baumschulen (S_6)	X	X		X
Sb	konventioneller Ackerbau (A_1...A_42),		X	X	X
	konventionelle Grünlandbewirtschaftung (G_1...G_4)		X		X
	Ökolandbau Marktfrucht (Oeko_2)		X	X	X
	Ökolandbau Milchvieh (Oeko_1), Apfelanbau (S_1), Erdbeeranbau (S_2), Möhrenanbau (S_3), Spargelanbau (S_4), Weinbau (S_5), Baumschulen (S_6)		X		X
	Forst (W_1, W_2)				
Se	Konventioneller Ackerbau (A_1...A_42)		X	X	X
	Konventionelles Grünland (G_1...G_4)		X		X
	Ökolandbau Marktfrucht (Oeko_2), Apfelanbau (S_1), Erdbeeranbau (S_2), Möhrenanbau (S_3), Spargelanbau (S_4), Weinbau (S_5)		X	X	X
	Ökolandbau Milchvieh (Oeko_1), Baumschulen (S_6)		X		X
	Forst (W_1, W_2)				

	Szenarien	In B	In D	Out E	Out S
Sn	konventioneller Ackerbau (A_1...A_42)		X	X	X
	konventionelle Grünlandbewirtschaftung (G_1...G_4)		X	X	X
	Ökolandbau Marktfrucht (Oeko_2), Apfelanbau (S_1), Erdbeeranbau (S_2)		X	X	X
	Ökolandbau Milchvieh (Oeko_1), Möhrenanbau (S_3), Spargelanbau (S_4), Weinbau (S_5), Baumschulen (S_6)		X		X
	Forst (W_1, W_2)	X	X	X	X
Ti	konventioneller Ackerbau (A_1...A_42)	X	X	X	X
	konventionelle Grünlandbewirtschaftung (G_1...G_4)	X	X	X	X
	Ökolandbau (Oeko_1, Oeko_2)	X	X	X	X
	Forst (W_1, W_2)	X			
	Apfelanbau (S_1), Erdbeeranbau (S_2), Spargelanbau (S_4), Weinbau (S_5), Baumschulen (S_6)	X	X		X
	Möhrenanbau (S_3)	X	X	X	X
Zn	konventioneller Ackerbau (A_1...A_42)	X	X	X	X
	konventionelle Grünlandbewirtschaftung (G_1...G_4)	X	X	X	X
	Ökolandbau (Oeko_1, Oeko_2)	X	X	X	X
	Forst (W_1, W_2)	X	X	X	X
	Apfelanbau (S_1), Erdbeeranbau (S_2), Möhrenanbau (S_3), Spargelanbau (S_4), Weinbau (S_5)	X	X	X	X
	Baumschulen (S_6)	X	X		X

Anorganische Schadstoffe

Die Datenlage reicht für die anorganischen Schadstoffe Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink zur Bilanzierung von weitgehend allen Szenarien aus (vgl. Tab. E 2). Einzige Ausnahme ist die Sonderkultur Baumschulen. Auch bei Arsen, Quecksilber, Thallium liegen Datendefizite ausschließlich bei einigen Szenarien (z.B. Wald, Grünland, Sonderkulturen, urban) vor. Für Antimon, Bor, Kobalt, Fluor, Molybdän, Selen und Zinn können jedoch keine Bilanzen berechnet werden, da hier bei allen Szenarien zumindest für einen Pfad repräsentative Ein- oder Austragsfrachten fehlen.

Organische Schadstoffe

Die Datenlage zur Belastung der Düngemittel mit organischen Schadstoffen ist unzureichend (vgl. Tab. E 3). Für die Bilanzierung der Düngestrategien in der konventionellen Landwirtschaft (Ackerbau, Grünlandwirtschaft, Sonderkulturen) können für eine Frachtenbilanzierung nur Kennzahlen für PAK, BaP sowie PCB und PCDD/F herangezogen werden. Für alle anderen in Kapitel A 1.3 genannten Schadstoffe liegen keine oder nur wenige Daten vor. So fehlen alle Angaben zur Belastung von Wirtschaftsdünger mit weiteren organischen Schadstoffen. Auch bei Kompost und Klärschlamm liegen nicht zu allen relevanten Schadstoffen Werte vor.

Zur Bilanzierung des Ökolandbaus fehlen ebenfalls die entsprechenden Angaben zur Schadstoffbelastung der Wirtschaftsdünger. Die Bilanzierung des Ökolandbaus erfolgte als Hoftorbilanz. Für die genannten organischen Schadstoffe können Belastungen der Wirtschaftsdünger ausgeschlossen werden, die aus dem Betrieb selbst stammen. Da die Belastungen an v.a. PCDD/F und PAK ubiquitär sind und aus der atmosphärischen Deposition resultieren, dürften sich die Schadstoffge-

halte der Wirtschaftsdünger zwischen konventionellem und ökologischen Landbau grundsätzlich nicht oder kaum unterscheiden.

Für die Bilanzierung der Deposition von organischen Schadstoffen aus der Atmosphäre ist die Datenlage ebenfalls unzureichend. Es liegen Daten zu PAK, BaP, PCB und PCDD/F vor, letztere aber nicht für Forst. Für alle anderen organischen Schadstoffe kann die Deposition jedoch als vernachlässigbar angenommen werden und wird daher auf Null gesetzt (vgl. Tab. E 3).

Der Austrag über Ernte und Sickerwasser für PAK, BaP, PCB und PCDD/F sowie für DDT, HCB und HCH wird nicht quantifiziert, da dieser maßgeblich von Abbau und Metabolisierung beeinflusst wird und daher nicht mit belastbaren Zahlen hinterlegt werden kann. Für organische Schadstoffe wird somit eine vereinfachende Bilanz ohne Berücksichtigung von stofflichen Austrägen berechnet (Worst-Case-Betrachtung; vgl. Kap. D 3.7). Sofern es fachlich sinnvoll ist, werden Nullwerte für Frachten organischer Schadstoffe angesetzt. Dies gilt für alle Austragsfrachten sowie für die Einträge der Düngestrategie Mineraldünger in der konventionellen Landwirtschaft (Ackerbau, Grünland, Sonderkulturen). Auch beim Forst kann eine Belastung der Kalke mit organischen Schadstoffen vernachlässigt werden.

Nach diesen Einschränkungen lassen sich für folgende Szenarien Bilanzen erstellen:

- Konventioneller Ackerbau (A_1 bis A_42) für PAK, BaP, PCB und PCDD/F
- Konventionelle Grünlandwirtschaft (G_1 bis G_4) für PAK, BaP; PCB und PCDD/F
- Sonderkulturen (S_1 bis S_6) für PAK, BaP; PCB und PCDD/F
- Forst (W_1 und W_2) für PAK, BaP

Tab. E 3: Übersicht über vorhandene Daten der Ein- und Austragsfrachten organischer Stoffe

	Szenarien	In B	In D	Out E	Out S
PAK, BaP	konventioneller Ackerbau (A_1...A_42)	X	X	0	0
	konventionelle Grünlandbewirtschaftung (G_1...G_4)	X	X	0	0
	Ökolandbau (Oeko_1, Oeko_2)		X	0	0
	Apfelanbau (S_1), Erdbeeranbau (S_2), Möhrenanbau (S_3), Spargelanbau (S_4), Weinbau (S_5), Baumschulen (S_6)	X	X	0	0
	Forst (W_1, W_2)	X	X	0	0
PCB, PCDD/F	konventioneller Ackerbau (A_1...A_42)	X	X	0	0
	konventionelle Grünlandbewirtschaftung (G_1...G_4)	X	X	0	0
	Ökolandbau (Oeko_1, Oeko_2)		X	0	0
	Apfelanbau (S_1), Erdbeeranbau (S_2), Möhrenanbau (S_3), Spargelanbau (S_4), Weinbau (S_5), Baumschulen (S_6)	X	X	0	0
	Forst (W_1, W_2)	0		0	0
Aldrin, DDT, HCB, HCH, PCP	konventioneller Ackerbau (A_1...A_42)		0	0	0
	konventionelle Grünlandbewirtschaftung (G_1...G_4)		0	0	0
	Ökolandbau (Oeko_1, Oeko_2)		0	0	0
	Apfelanbau (S_1), Erdbeeranbau (S_2), Möhrenanbau (S_3), Spargelanbau (S_4), Weinbau (S_5), Baumschulen (S_6)		0	0	0
	Forst (W_1, W_2)		0	0	0

B = Bewirtschaftung; **D** = Deposition; **E** = Ernte; **S** = Sickerwasser

X = Es liegt ein repräsentativer Frachtenwert vor; **0** = Fracht wird als vernachlässigbar angesehen und gleich Null gesetzt.

E 2.2 Eintragsdaten

Eintrag aus der Bewirtschaftung

In einem parallelen vom Umweltbundesamt beauftragten Forschungsprojekt wurden die vorhandenen Kenntnisse zur Schadstoffbelastung von Düngemitteln zusammen getragen und durch Analysekampagnen der Forschungsnehmer insbesondere zu Mineraldüngern und Wirtschaftsdüngern aus dem Ökolandbau ergänzt (KRATZ 2005). Dies schließt eine Analyse und Bewertung der Datenlage und –qualität mit ein sowie eine Ableitung mittlerer und repräsentativer Belastungen der unterschiedlichen Düngemitteltypen an anorganischen und organischen Schadstoffen. Die dort gewonnenen Ergebnisse fanden Eingang in die hier vorgelegten Bilanzierungen des Schadstoffeintrages aus der Bodenbewirtschaftung. Für Kompost wurde auf Werte aus einem weiteren durch das Umweltbundesamt beauftragten Forschungsprojekt (REINHOLD 2004) zurückgegriffen. Diese Werte beruhen auf einer umfassenden Analyse der bundesdeutschen Kompostierungsanlagen. Zur Schadstoffbelastung der kommunalen Klärschlämme berichten die Bundesländer an die Bundesregierung. Diese Daten beruhen auf entsprechenden Erhebungen an den einzelnen Kläranlagen nach Klärschlammverordnung für die zur stofflichen Verwertung vorgesehenen Klärschlämme. Übernommen wurden die mittleren Werte aus mehreren Jahren.

In Kapitel C 2.5 wird auf die Datenlage zu den Düngemitteln ausführlicher eingegangen. In Abstimmung mit den Forschungsnehmern dieses Projektes sowie den Fachleuten aus dem projektbegleitenden Arbeitskreis wurden die Düngemittel für die Stoffbilanzierung ausgewählt. Die Schadstoffgehalte der unterschiedlichen Düngemittel unterscheiden sich zum Teil deutlich. Auch weisen die Schadstoffkonzentrationen jedes einzelnen Düngemittels teilweise große Spannweiten auf. Mit dem gewählten Vorgehen wird jedoch auf eine repräsentative und belastbare Datengrundlage zurückgegriffen. Im Einzelfall sind jedoch höhere (aber auch geringere) Schadstoffbelastungen möglich mit entsprechenden Auswirkungen auf die Eintragsfrachten.

Dies wird dadurch unterstützt, dass zur Beschreibung der landwirtschaftlichen Bodenbearbeitung über Anbau- und Bewirtschaftungstypen eine Vielzahl von Einzelfällen zum Ackerbau und der Grünlandbewirtschaftung bilanziert wurde, verknüpft mit unterschiedlichen Düngestrategien. Zudem wurden auch Szenarien für den Anbau von Sonderkulturen sowie den Ökolandbau getrennt in die Analyse und Bilanzierung aufgenommen. Die bilanzierten Eintragsfrachten aus der Bewirtschaftung von Böden dürften daher in ihrer Spannweite gut die für Deutschland typische Situation wiedergeben.

Eintrag aus atmosphärischer Deposition

Um die aus der atmosphärischen Deposition resultierenden Eintragsfrachten abbilden zu können, ist die Ausgangslage schwieriger. Die in Kapitel C für die einzelnen Schadstoffe abgeleiteten Frachten sind mit einigen Unsicherheiten verbunden.

Alle Daten beruhen auf der Kombination einer Auswertung von Messwerten einer Vielzahl von Messstationen und einer eigenständigen Ableitung aus Messwerten zu Luftschadstoffbelastungen und entsprechenden Depositionsraten. Betrachtet man sich die in Tabelle C 69 und C 86 aufgeführten Schwermetallfrachten für Offenland und Forst, so stammen die ermittelten Werte mit Ausnahme von Kupfer für Offenland überwiegend aus der trockenen Deposition und damit aus mehr oder minder belastbaren Abschätzungen von Depositionsraten aus Immissionskonzentrationen. Für weitere Schadstoffe sind Ableitungen von Frachtwerten für nasse und trockene Depositionen

nicht möglich. In diesen Fällen wurden z.T. nur wenige Daten aus Bulkmessungen übernommen, so dass nur einen Anteil der Gesamtfracht abgebildet wird.

Mit der vorliegenden Ableitung von Frachtwerten wurde jedoch der derzeitige Kenntnisstand zusammengestellt bzw. stellt eine erstmalige Ableitung von Gesamtdepositionsfrachten dar. Eine mit der in diesem Forschungsprojekt durchgeführten Abschätzung vergleichbare Arbeit ist den Autoren nicht bekannt. Die ermittelten Frachten dürften für die Aufgabenstellung des Projektes ausreichend belastbar sein.

Gesamteinträge

Die Frachtenanteile aus den verschiedenen Eintragspfaden lassen sich nicht ohne weiteres zu Gesamteinträgen zusammenführen und quantifizieren. Dies liegt im Wesentlichen daran, dass für die Flächennutzung eine Vielzahl von Szenarien unterschieden wurde, verknüpft mit unterschiedlichen Strategien der Düngung. In der nachfolgenden Tabelle sind daher die sich aus der unterschiedlichen Düngestrategie ergebenden Teilfrachten in ihrer Bandbreite (min – max) aufgeführt, die Werte der atmosphärischen Deposition als mittlerer Wert (Median) und die sich daraus ergebende Gesamtfracht.

In Tab. E 4 sind die Frachten aufgeführt, die sich für Metalle aus den mittleren Depositionswerten aus der Atmosphäre sowie aus der Fracht ergeben, die über die Düngung der Ackerflächen mit in der Regel mineralischen Düngemitteln erfolgt. Geht man von mittleren Schadstoffgehalten in diesen Düngemitteln aus und legt man die mittlere Deposition für rurale Gebiete zugrunde, ergibt sich diese Mindestfracht. In urbanen Räumen und/oder bei Wahl anderer Düngemittel können die Frachten für die einzelnen Schadstoffe höher liegen.

Die Grünlandbewirtschaftung lässt sich unterscheiden in reine Weidenutzung über verschiedene Zwischenstufen bis hin zu einer reinen Mähwiese. Die in Tab. E 4 genannten Frachten min sind in aller Regel im Mittel bei Weidenutzung zu erwarten, die Frachten max bei Mähwiesen. In allen Fällen der Flächennutzung lässt sich gut die relative Bedeutung der atmosphärischen Deposition an der Gesamtfracht erkennen.

Tab. E 4: Eintragsfrachten über alle Teilfrachten (Anorganik) im Freiland (in g/ha)

	Deposition	Ackerland_Konven				Grünland_kon		Ökolandbau	Summe	
		MD	Ko	KS	WD	MD	WD			
Arsen	min	2,1	0,99	8,91	4,40	0,76	1,07	2,61	0,527	2,63
	max	12,6	1,69	31,28	7,97	3,90	1,28	4,98	0,72	43,88
Blei	min	28,7	4,19	82,82	47,98	1,81	8,11	8,65	0,859	29,56
	max	150,7	8,76	315,89	87,28	10,39	9,31	10,94	1,245	466,59
Cadmium	min	0,87	1,33	1,61	1,14	0,40	2,05	0,66	0,619	1,27
	max	4,8	3,30	4,57	2,61	1,43	2,61	0,86	0,82	9,37
Chrom	min	5,5	46,61	73,42	55,45	40,65	24,42	21,51	8,82	14,32
	max	32,8	57,23	163,80	70,14	59,32	29,20	27,32	10,38	196,60
Kupfer	min	43,7	11,27	98,61	282,21	8,80	20,27	81,43	0,78	44,48
	max	182,4	34,61	397,79	514,49	220,17	27,13	174,27	3,53	696,89
Nickel	min	7,4	6,64	31,83	26,76	5,15	5,04	8,32	1,75	9,15
	max	25,7	9,16	109,76	45,77	16,75	5,80	14,82	2,03	135,46
Quecksilber	min	0,05	0,01	0,27	0,64	0,01	0,03	0,06	0,037	0,06
	max	0,24	0,05	1,06	1,19	0,09	0,03	0,12	0,046	1,43
Thallium	min	0,12	0,08	0,26	0,33	0,04	0,11	0,13	0,08	0,16
	max	0,16	0,18	0,85	0,64	0,23	0,14	0,24	0,09	1,01
Zink	min	250,2	66,76	376,05	694,12	31,09	99,35	331,60	9,73	259,93
	max	498,3	250,20	1445,75	1272,09	911,77	129,54	706,50	27,48	1944,05

Tab. E 5: Eintragsfrachten über alle Teilfrachten (Anorganik) im Forst (in g/ha)

	Deposition	Kalkung
Arsen	min	0,4
	max	
Blei	min	50,6
	max	123,6
Cadmium	min	2,3
	max	3,1
Chrom	min	8,8
	max	23,7
Kupfer	min	89,5
	max	117,3
Nickel	min	11,7
	max	78,7
Quecksilber	min	0,11
	max	0,38
Thallium	min	0,09
	max	
Zink	min	371,8
	max	883,8

E 2.3 Austragsdaten

Austrag durch die Abfuhr von Ernteprodukten

In einem vom Umweltbundesamt begleitend durchgeführten Vorhaben wurden repräsentative Schwermetallgehalte in Kulturpflanzen auf unbelasteten Böden ermittelt (SCHNUG et al. 2006). Die aus den dort gewonnenen Messdaten abgeleiteten Medianwerte werden zur Ermittlung von Austragsfrachten über die Abfuhr von Ernteprodukten herangezogen. Die Variabilität der gemessenen Gehalte ist je nach Pflanzenart und Schadstoff unterschiedlich. Die errechneten Austräge können nach unten bzw. oben abweichen, sie werden aufgrund linkssteiler Verteilungen jedoch eher unterschätzt. Für in dem genannten Vorhaben nicht untersuchte Pflanzen werden Daten zu Gehalten anorganischer Schadstoffe aus der ergänzten TRANSFER-Datenbank des Umweltbundesamtes und aus Literaturangaben abgeleitet. Dabei stammen die ausgewerteten Untersuchungen von Böden mit Schadstoffgehalten unterhalb der Vorsorgewerte. Nur in Ausnahmefällen werden Literaturwerte ohne Angaben zum Versuchsaufbau verwendet und dann dementsprechend gekennzeichnet. Insgesamt wird damit eine nach aktuellem Kenntnisstand bestmöglich repräsentative Datengrundlage zur Quantifizierung des Ernteaustrags auf ubiquitär belasteten Böden genutzt.

Austrag durch das Bodensickerwasser

Für die Ermittlung von Austrägen über das Bodensickerwasser unter landwirtschaftlicher Nutzung werden Datengrundlagen aus Lysimeteruntersuchungen von BIELERT et al. (1999) und Saugsondenversuchen von DUIJNISVELD et al. (2006) herangezogen. Für forstlich genutzte Böden werden mittlere Schadstoffkonzentrationen aus Messdaten des Forstlichen Umweltmonitorings (Levell II) der Bundesländer (BFH 2004) abgeleitet. Grundsätzlich weisen die Konzentrationen von Schadstoffen im Sickerwasser eine hohe räumliche und auch zeitliche Variabilität auf. Daher kann es durch die Verwendung von Medianwerten für Stoffkonzentrationen im Sickerwasser bei hoher Variabilität zu Unsicherheiten kommen. Die errechneten Austräge können im Einzelfall nach unten oder nach oben abweichen. Da die verwendeten Werte zumeist größere Zeiträume von über zwei Jahren und die – nach derzeitiger Datenlage – größtmögliche Zahl von Beprobungsstandorten erfassen, ist Repräsentanz für die Bilanzrechnungen als ausreichend zu beurteilen. Insbesondere für Ackerböden bestehen jedoch speziell bei Nickel und Quecksilber messtechnisch bedingte Unsicherheiten (vgl. Kap. E 3.2).

Bei der für den Austrag weitergehend maßgeblichen Sickerwasserrate für die einzelnen Raumeinheiten wird auf die bundesweite Karte der mittleren Sickerwasserrate aus dem Boden aus dem Hydrologischen Atlas Deutschlands (BGR 2004) zurückgegriffen. Daraus ergeben sich Unsicherheiten aufgrund der dort abweichenden Betrachtungstiefe, die nicht dem hier relevanten Bilanzraum bis maximal 30 cm Tiefe entspricht. Für die hier durchgeführte bundesweite Auswertung stellt die Karte jedoch die einzig handhabbare Grundlage dar. Auch hier werden Medianwerte der Sickerwasserrate je Raumeinheit zur Ermittlung von Austragsfrachten genutzt, was zu lokalen Abweichungen der realen Sickerwasserrate führen kann. Durch das Konzept der typisierten Raumeinheiten werden mit der genannten Vorgehensweise die typischen und im langfristigen Mittel zu erwartenden Randbedingungen des Sickerwasseraustrags erfasst.

E 2.4 Hintergrundwerte

Für die zeitliche Hochrechnung von Schadstoffanreicherungen werden Hintergrundwerte für Böden nach LABO (2003), ergänzt durch BGR (2006) für Arsen, zur Ermittlung bereits vorhandener Stoffvorräte im Boden herangezogen. Sofern Anbautypen bzw. Raumeinheiten in mehreren Bundesländern vorkommen, werden die bundesweiten gesteinspezifischen Hintergrundwerte verwendet. Bei Raumeinheiten innerhalb eines Bundeslandes werden dagegen regionale Besonderheiten im jeweiligen Land durch Anwendung von landesspezifischen Hintergrundwerten repräsentiert. Die Hintergrundwerte der Bundesländer unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Differenzierung: Während sie sich für Bayern, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Thüringen und Sachsen auf verschiedene Bodenausgangsgesteine beziehen, liegen für Baden-Württemberg, Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein bodenartenspezifische Hintergrundwerte für Oberböden vor. Hintergrundwerte für urbane Bedingungen liegen ausschließlich in Niedersachsen, Bayern (nur für organische Stoffe) und Nordrhein-Westfalen (anorganische und organische Schadstoffe) vor.

E 3 AUSWERTUNG DER NETTOSTOFFBILANZ

E 3.1 Clusteranalyse zur Auswertung des Nettostoffumsatzes

Ziel der Auswertung ist es, die maßgeblich wirksamen Einflussfaktoren für Stoffan- und Stoffabreicherungen zu identifizieren, um eine sinnvolle Stratifizierung der Ergebnisse vorzunehmen.

Die Auswertung erfolgt mit einer Clusteranalyse¹. Diese dient dazu, Bilanzszenarien mit verschiedenen Merkmalen (hier der Nettostoffumsatz für verschiedene Schadstoffe) in Gruppen zu ordnen, so dass in einem Cluster möglichst gleichartige bzw. ähnliche Objekte zusammengefasst und identifiziert werden.

Im ersten Schritt wird eine Clusteranalyse für Schwermetalle über alle ausgewählten Raumeinheiten ($n = 98$) mit deren jeweiligen Düngestrategien durchgeführt. Als Merkmale für die Einordnung in Gruppen werden die Nettostoffumsätze von Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink analysiert. Arsen, Thallium und Quecksilber werden nicht berücksichtigt, da nicht für alle Bilanzszenarien Daten zum Nettostoffumsatz vorliegen (z.B. aufgrund fehlender Austragsfrachten über Sickerwasser). Insgesamt werden 316 von 322 Bilanz-Szenarien bei der Clusteranalyse berücksichtigt (für bestimmte Szenarien liegen keine Daten vor, z.B. für Baumschulen).

Eine weitere Clusteranalyse wird für PAK und BaP über alle ausgewählten Raumeinheiten durchgeführt. PCB und PCDD/F sind nicht einbezogen, da hier keine Daten zum Nettostoffumsatz für Wald-Raumeinheiten vorliegen. Außerdem reduziert sich die berücksichtigte Zahl von Bilanzszenarien auf 230. Bei den organischen Schadstoffen wird kein Austrag über Ernte und Sickerwasser berücksichtigt, so dass sich der Nettostoffumsatz ausschließlich durch die Eintragsfrachten ergibt.

¹ Als Clusterverfahren wird das Zentroid-Verfahren mit der quadratischen Euklidischen Distanz als Distanzmaß eingesetzt. Wegen der stoffspezifisch unterschiedlichen Messskalen von einzelnen Schadstoffen werden in der Clusteranalyse standardisierte z-Werte verrechnet. Der z-Wert gibt die relative Position eines Wertes in einer Verteilung an, indem er die Differenz des Rohwertes zum arithmetischen Mittel in Standardabweichungen ausdrückt.

Im Ergebnis zeigt sich, dass sich bei den Schwermetallen 27 Cluster sinnvoll abgrenzen lassen, während sich bei PAK/BaP lediglich 5 Cluster ergeben. Insgesamt spiegelt die Clusterung maßgebliche Unterschiede des Nettostoffumsatzes in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsstrategie wider (z.B. Mineraldünger \leftrightarrow Wirtschaftsdünger oder Klärschlamm \leftrightarrow Kompost).

Damit ist festzustellen, dass die Nutzung in Kombination mit der Bewirtschaftungsstrategie die maßgeblichen Einflussfaktoren darstellen. Demgegenüber ist der Anbautyp in Ackerbau und Grünlandwirtschaft mit Ausnahme der Sonderkulturen von untergeordneter Bedeutung. Des Weiteren spiegelt sich im Ergebnis der Depositionseinfluss in urbanen Räumen wider. Das Ergebnis der Clusteranalyse ist die Grundlage für weitere statistische Auswertungen der Bilanzergebnisse, die nach Gruppen von Szenarien gegliedert wird. Eine Auswertung des ungruppierten Gesamtdatensatzes ist aufgrund der Heterogenität der Daten nicht sinnvoll.

E 3.2 Verteilungsanalyse und Ausreißerbetrachtung

Auf Grundlage der Ergebnisse der Clusteranalyse über 98 ausgewählte Raumeinheiten werden die Bilanz-Szenarien für weitere statistische Auswertungen des Nettostoffumsatzes und des Verhältnisses von Eintrag zu Austrag den folgenden Gruppen zugeordnet:

Tab. E 6: Gruppen von Szenarien für die Auswertung der Stoffbilanzen

ID	Abk.	Gruppe
1	A/Ko	konventioneller Ackerbau / Kompost
2	A/KS	konventioneller Ackerbau / Klärschlamm
3	A/MD	konventioneller Ackerbau / Mineraldünger
4	A/urban	konventioneller Ackerbau / urbane Siedlungsstruktur*
5	A/WD	konventioneller Ackerbau / Wirtschaftsdünger
6	G/MD	Grünlandwirtschaft / Mineraldünger
7	G/WD	Grünlandwirtschaft / Wirtschaftsdünger
8	G/urban	Grünlandwirtschaft / urbane Siedlungsstruktur**
9	Öko	Ökolandbau
10	S	Sonderkulturen
11	W	Forstwirtschaft (mit und ohne Waldkalkung)

* Szenarien der Gruppe „A/urban“: A_05/Ko/LÖS/Urb, A_05/KS/LÖS/Urb, A_05/MD/LÖS/Urb, A_05/WD/LÖS/Urb, A_12/Ko/TUS/Urb, A_12/KS/TUS/Urb, A_12/MD/TUS/Urb, A_12/WD/TUS/Urb, A_15/Ko/SANnw/Urb, A_15/KS/SANnw/Urb, A_15/MD/SANnw/Urb, A_15/WD/SANnw/Urb, A_15/WDs/SANnw/Urb, A_16/Ko/SLÖ/Urb, A_16/KS/SLÖ/Urb, A_16/MD/SLÖ/Urb, A_16/WD/SLÖ/Urb

** Szenarien der Gruppe „G/urban“: G_2/MD/SANnw/Urb, G_2/WD/SANnw/Urb

Die Zuordnung der Szenarien zu Gruppen und die nachfolgenden Verteilungsanalysen des Nettostoffumsatzes und des Verhältnisses von Ein- und Austrag haben zum Ziel, Besonderheiten und Extrema in den Bilanzergebnissen zu identifizieren und die Größenordnung und die Spannweiten der Bilanzergebnisse herauszuarbeiten.

Während der Nettostoffumsatz stoffsspezifisch die Höhe der Netto-Anreicherung angibt, lässt sich mit dem Verhältnis von Eintrag zu Austrag die Ursache für hohe bzw. geringe Nettostoffbilanzen darstellen. Die Auswahl bietet den Vorteil, dass unabhängig von der tatsächlichen Höhe der Fracht, ein stoffübergreifender Vergleich vorgenommen werden kann. Ist das Verhältnis größer als 1, sind die Eintragsfrachten höher als die Austragsfrachten. Bei Verhältnissen kleiner 1 übersteigen die Austräge die stofflichen Einträge.

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass die Gruppen „A/urban“ und „G/urban“ zum Zweck einer übersichtlichen Darstellung und besseren Interpretation Szenarien mit unterschiedlichen Bewirtschaftungsstrategien beinhalten (vgl. Tab. E 6). Es ist daher keine einfache Gegenüberstellung der Werte rural und urban möglich, da die Unterschiede in den Ergebnissen nicht allein auf die erhöhte Deposition in urbanen Raumeinheiten zurückgeführt werden können, sondern stets eine Überlagerung mit der Düngestrategie vorliegt. Innerhalb der konventionellen Landwirtschaft ist die Streuung der Werte sehr hoch, wobei insbesondere die Bewirtschaftungsstrategien Klärschlamm und Kompost zur Streuung der Werte beitragen bzw. die Düngung mit Kompost bei einigen Parametern statistisch als Ausreißer sichtbar wird.

Auswertung für Arsen

In der konventionellen Bestellung von Ackerland und Grünland ist der Unterschied in den Bilanzierungsergebnissen zwischen ruralen und urbanen Bedingungen recht groß. Wie man auch aus Abbildung C 13 ersehen kann, führen mit Ausnahme der Düngestrategien Kompost und mit deutlichen Abstrichen Klärschlamm die Schadstoffeinträge aus der Atmosphäre zu einer Ausdifferenzierung in den Stoffanreicherungen. Auch die meisten ruralen Bilanzergebnisse sind von einem Eintrags-/ Austragsgleichgewicht noch deutlich entfernt, dies gilt für den urbanen Raum umso mehr. Dazu kommen die deutlichen Einflüsse durch die Düngestrategie Kompost, die zu den höchsten Schadstoffanreicherungen führt. Sie liegen im Median bei 30,6 g/ha*a, bei den Düngestrategien Klärschlamm, Mineraldünger und Wirtschaftsdünger dagegen bei 6,2 g/ha, 1,2 g/ha bzw. 2,9 g/ha im ruralen Umfeld, d.h. mit geringer Belastung aus der Atmosphäre. Im urbanen Raum mit erhöhten Stoffeinträgen über die Atmosphäre beträgt der Nettostoffumsatz im Mittel 13,8 g/ha (Medianwert ohne Unterscheidung zwischen einzelnen Düngestrategien). Der Gegensatz zwischen der Düngestrategie Kompost und den bestehenden Düng-Alternativen ist relevanter als der Gegensatz zwischen rural und urban, d.h. den unterschiedlich hohen Einträgen aus der Atmosphäre.

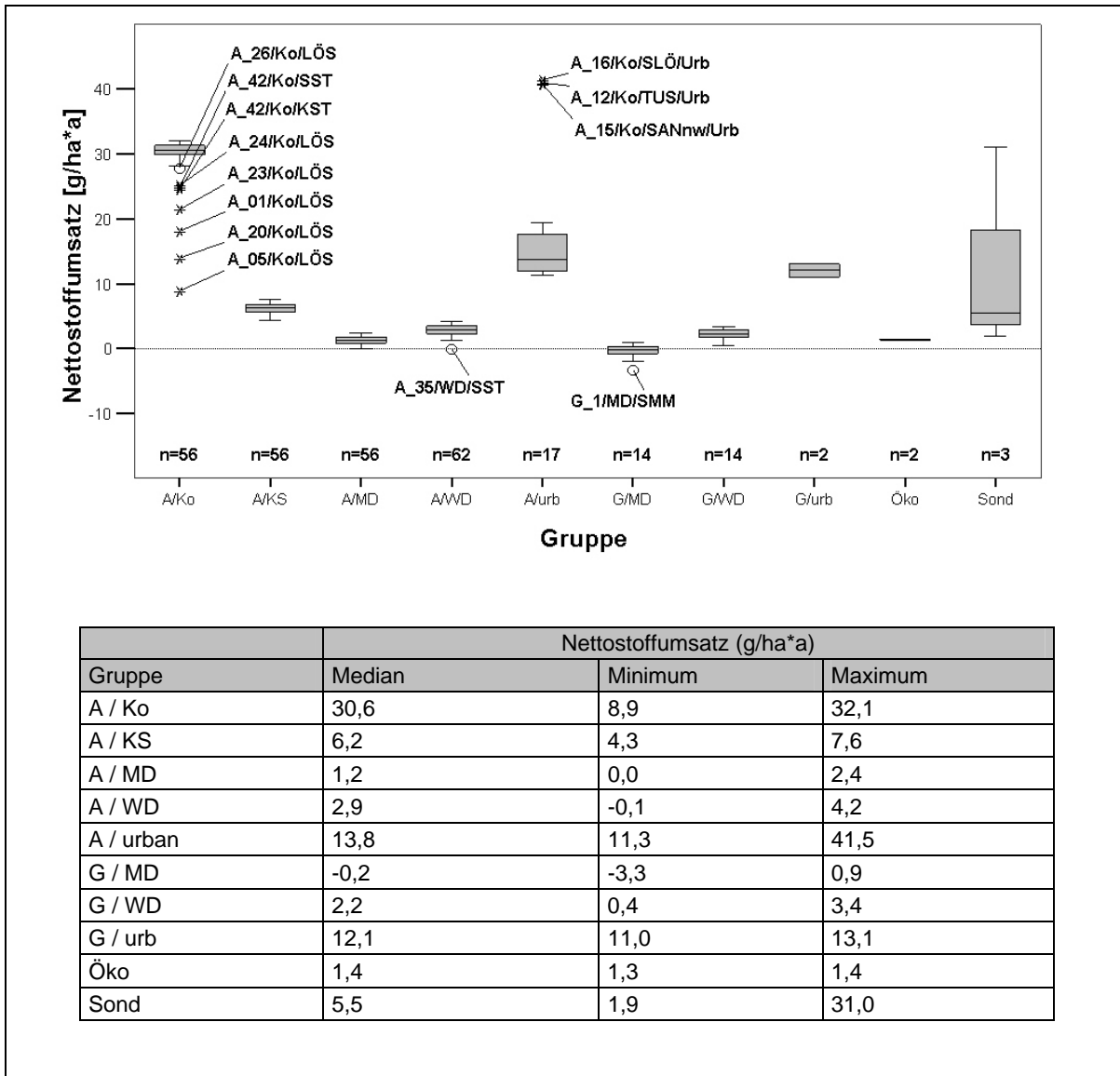


Abb. E 1: Nettostoffumsatz für Arsen (Boxplots und statistische Kenngrößen)

Der konventionelle Anbau von Sonderkulturen kann für Arsen nur am Beispiel des Anbaus von Möhren aufgezeigt werden. Für alle anderen betrachteten Früchte liegen keine Werte für den Ernteentzug vor. Der Anbau von Möhren ist tendenziell mit höheren Anreicherungen verbunden; die große Spannweite in den Bilanzergebnissen ergibt sich auch hier aus den unterschiedlichen Düngestrategien, d.h. der obere Wert wird durch Kompostgaben bestimmt, während für den unteren Wert auf die Düngestrategie Mineraldünger zurückgegriffen wird.

Der Ökolandbau ist demgegenüber mit geringeren Einträgen von Arsen in Böden verbunden. Die Bilanzergebnisse für den Ökolandbau entsprechen in etwa denen bei mineralischer Düngung von Ackerflächen im konventionellen Anbau, obwohl die aus der Bewirtschaftung der Flächen stammenden Frachten deutlich niedriger liegen. Die Ergebnisse werden in beiden Fällen durch den Schadstoffeintrag aus der Atmosphäre bestimmt (vgl. Abb. C 13).

Für die Forstwirtschaft liegen keine Bilanzergebnisse vor, da sowohl Werte für die atmosphärische Gesamtdeposition in Waldgebieten als auch für den Austrag über Sickerwasser fehlen.

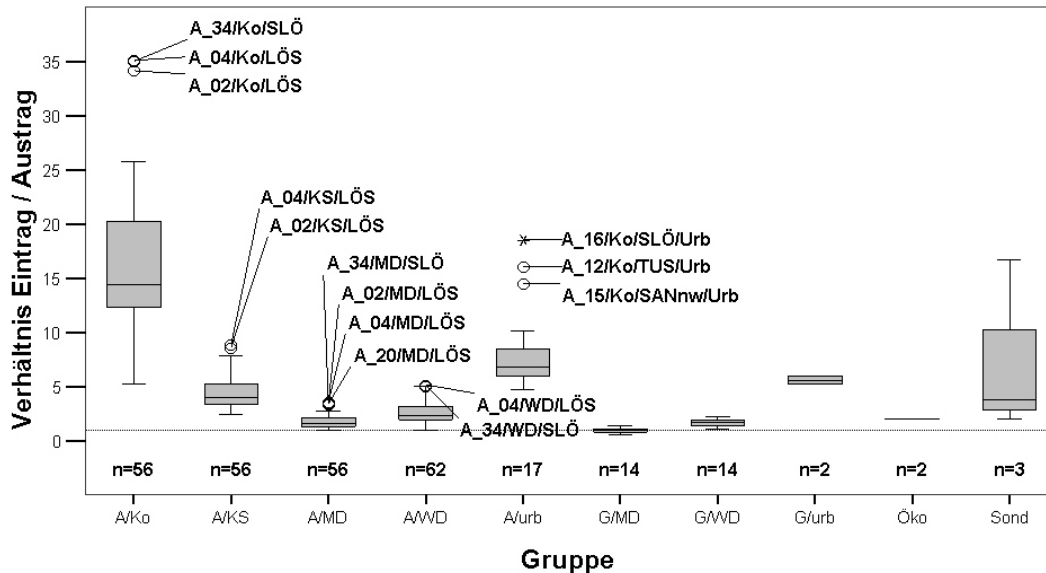
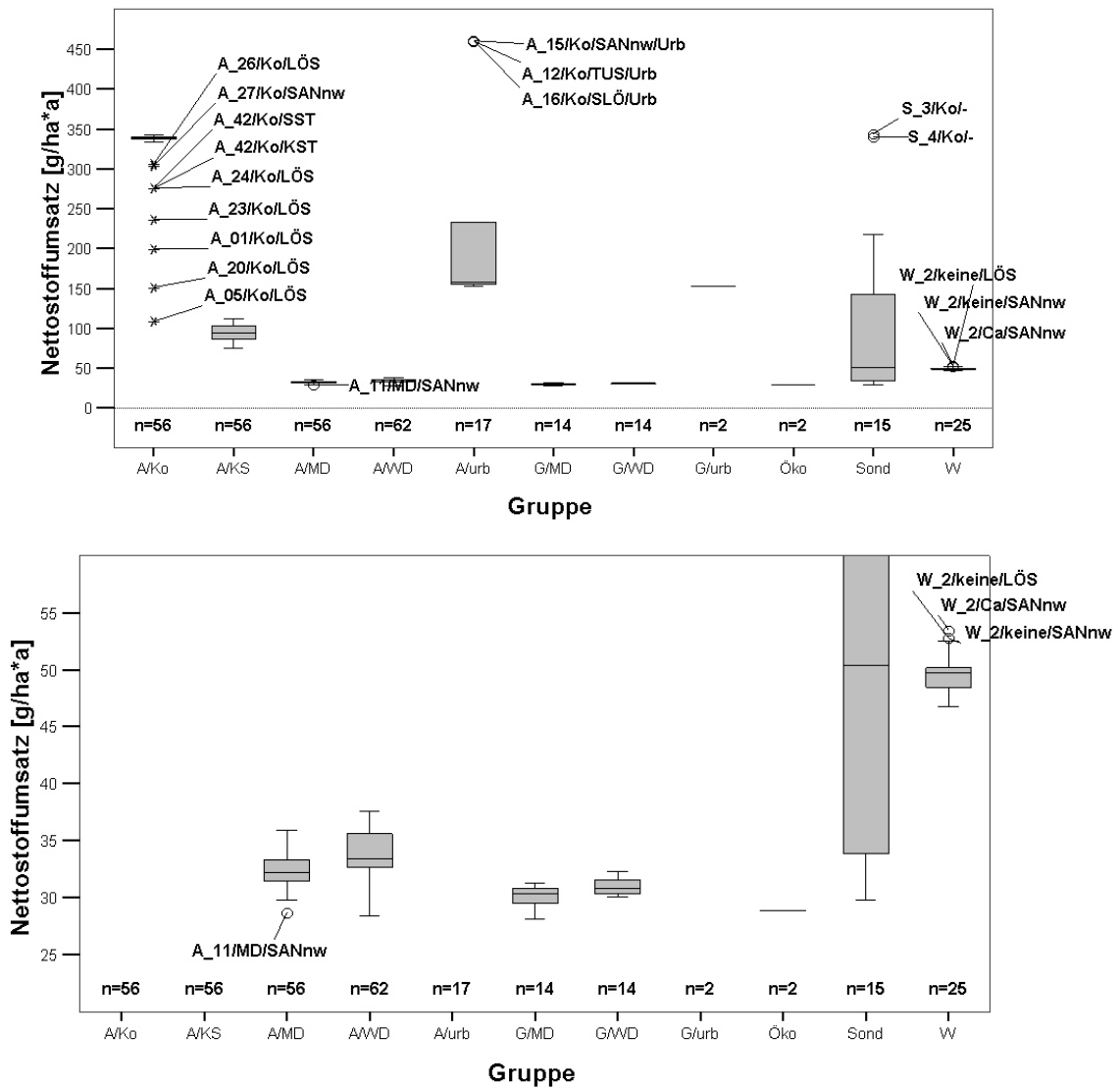


Abb. E 2: Verhältnis von Eintrags- zu Austragsfrachten für Arsen

Auswertung für Blei

Über alle diskutierten Szenarien hinweg kommt es zu Anreicherungen von Blei im Oberboden. Insbesondere bei der Betrachtung des Eintrags-/Austragsverhältnisses ist die Ähnlichkeit der Größenordnung in den Bilanzergebnissen rural bei den Düngestrategien Mineraldünger und Wirtschaftsdünger auf Acker und Grünland erkennbar. Zur Verdeutlichung ist ein Ausschnitt mit kleinerem Wertebereich ergänzend eingefügt. Diese Ähnlichkeit ist auf den dominanten Einfluss der atmosphärischen Deposition bei Blei zurückzuführen (vgl. Abb. C 13). Die ermittelten Stoffanreicherungen für den konventionellen Ackerbau liegen je nach Düngestrategie im ruralen Umfeld bei 339 g/ha (Kompost), 93,9 (Klärschlamm), 32,2 g/ha (Mineraldünger) und 33,4 g/ha (Wirtschaftsdünger). Die ebenfalls für rurale Bedingungen bilanzierte Forstwirtschaft weist nur leicht höhere Bilanzergebnisse auf.

Im Vergleich urbaner und ruraler Szenarien wird der Einfluss der atmosphärischen Deposition deutlich. Unabhängig von der Düngestrategie sind die Anreicherungen im urbanen Raum gegenüber dem ruralen Raum um ein Vielfaches höher. Bei einer stärkeren Luftschadstoffbelastung, d.h. im urbanen Raum liegt die ermittelte Anreicherung im Freiland im Median bei 157,4 g/(ha*a).



Gruppe	Nettostoffumsatz (g/ha*a)		
	Median	Minimum	Maximum
A / Ko	339,0	109,0	343,1
A / KS	93,9	75,3	111,6
A / MD	32,2	28,7	35,9
A / WD	33,5	28,4	37,6
A / urban	157,4	153,1	460,8
G / MD	30,3	28,2	31,3
G / WD	30,9	30,1	32,3
G / urb	153,0	152,9	153,2
Öko	28,9	28,9	28,9
Sond	50,4	29,8	344,1
W	49,7	46,7	53,5

Abb. E 3: Nettostoffumsatz für Blei (Boxplots und statistische Kenngrößen; Abb. unten: Ausschnitt für kleineren Wertebereich)

Entscheidend trägt aber die Art der Düngung der Flächen zur Ausdifferenzierung bei. Vor allem die Szenarien, die auf eine Kombination aus Kompost und mineralischer Düngung als Düngestrategie setzen, zeigen die mit Abstand höchsten Anreicherungen bei allerdings ebenfalls sehr großen Bandbreiten. Geringe Anteile von Kompost im Düngemittelmix führen zu geringeren Anreicherungen.

Eine Bewirtschaftung der Böden im Ökolandbau ist mit den deutlich geringsten Nettostoffumsätzen verbunden. Die aufgezeigte Anreicherung ist fast ausschließlich auf die atmosphärische Deposition zurück zu führen (vgl. Abb. C 13). Der Beitrag aus dem Ökolandbau ist nicht signifikant. Auch bei der konventionellen Grünlandbewirtschaftung resultiert ein erheblicher Anteil des Nettostoffumsatzes aus der atmosphärischen Deposition.

Auch bei den Sonderkulturen zeigt sich eine große Spannweite in den Bilanzergebnissen, die sich auf die unterschiedlichen bilanzierten Düngestrategien in Verbindung mit den unterschiedlichen Düngebedarfen für die bilanzierten Kulturen zurückführen lässt.

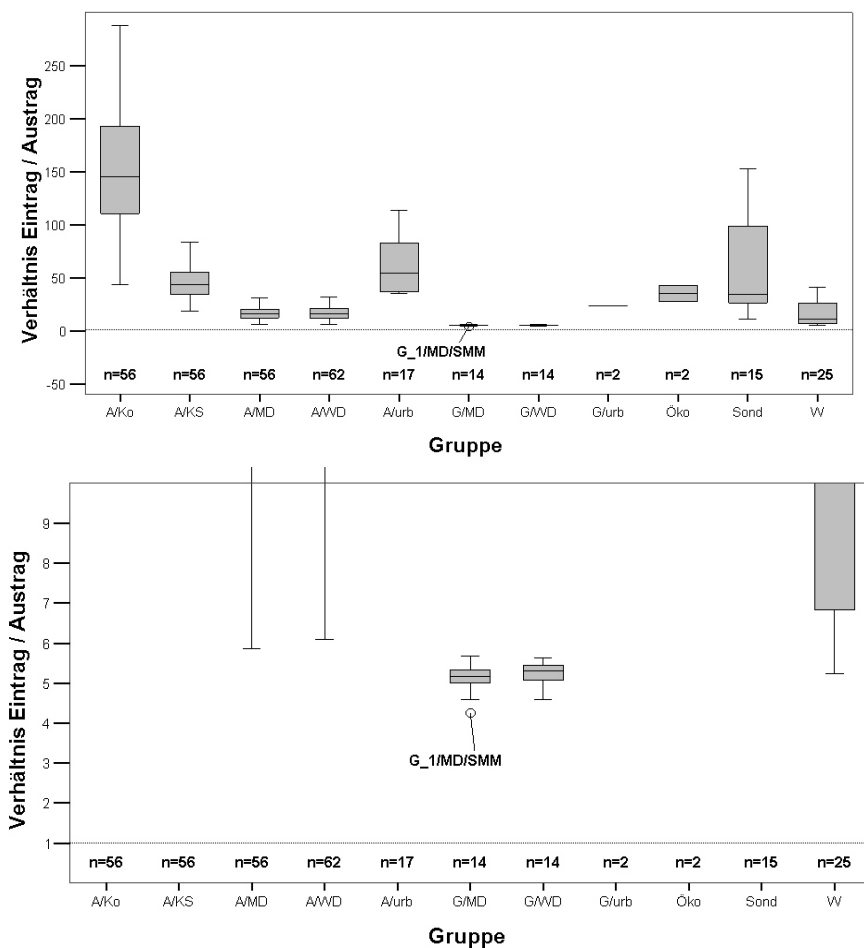


Abb. E 4: Verhältnis von Eintrags- zu Austragsfrachten für Blei (oben: Ein Extremwert von 567 ist nicht dargestellt: Szenario S_4 / Ko in Gruppe ‚Sond‘; unten: Ausschnitt für kleineren Wertebereich)

Auswertung für Cadmium

Der Überblick über den Nettostoffumsatz bei den einzelnen Szenarien zeigt ein heterogenes Bild. Während einige Szenarien nur geringe Anreicherungen zeigen, weist der konventionelle Ackerbau in urbanen Räumen deutlich die höchsten Anreicherungen auf. Das Ergebnis wird demnach in urbanen Räumen deutlich vom atmosphärischen Schadstoffeintrag beeinflusst. Da die Unterschiede in den aus der Bewirtschaftung stammenden Schadstoffeinträgen über die Düngeszenarien nicht annähernd so groß sind wie bei anderen diskutierten Schadstoffen, sind keine vergleichbaren Extrema zu verzeichnen.

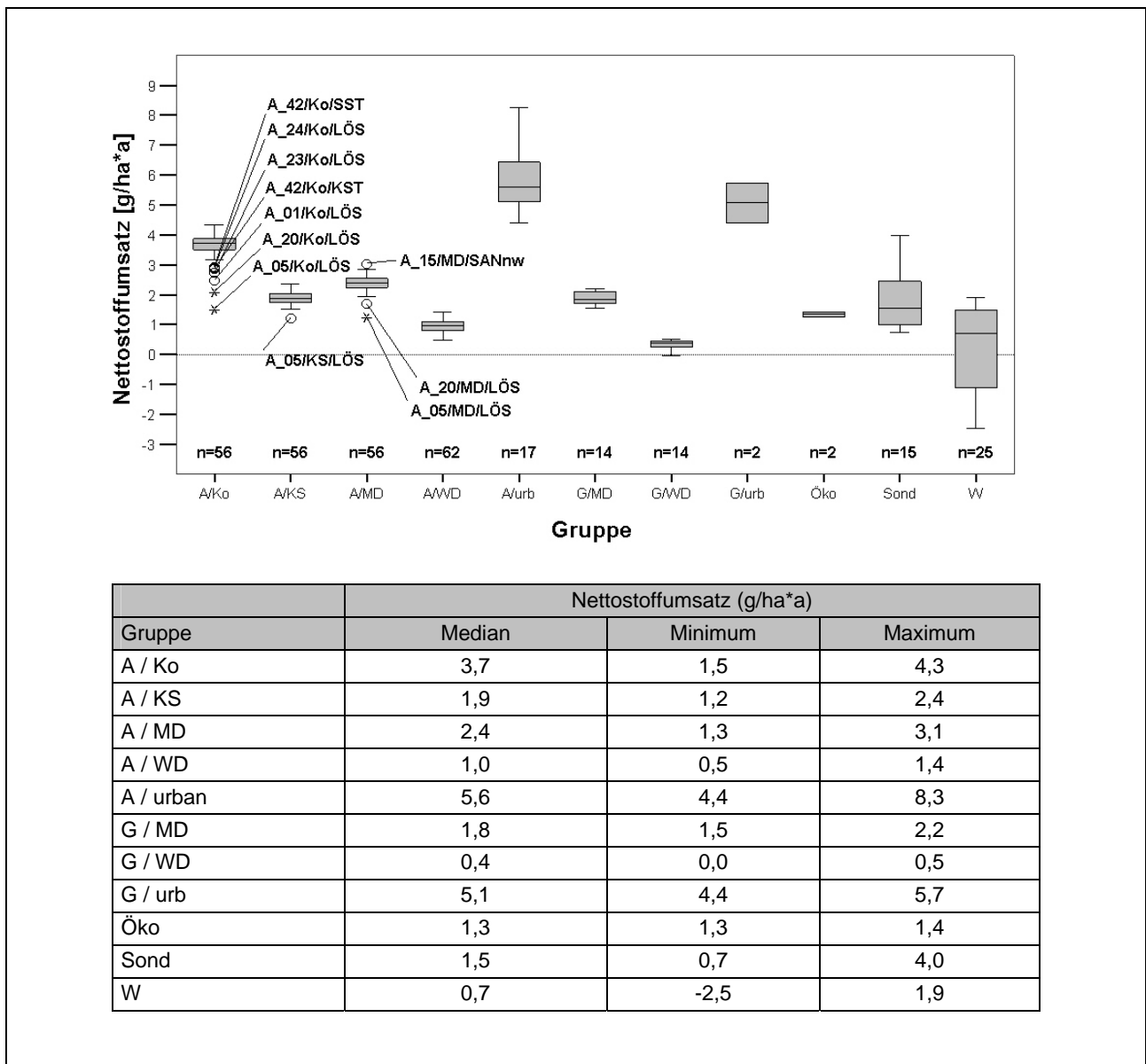


Abb. E 5: Nettostoffumsatz für Cadmium (Boxplots und statistische Kenngrößen)

Vergleicht man die Ergebnisse der Szenarien zum konventionellen Ackerbau in ruralen Räumen, weist die Düngestrategie Wirtschaftsdünger mit im Mittel 1,0 g/ha die geringsten Anreicherungen auf. Unter Beachtung der Bandbreiten und Extrema kommen die übrigen Szenarien zu vergleichbaren Ergebnissen (Mineraldünger 2,4 g/ha; Klärschlamm 1,9 g/ha); auch hier zeigen die Ergebnisse für die Düngestrategie Kompost (3,7 g/ha) die tendenziell höchsten Stoffanreicherungen.

Höhere Austragsfrachten unter Grünland führen dazu, dass in Kombination mit ausschließlichem Mineraldüngereinsatz der Nettostoffumsatz hier am geringsten ist und nahe an das Eintrags-Austrags-Gleichgewicht kommt. Unter Forst kann dies zu einem Austragsüberschuss führen.

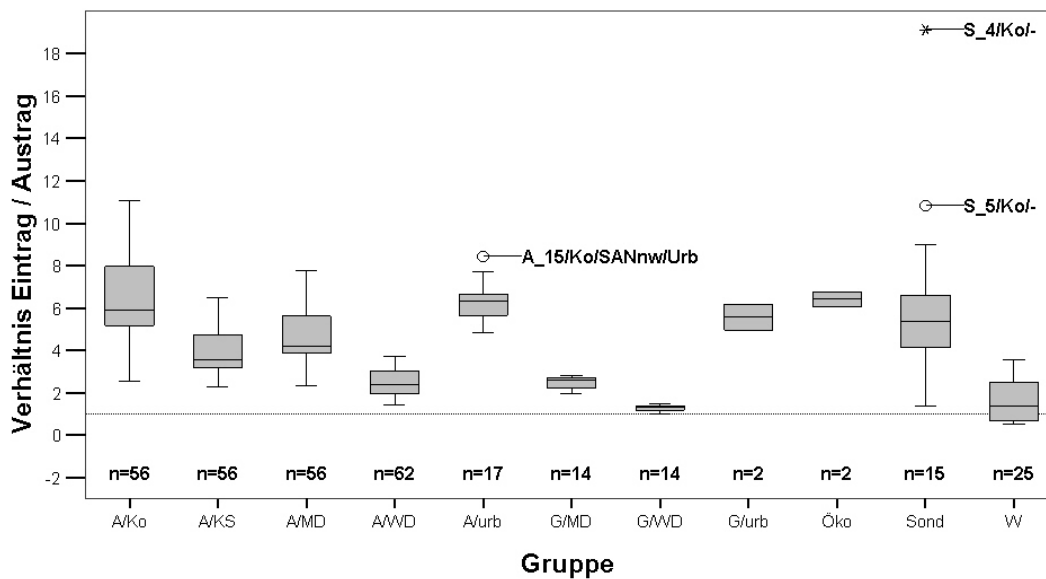


Abb. E 6: Verhältnis von Eintrags- zu Austragsfrachten für Cadmium

Auswertung für Chrom

Bei Chrom zeigen sich die geringsten Anreicherungen bei den Szenarien mit Grünlandnutzung. Hier wird fast ein ausgeglichenes Eintrags-/Austragsverhältnis erreicht. Die Nettostoffumsätze liegen im Mittel bei 3,6 g/ha (Wirtschaftsdünger) bzw. 6,4 g/ha (Mineraldünger). Im Vergleich zur Grünlandnutzung in ruralen Räumen zeigt sich der Einfluss aus einer höheren atmosphärischen Deposition bei urbanen Bedingungen. Er ist im Vergleich zu anderen diskutierten Stoffen eher gering (vgl. Abbildung C 14).

Bilanzergebnisse in der Nähe eines Eintrags-/Austragsgleichgewichts zeigen sich im Mittel auch bei den Szenarien Waldnutzung (11,5 g/ha) und ökologische Bewirtschaftung (3,6 g/ha) landwirtschaftlicher Flächen. Diese Bewirtschaftung ist mit deutlich geringeren Stoffeinträgen verbunden als die konventionelle Landwirtschaft, was auf eine etwas höhere spezifische Schadstoffbelastung mineralischer Düngemittel zurückzuführen ist. Auch für diesen Schadstoff zeigen die Szenarien, die auf die Düngestrategie Kompost setzen, deutlich die höchsten Stoffeinträge (Median: 140,7 g/ha).

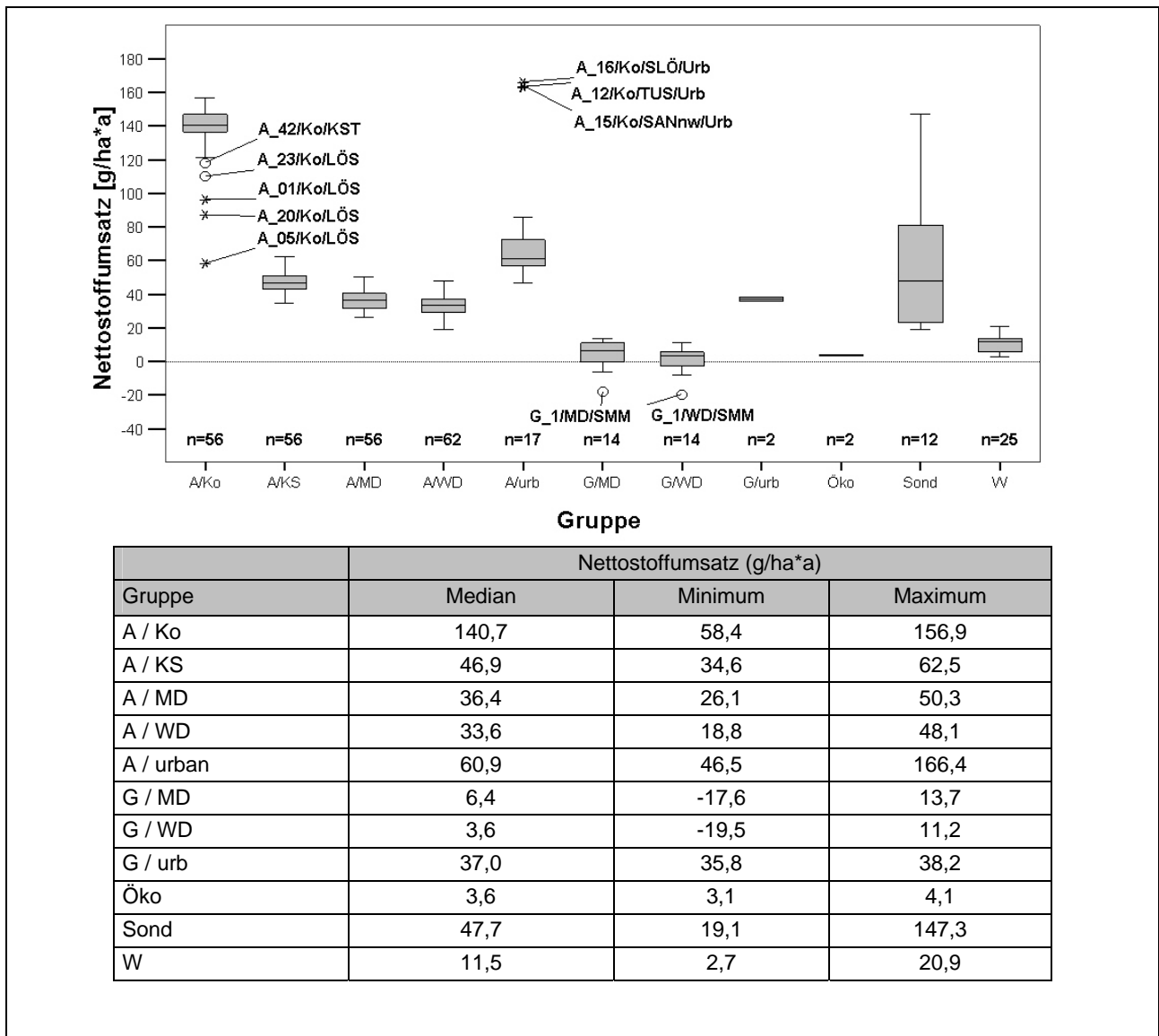


Abb. E 7: Nettostoffumsatz für Chrom (Boxplots und statistische Kenngrößen)

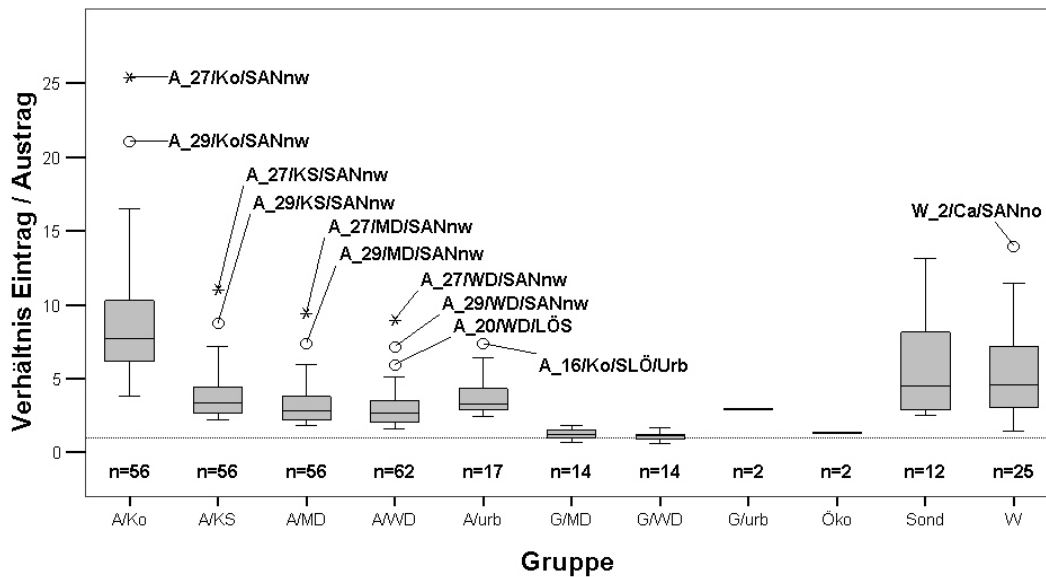


Abb. E 8: Verhältnis von Eintrags- zu Austragsfrachten für Chrom

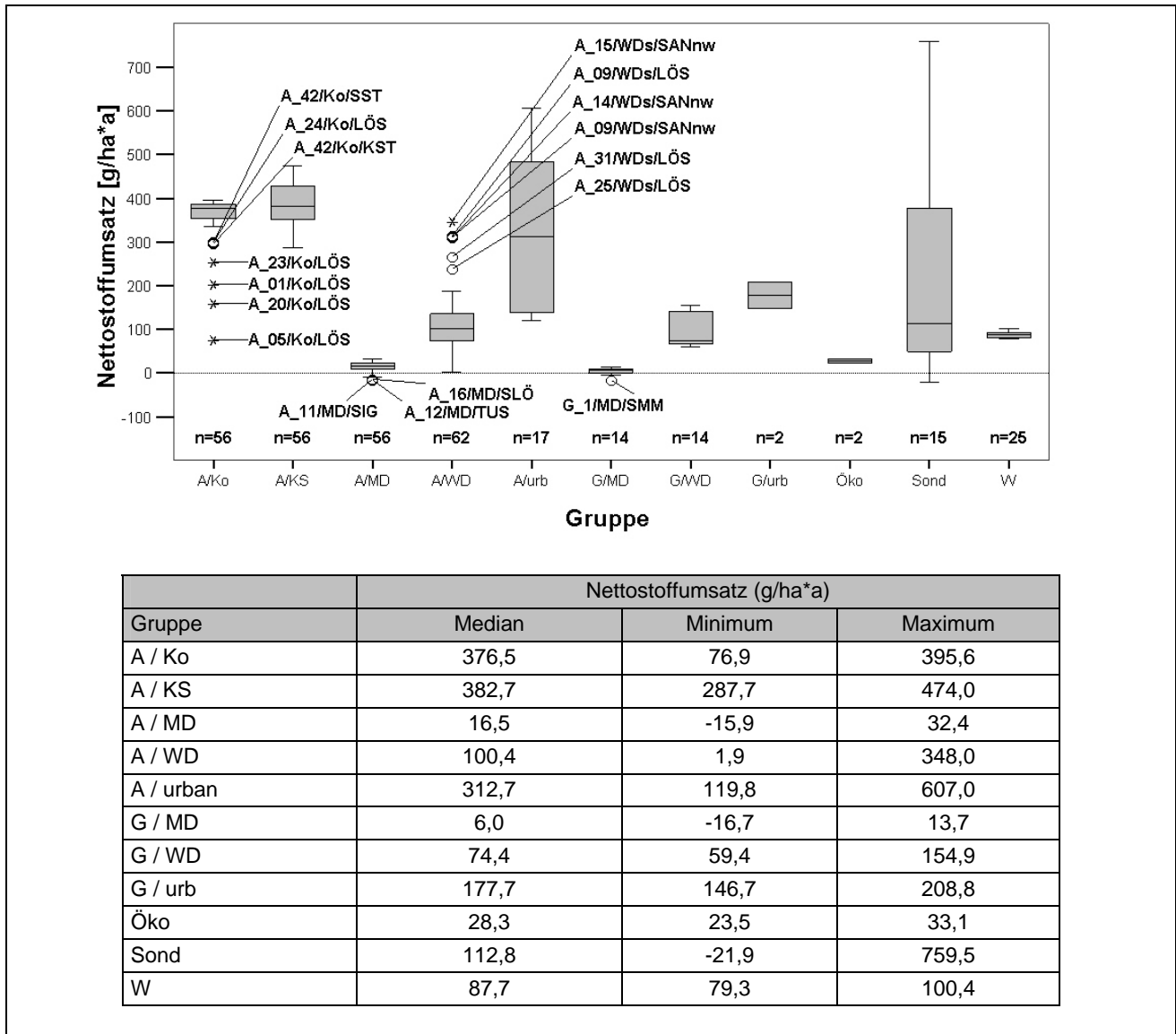
Auswertung für Kupfer

Der Überblick über die Ergebnisse zeigt für Kupfer gegenüber anderen Schadstoffen ein deutlich abweichendes Bild. Bilanzergebnisse nahe am Eintrags-/Austragsgleichgewicht weisen die konventionelle Grünlandbewirtschaftung und der Ackerbau, soweit sie auf die Düngestrategie Mineraldünger setzen, und die ökologische Flächenbewirtschaftung auf. Die Netto-Stoffumsätze liegen bei 6,0 g/ha (G_Mineraldünger), 16,5 g/ha (A_Mineraldünger) und 28,3 g/ha. Der Ökolandbau weist dabei die geringsten Eintragsfrachten auf (vgl. Abb. C 14), die etwas höheren Stoffumsätze sind auf Unterschiede im Austrag zurückzuführen.

Zwar ist der Beitrag der atmosphärischen Deposition signifikant, wie die Gegenüberstellung der Ergebnisse Grünlandbewirtschaftung rural und urban zeigt, zur Ausdifferenzierung der Bilanzergebnisse tragen aber auch die Düngestrategien bei. Kommunale Klärschlämme und Schweinegülle weisen hohe spezifische Gehalte auf. Entsprechend liegen die Bilanzergebnisse für die mit einer Kompostdüngung verbundenen Szenarien nicht wie bei anderen Schadstoffen über allen anderen Ergebnissen. Im Mittel liegen die Anreicherungen für Kompost bei 376,5 g/ha und für Klärschlamm bei 382,7 g/ha. Legt man bei der Strategie Wirtschaftsdünger allerdings einen Mix aus verschiedenen Güllen zugrunde, führt dies mit 100,4 g/ha zu deutlich geringeren Anreicherungen. Die ermittelten Maximalfrachten bei diesen Düngestrategien können höher liegen als die in § 11 BBodSchV geregelten jährlichen zulässigen Zusatzbelastungen (vgl. Abb. C 14).

Die Ergebnisse für die Szenarien mit den verschiedenen Sonderkulturen zeigen eine große Spannweite. Dies ist zum einen auf die Unterschiede zurückzuführen, die sich aus der Art der Düngung ergeben; zum anderen tragen auch die Gaben an kupferhaltigen Pflanzenschutzmitteln teilweise zum Ergebnis bei. Dies führt dazu, dass die Anreicherungen bei Sonderkulturen im Extrem (759,5 g/ha) deutlich die aus einer anderen Flächenbewirtschaftung übersteigen können.

Auch unter Forst zeigen sich gegenüber ruralen Landwirtschaftsszenarien vergleichsweise hohe Netto-Anreicherungen. Diese sind auf die atmosphärische Deposition zurückzuführen.



Gruppe	Nettostoffumsatz (g/ha*a)		
	Median	Minimum	Maximum
A / Ko	376,5	76,9	395,6
A / KS	382,7	287,7	474,0
A / MD	16,5	-15,9	32,4
A / WD	100,4	1,9	348,0
A / urban	312,7	119,8	607,0
G / MD	6,0	-16,7	13,7
G / WD	74,4	59,4	154,9
G / urb	177,7	146,7	208,8
Öko	28,3	23,5	33,1
Sond	112,8	-21,9	759,5
W	87,7	79,3	100,4

Abb. E 9: Nettostoffumsatz für Kupfer (Boxplots und statistische Kenngrößen)

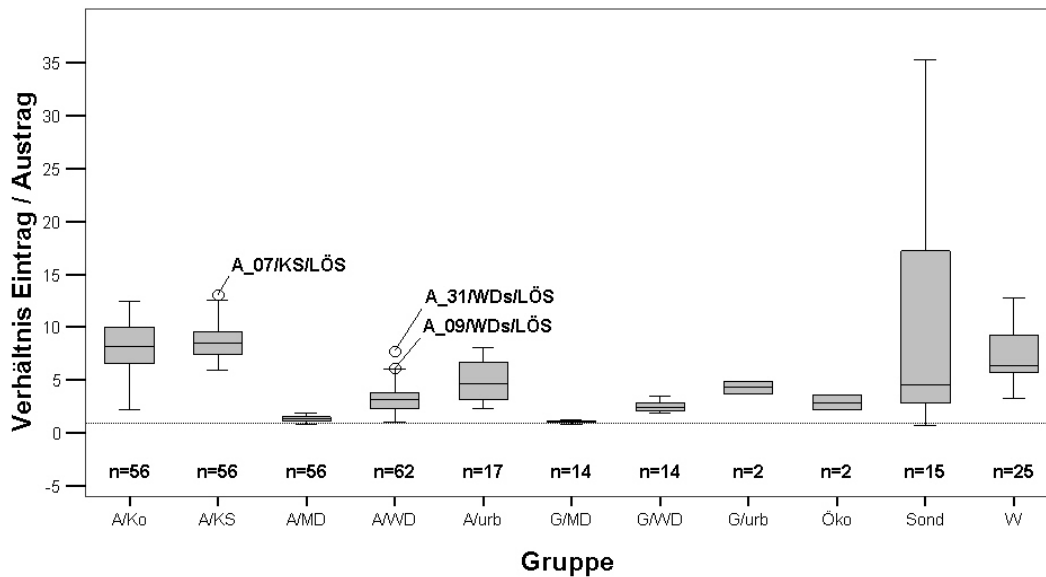


Abb. E 10: Verhältnis von Eintrags- zu Austragsfrachten für Kupfer

Auswertung für Nickel

Für Nickel übersteigen die Austräge über Sickerwasser in vielen Fällen die errechneten Stoffeinträge aus atmosphärischer Deposition und Flächenbewirtschaftung. Dies ist nur unter Wald und bei einer Flächenbewirtschaftung über die Düngestrategie Kompost nicht der Fall, sowie teilweise beim Anbau von Sonderkulturen und beim Einsatz von Klärschlamm. Die Nettostoffumsätze liegen bei konventioneller Ackernutzung im ruralen Umfeld bei 68,3 g/ha (Kompost), 1,2 g/ha (Klärschlamm), -27,2 g/ha (Mineraldünger) und -23,6 g/ha für Wirtschaftsdünger. Selbst im urbanen Umfeld zeigen sich hier bei konventioneller Ackerbaunutzung noch Austragsüberschüsse. Im Mittel liegt der Wert hier bei -7,8 g/ha.

Sowohl die Einträge über die atmosphärische Deposition als auch die Austräge über Sickerwasser weisen teilweise hohe Beträge auf. Der Einfluss der atmosphärischen Deposition wird z.B. an den Ergebnissen unter Wald deutlich. Wie aus Kapitel C entnommen werden kann, sind die Werte für Nickel bei Waldnutzung jedoch deutlich unsicher und wenig belastbar, die Eintragsfrachten können auch deutlich niedriger liegen. Gleichzeitig sind unter Grünland- und Ackernutzung vergleichsweise hohe Austräge durch das Sickerwasser zu verzeichnen. Diese Sickerwasserausträge sind unter Wald und unter Ackernutzung auf dem Bodenausgangsgestein Sand Nordwest deutlich geringer (vgl. Abb. E 13 und Kasten).

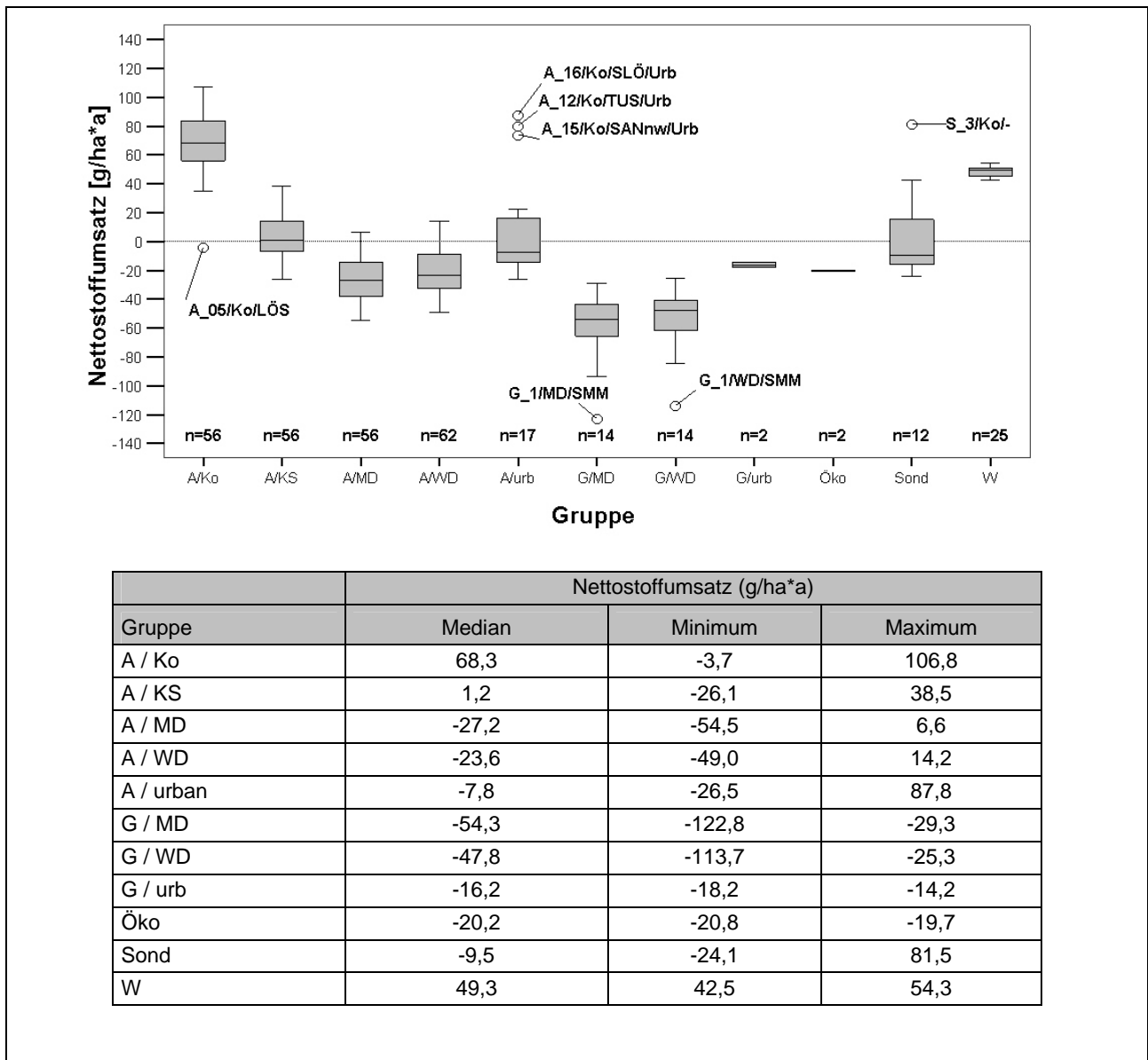


Abb. E 11: Nettostoffumsatz für Nickel (Boxplots und statistische Kenngrößen)

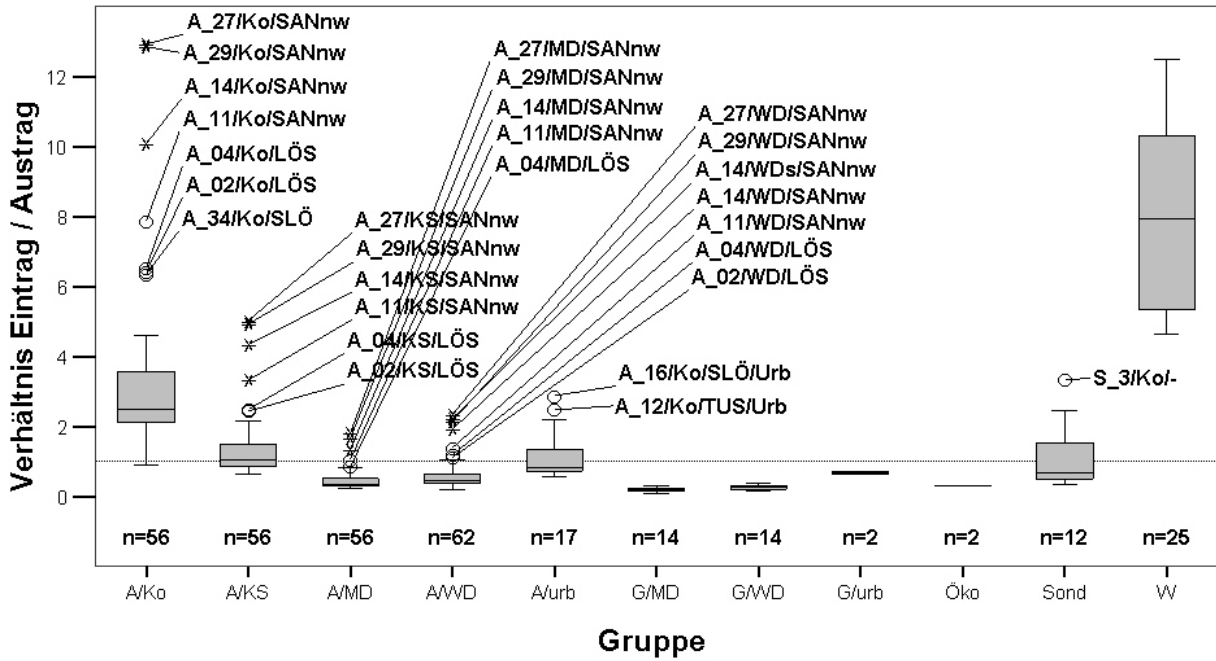


Abb. E 12: Verhältnis von Eintrags- zu Austragsfrachten für Nickel

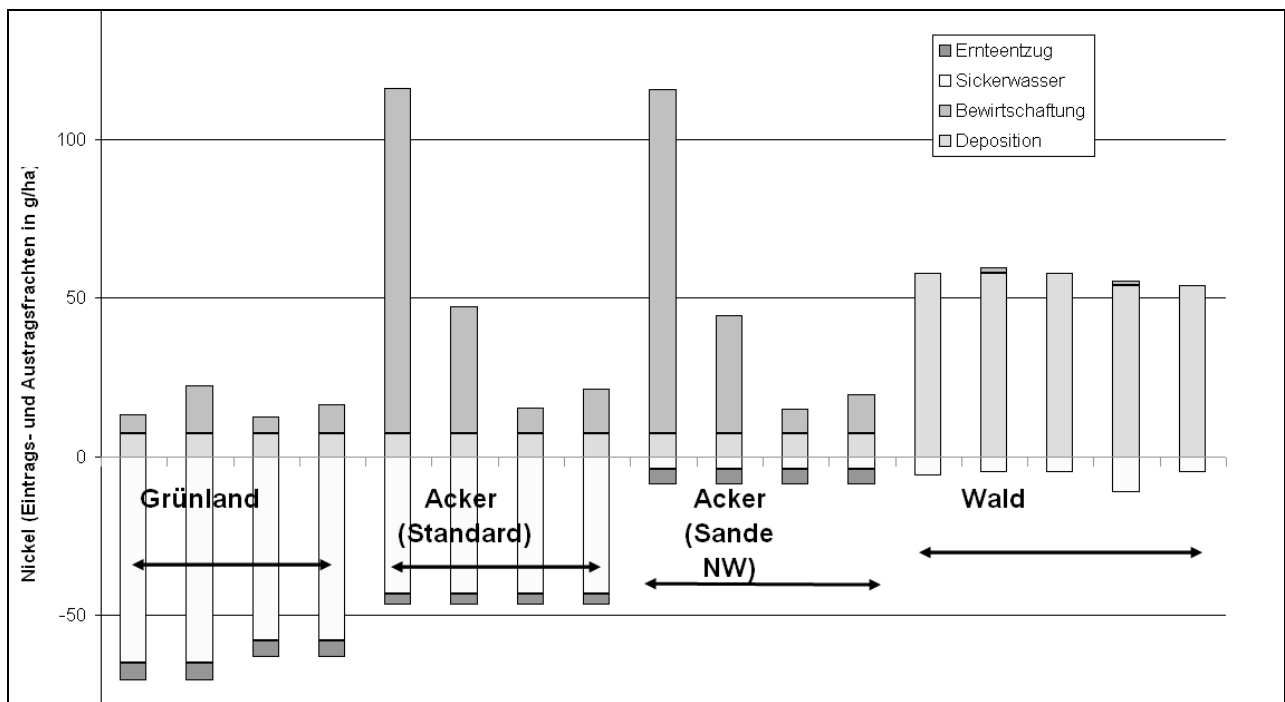


Abb. E 13: Vergleichende Darstellung von Eintrags- und Austragsfrachten für den Parameter Nickel

Berücksichtigung der Datengrundlage zum Sickerwasseraustrag bei Nickel, Chrom und Quecksilber

Bei der Interpretation für die unterschiedlichen Sickerwasserausträge für den Parameter Nickel sind die unterschiedlichen Datengrundlagen bei der Ermittlung der mittleren Sickerwasserkonzentration zu berücksichtigen: Für die landwirtschaftliche Nutzung (Acker und Grünland) werden in der Regel bundesweit die mittleren Sickerwasserkonzentrationen nach BIELERT et al. (1999) verwendet. Regionale Unterschiede werden anhand dieser Daten nicht berücksichtigt.

Da für das Bodenausgangsgestein ‚Sande Nordwest‘ in Niedersachsen Daten zu Sickerwasserkonzentrationen am Ort der Beurteilung (Übergangsbereich von der ungesättigten zur gesättigten Bodenzone) von DUIJNISVELD et al. (2006) vorliegen, werden diese aus Gründen der höheren regionalen Repräsentanz für die entsprechenden Raumeinheiten verwendet. Diese unterscheiden sich insbesondere bei Nickel von den im Normalfall für die landwirtschaftliche Raumeinheiten verrechneten Sickerwasserkonzentrationen nach BIELERT et al. (1999), die aus Lysimeteruntersuchungen bis zu 2 m Tiefe stammen (z.B. 1,6 µg Ni /l nach DUIJNISVELD et al. 2006 gegenüber 14,5 µg Ni /l nach BIELERT et al. 1999). Diese Differenzen sind auch bei Quecksilber und Chrom vorhanden. Für Waldböden wurden Ergebnisse aus den Level II – Untersuchungen des forstlichen Umweltmonitorings verwendet, die sich auf den Oberboden beziehen. Diese liegen in vergleichbarer Größenordnung wie die Daten nach DUIJNISVELD et al. (2006).

Bei der Begründung ist zu berücksichtigen, dass sich sowohl Chrom als auch Nickel häufig gesteinsbedingt in die Oberböden durchpausen, während natürliche Gehalte anderer Stoffe wie z.B. Blei stärker von anthropogenen Stoffeinträgen in die Oberböden überlagert werden. In der Folge stehen daher insbesondere im Unterboden Nickelvorräte für eine Mobilisierung zur Verfügung. Untersuchungen auf Dauerbeobachtungsflächen haben gezeigt, dass die Konzentrationen von Nickel im Bodensickerwasser mit zunehmender Bodentiefe ansteigen. Damit ist es möglich, dass die in diesem Vorhaben zur Quantifizierung des Sickerwasseraustrags verwendete vergleichsweise hohen Konzentrationen aus Bodentiefen bis 2 m Tiefe zu einer Überschätzung der Sickerwasserfrachten führen. Da die Proben aus der Untersuchung von DUIJNISVELD et al. (2006) teilweise aus dem oberflächennahen Grundwasser stammen, weisen diese wiederum geringere Konzentrationen auf, die jedoch für bestimmte Standortbedingungen als repräsentativ für das Bodensickerwasser angesehen werden können.

Hinsichtlich von Austragsfrachten von Nickel und Chrom aus Oberböden besteht aus genanntem Grund besonderer Forschungsbedarf. Für Quecksilber ist insbesondere die höhere Nachweisgrenze bei BIELERT et al. (1999) für die Unterschiede zwischen den Datengrundlagen ausschlaggebend, so dass auch hier der Bedarf an Messdaten höherer Sensivität besteht.

Auswertung für Quecksilber

Für Quecksilber zeigen sich ähnlich wie für Nickel Abreicherungen bei der Grünlandbewirtschaftung und beim konventionellen Ackerbau mit Mineral- und Wirtschaftsdünger sowie im Ökolandbau. Bei eher geringen Eintragsfrachten über Bewirtschaftung und Deposition ist bei Quecksilber der Austrag über Sickerwasser häufig eine entscheidende Größe für diese Abreicherung. Wie aus Abbildung C 15 entnommen werden kann, können die Düngestrategien Kompost und Klärschlamm jedoch im Extrem zu Eintragsfrachten führen, die nahe an denen nach §11 BBodSchV zulässigen Zusatzbelastungen liegen.

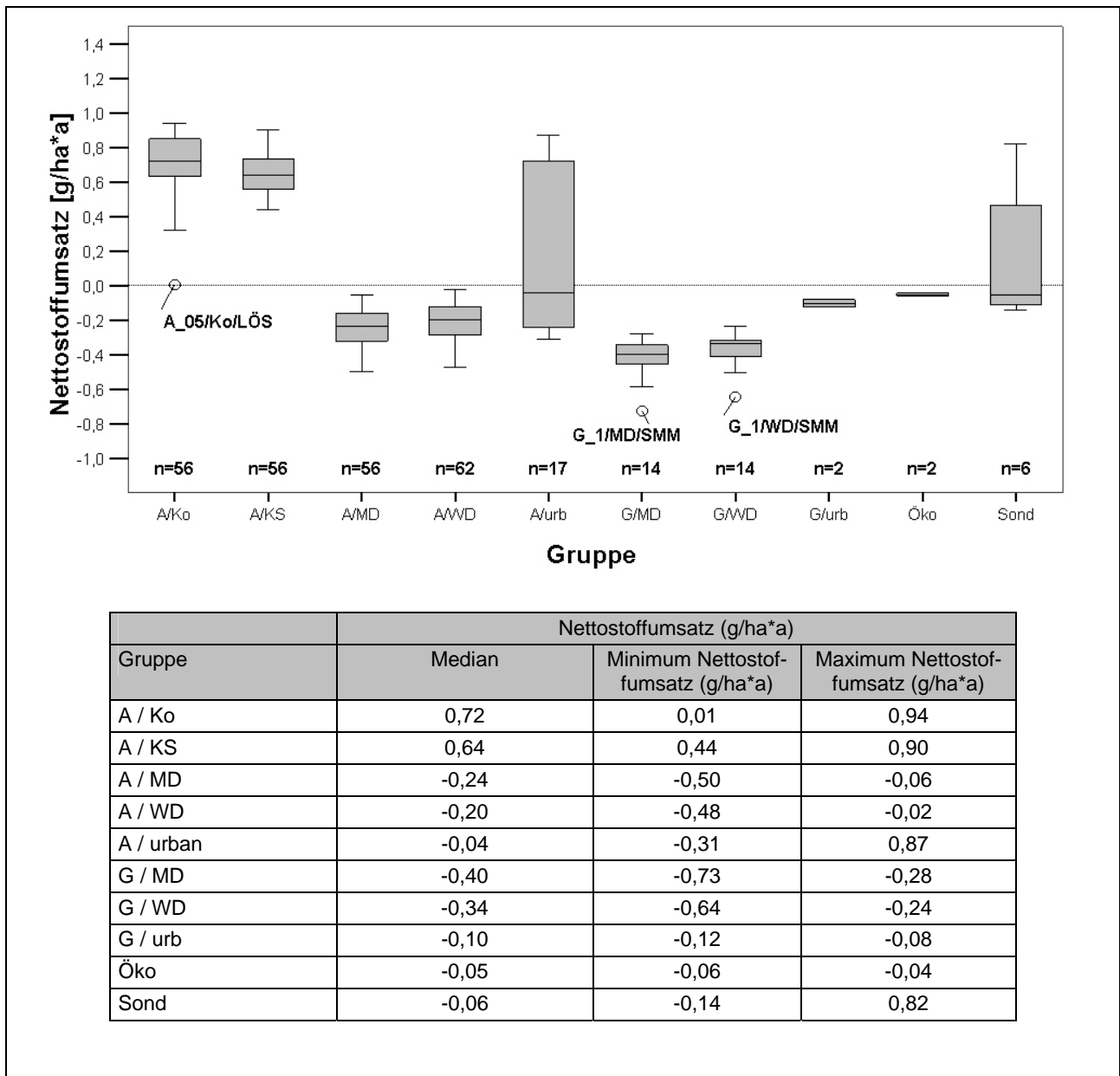


Abb. E 14: Nettostoffumsatz für Quecksilber (Boxplots und statistische Kenngrößen)

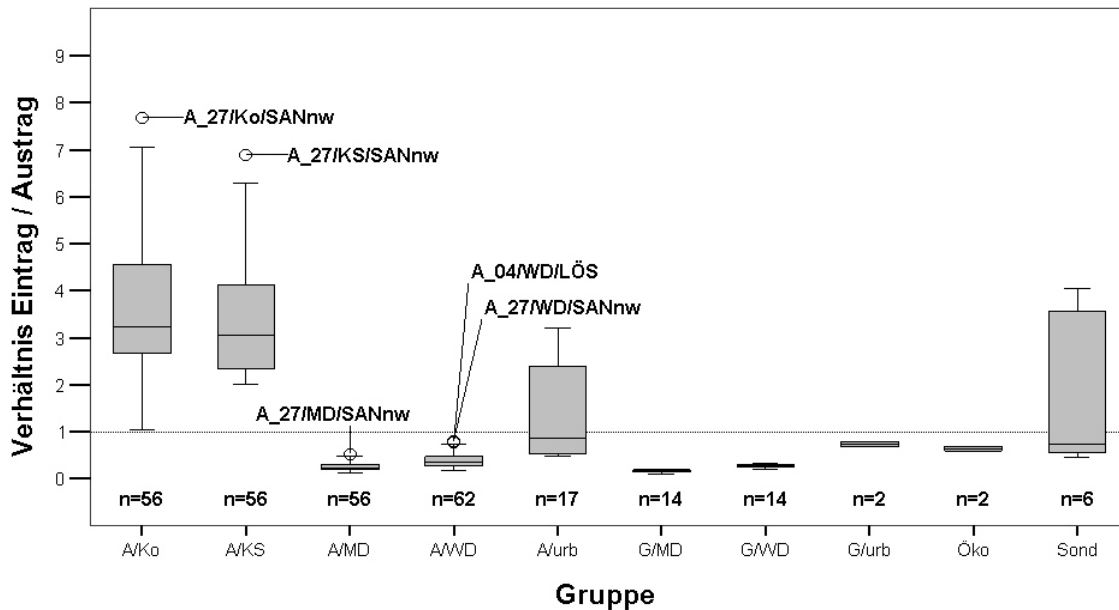


Abb. E 15: Verhältnis von Eintrags- zu Austragsfrachten für Quecksilber

Gründe für die Abreicherung liegen ähnlich wie bei Nickel in unterschiedlichen Datengrundlagen begründet (vgl. Kasten). So wird zur Quantifizierung der Austragsfracht unter Landwirtschaft die vergleichsweise hohe Hg-Konzentration im Sickerwasser nach BIELERT et al (1999) verwendet. Die hier unterschrittene Bestimmungsgrenze von 0,14 µg/l ist relativ hoch – z.B. liegt die LAWA-Geringfügigkeitsschwelle bei 0,2 µg/l. Für die Bilanzierung wurde die halbe Bestimmungsgrenze herangezogen. Es ist daher anzunehmen, dass der Sickerwasseraustrag für den Parameter Quecksilber überschätzt wird.

Als Ausnahmefall zeigen sich hier Raumeinheiten mit dem Bodenausgangsgestein Sande Nordwest in Niedersachsen. Für diese Raumeinheiten wird eine geringere Sickerwasserkonzentration nach DUIJNISVELD et al. (2006) zur Berechnung der Austragsfracht verwendet. Diese bezieht sich jedoch auf den Ort der Beurteilung und kann für den betrachteten Bilanzraum des Oberbodens zu gering ausfallen.

Wenn für die Bewirtschaftung der Flächen auf kommunale Klärschlämme oder Komposte zurückgegriffen wird, liegen wegen der hohen spezifischen Gehalte mit 0,6 g/ha bzw. 0,7 g/ha Anreicherungen vor. Diese Düngemittel beeinflussen auch die Ergebnisse der Szenarien Sonderkulturen.

Der Einfluss der atmosphärischen Deposition zeigt sich in Quecksilber-Anreicherungen bei Ackerbauszenarien in urbanen Regionen. Dabei ist zu beachten, dass bei Quecksilber (wie auch bei Thallium) Rechenwerte für den Depositionspfad verwendet wurden, die aus Bulk-Messungen abgeleitet wurden. Die Gesamtdosition wird damit nicht vollständig erfasst und kann in der Bilanzierung zu geringen Eintragsfrachten führen.

Auswertung für Thallium

Wie eine Gegenüberstellung der Ergebnisse für die Szenarien der Grünlandbewirtschaftung im ruralen und urbanen Umfeld zeigt, sind die Einflüsse für Thallium aus der atmosphärischen Deposition vergleichsweise gering. Sie tragen nicht wesentlich zur Ausdifferenzierung der Ergebnisse bei. Wie bei Quecksilber werden bei Thallium Rechenwerte für den Depositionspfad verwendet, die aus Bulk-Messungen abgeleitet wurden. Die Gesamtdeposition wird damit nicht vollständig erfasst und kann zu gering ausfallen. Der Austrag über das Sickerwasser beeinflusst in den meisten Fällen nur wenig das Ergebnis.

Auch bei Thallium sind es die unterschiedlichen spezifischen Gehalte der diskutierten Düngemittel, die wesentlich zur Ausdifferenzierung der Ergebnisse beitragen. Die Düngestrategien Kompost und Klärschlamm sind deshalb mit 0,7 g/ha und 0,4 g/ha in ruralem Umfeld höheren Anreicherungen verbunden, was auch die Ergebnisse für die Sonderkulturen und Ackerbau unter urbanen Bedingungen beeinflusst.

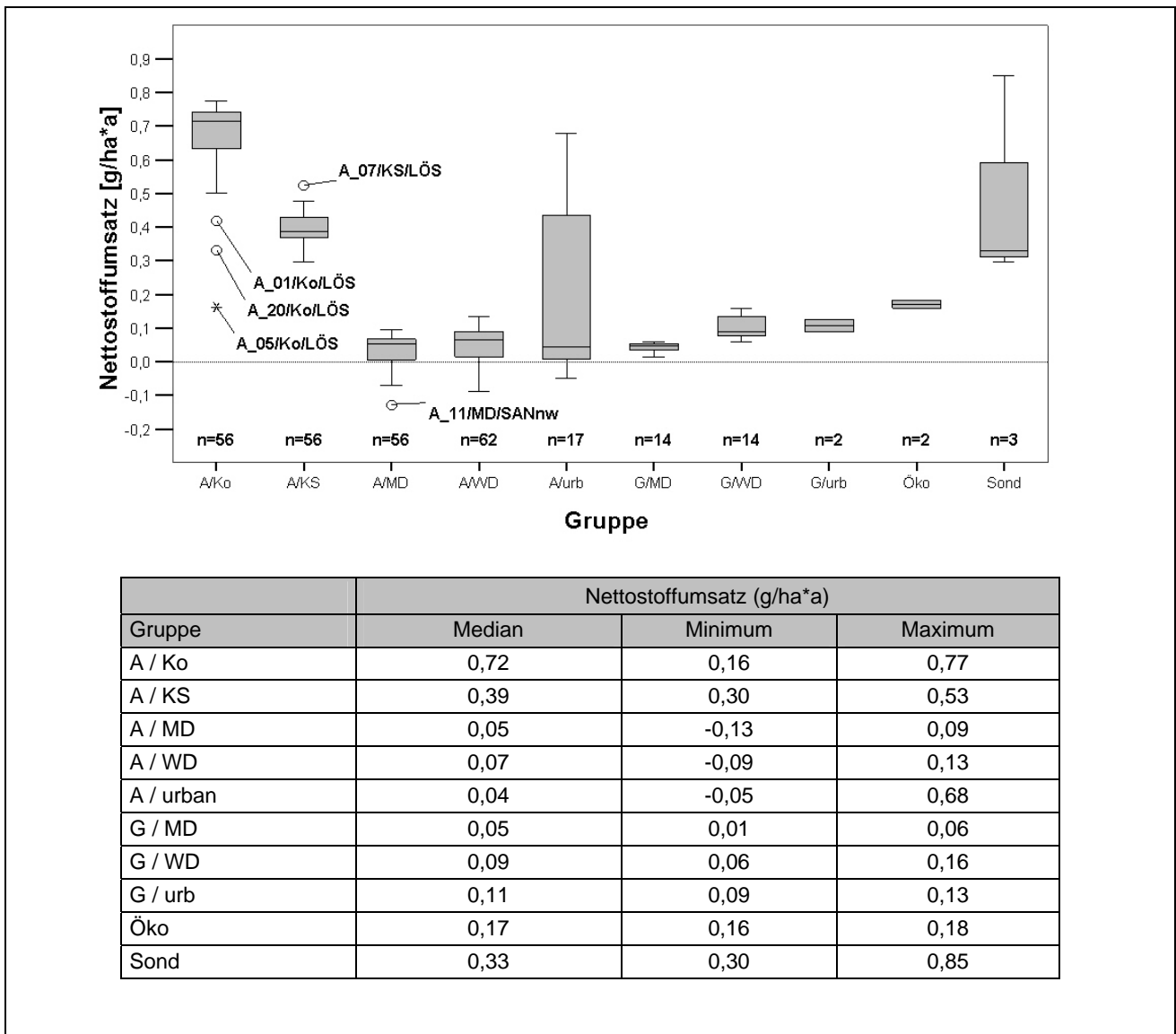


Abb. E 16: Nettostoffumsatz für Thallium (Boxplots und statistische Kenngrößen)

Wie eine Analyse der Eintragsfrachten zeigt (vgl. Abb. C 15), liegen die aus der Bewirtschaftung resultierenden Anteile im Ökolandbau niedriger als die aus der konventionellen Bewirtschaftung von Ackerflächen bzw. sind vergleichbar mit der einer konventionellen Mineraldüngung. Die in Abb. E 16 dokumentierten höheren Anreicherungen ergeben sich daher aus Unterschieden in den postulierten Stoffausträgen, wie auch aus Abbildung E 17 zu ersehen ist.

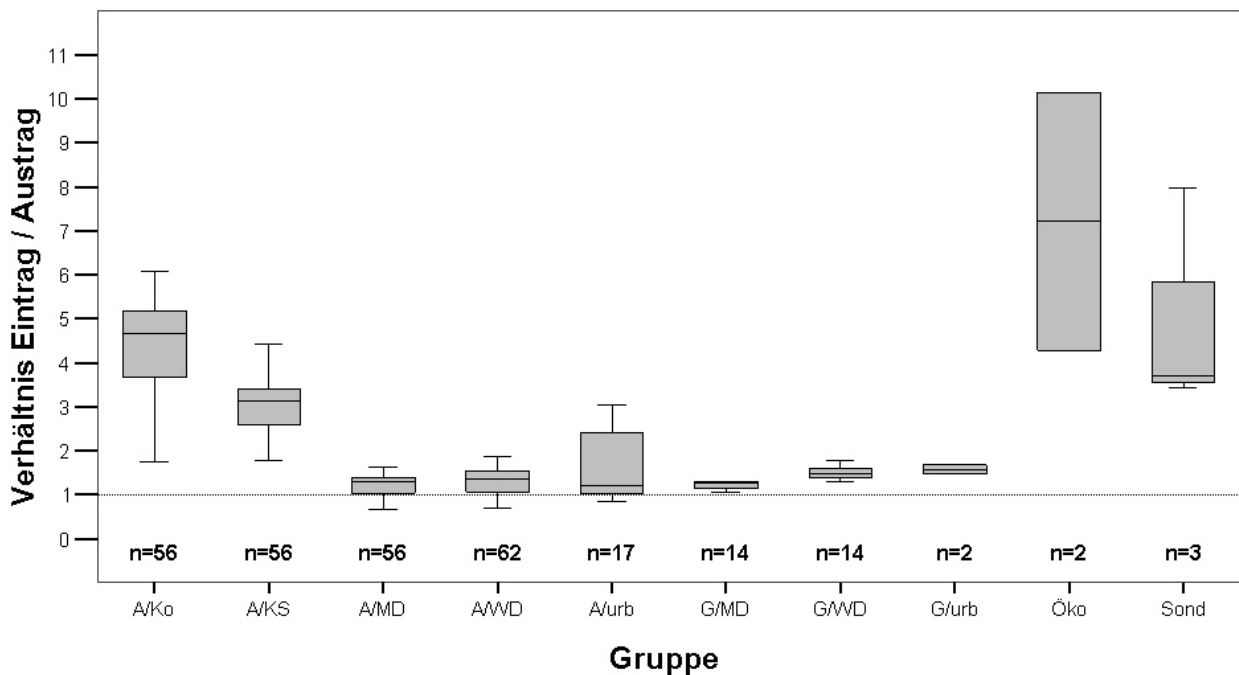


Abb. E 17: Verhältnis von Eintrags- zu Austragsfrachten für Thallium

Auswertung für Zink

In den Ergebnissen für Zink wird wie bei den anderen besprochenen Parametern der Einfluss aus der Bewirtschaftung der Flächen und der damit verbundenen Düngestrategien deutlich. Deshalb weisen auch hier die Szenarien, die mit einer Düngung über Kompost oder Klärschlamm verbunden sind, die höchsten Anreicherungen auf. Darauf sind auch die Ergebnisse für die Szenarien Sonderkulturen und A/urban zurückzuführen. Bei Kompost sind einige Ausreißer zu beachten, die aber vor allem auf geringere Anwendungsmengen von Kompost innerhalb der Düngestrategie zurückgehen.

Auch die Szenarien mit Wirtschaftsdüngergaben weisen eine hohe Spannweite in den Bilanzergebnissen auf. Besonders hohe Anreicherungen treten dann auf, wenn ausschließlich Schweinegülle eingesetzt wird.

Die ermittelten Netto-Stoffumsätze liegen für konventionellen Ackerbau je nach Düngestrategie zwischen 1.364 g/ha für Kompost und 127,4 g/ha für Mineraldünger. Bei urbanem Einfluss liegt der Netto-Stoffumsatz für Ackerbau (ohne Differenzierung nach Düngestrategie) im Mittel bei 935,8 g/ha. Die Umsätze liegen bei einer konventionellen Grünlandbewirtschaftung deutlich niedri-

ger und weisen bei einer Düngestrategie Mineraldünger sogar Austragsüberschüsse auf. Wie aus Abbildung C 15 ersehen werden kann, liegen die Einträge aus der ökologischen Bewirtschaftung der Flächen unter denen der konventionellen. Die in Abbildung E 18 aufgezeigten höheren Stoffumsätze liegen daher in Unterschieden der Austragsfrachten begründet.

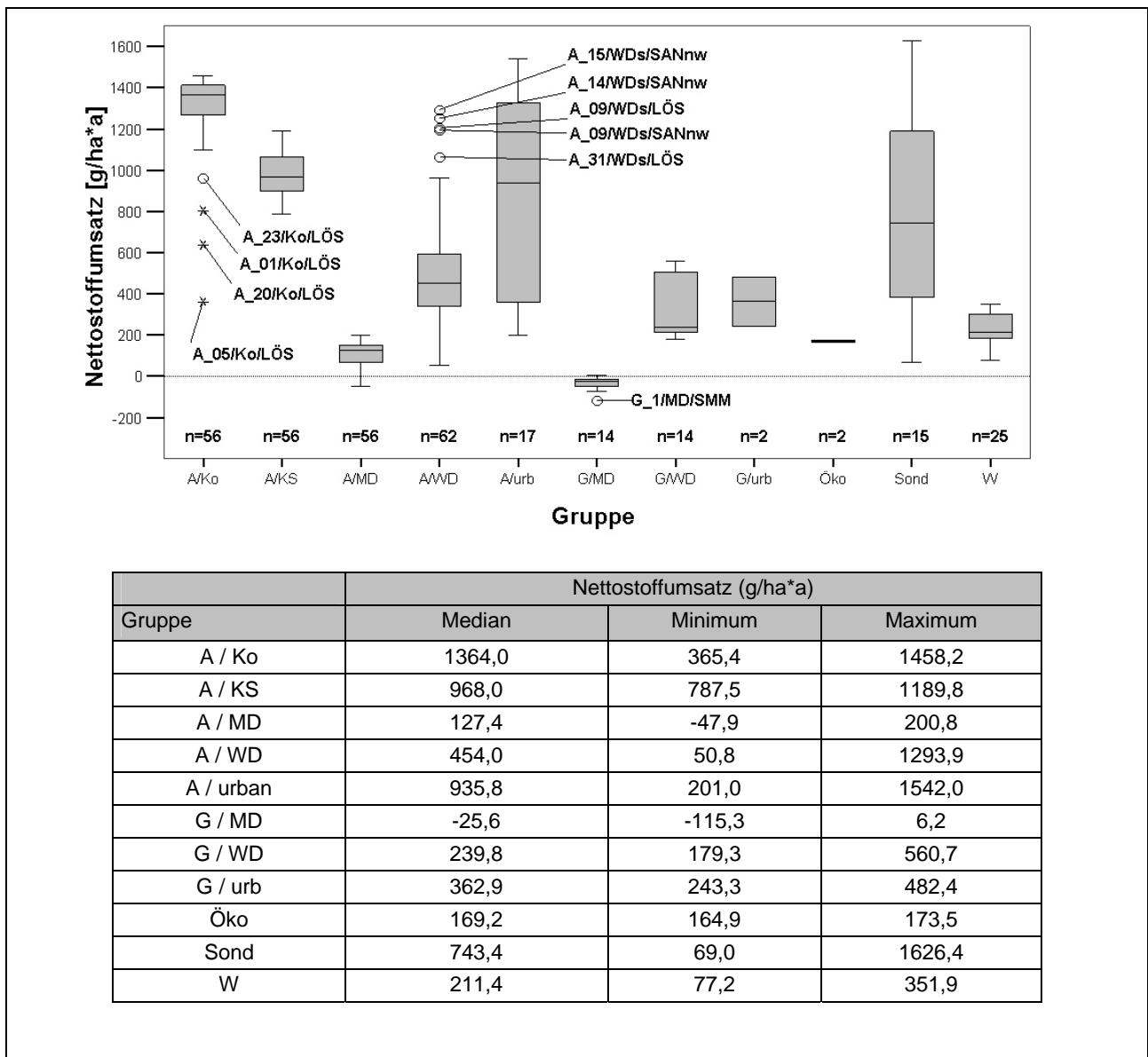


Abb. E 18: Netztstoffumsatz für Zink (Boxplots und statistische Kenngrößen)

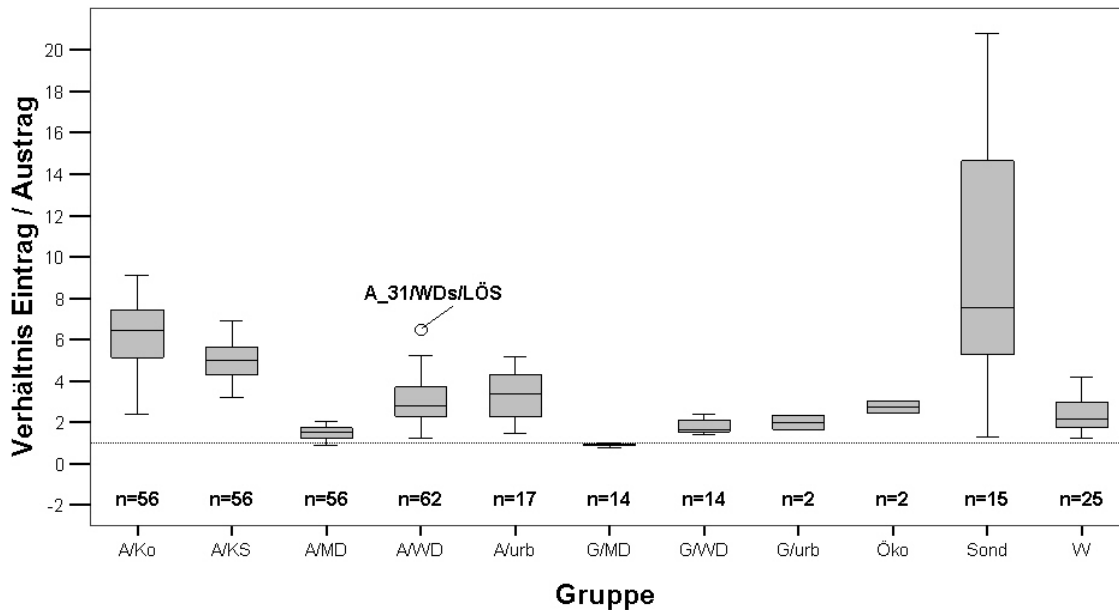


Abb. E 19: Verhältnis von Eintrags- zu Austragsfrachten für Zink

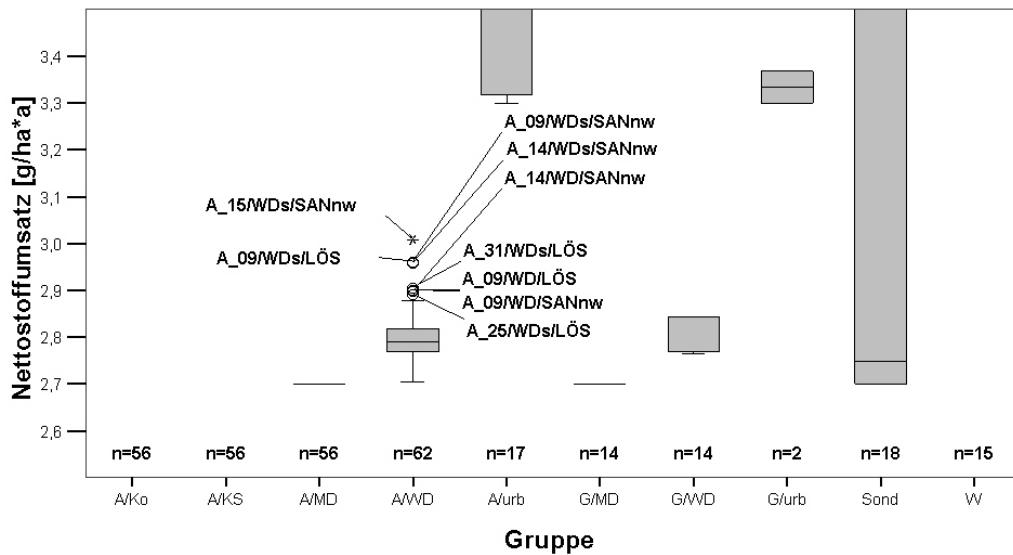
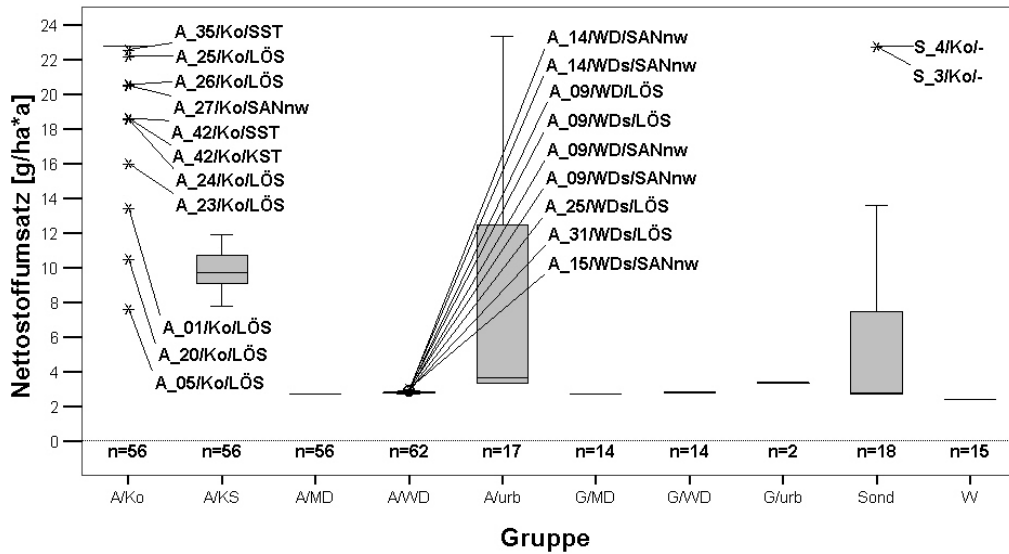
Auswertung für organische Schadstoffe

Bei den organischen Schadstoffen PAK, BaP, PCB und PCDD/F ähneln sich die Ergebnisse der Bilanzierung. Eine Eintrags-/Austragsbilanzierung kann nicht durchgeführt werden, weil – wie dargestellt – für die Frachten organischer Schadstoffe sowohl für Sickerwasser als auch für Erntegut Nullwerte eingesetzt wurden.

Bei allen Stoffen resultiert eine gewisse Grundlast bzw. ein Stoffeintrag aus der atmosphärischen Deposition. Da keine Austragsfrachten diskutiert werden, ist ihr Anteil bei den Szenarienergebnissen zu erkennen, die auf eine Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Flächen mittels Mineraldünger setzen. Diese Düngemittel weisen keine oder keine signifikante Belastung an organischen Schadstoffen auf. Die Unterscheidung zwischen ruralen und urbanen Räumen spielt für die Schadstoffeinträge aus der atmosphärischen Deposition eine eher geringe Rolle, wie man aus der Gegenüberstellung G_MD rural und G_urban (vgl. z.B. Abb. E 20) ersehen kann.

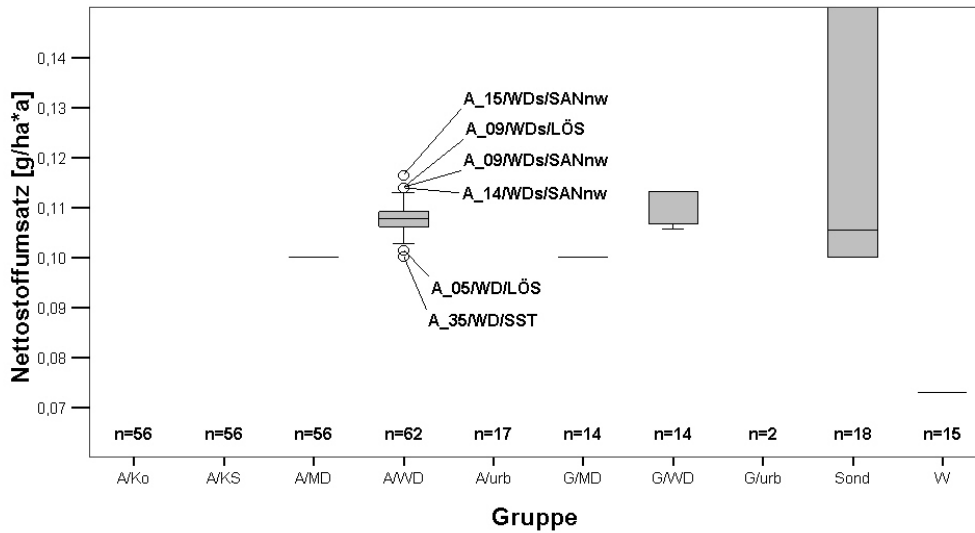
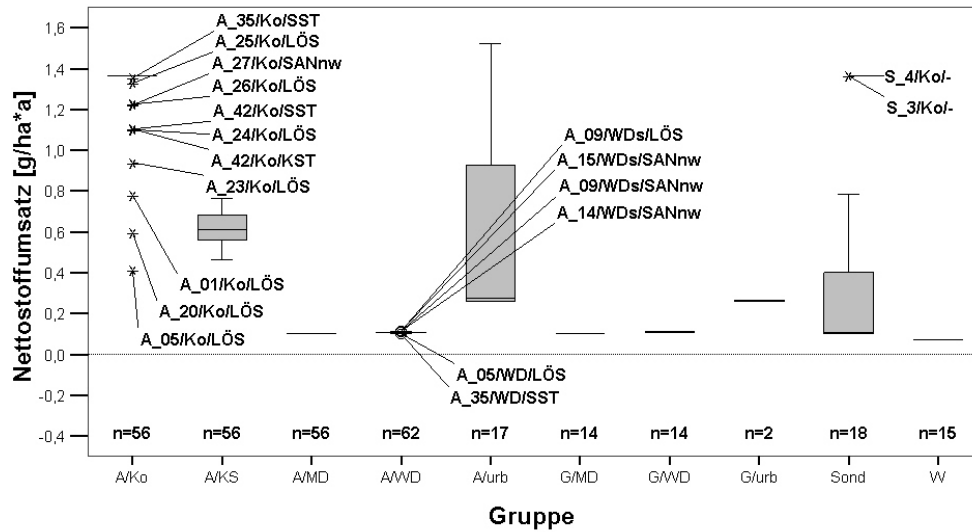
Während die Bewirtschaftung mit Wirtschaftsdünger wenig zu einer weiteren Ausdifferenzierung beiträgt, weisen kommunale Klärschlämme und Kompost vergleichsweise hohe Gehalte auf. Auf diese Einflüsse ist auch die vergleichsweise hohe Bandbreite in den Bilanzergebnissen für die Szenarien Sonderkulturen und A/urban zurückzuführen.

Für nahezu alle Szenarien, die auf der Düngestrategie Kompost beruhen, zeigt sich für alle Schadstoffe ein analoges Bilanzergebnis. Bei etwa 20 % der Szenarien weichen die Bilanzergebnisse – teilweise deutlich – nach unten ab. Da für organische Schadstoffe andere Einflüsse weitgehend ausgeblendet sind, zeigen diese Ergebnisse die Auswirkungen der Kompostausbringung. Da in den meisten Fällen die gesetzlich zulässige Höchstmenge an Kompost ausgebracht wird, sind für diese Szenarien gleiche Eintragsfrachten zu verzeichnen. Die Abweichungen ergeben sich ausschließlich aus geringen Kompostgaben.



Gruppe	Nettonstoffumsatz (g/ha*a)		
	Median	Minimum	Maximum
A / Ko	22,74	7,64	22,74
A / KS	9,73	7,74	11,88
A / MD	2,7	2,7	2,7
A / WD	2,79	2,70	3,01
A / urban	3,61	3,30	23,34
G / MD	2,7	2,7	2,7
G / WD	2,77	2,76	2,84
G / urb	3,33	3,30	3,37
Sond	2,75	2,70	22,74
W	2,4	2,4	2,4

Abb. E 20: Nettonstoffumsatz für PAK (Boxplots und statistische Kenngrößen; Abb. unten: Ausschnitt für kleineren Wertebereich)



Gruppe	Nettostoffumsatz (g/ha*a)		
	Median	Minimum	Maximum
A / Ko	1,36	0,41	1,36
A / KS	0,61	0,47	0,77
A /MD	0,1	0,1	0,1
A / WD	0,11	0,10	0,12
A / urban	0,28	0,26	1,52
G /MD	0,1	0,1	0,1
G / WD	0,11	0,11	0,11
G / urb	0,26	0,26	0,27
Sond	0,11	0,10	1,36
W	0,073	0,073	0,073

Abb. E 21: Auswertung für BaP (Boxplots und statistische Kenngrößen; Abb. unten: Ausschnitt für kleineren Wertebereich)

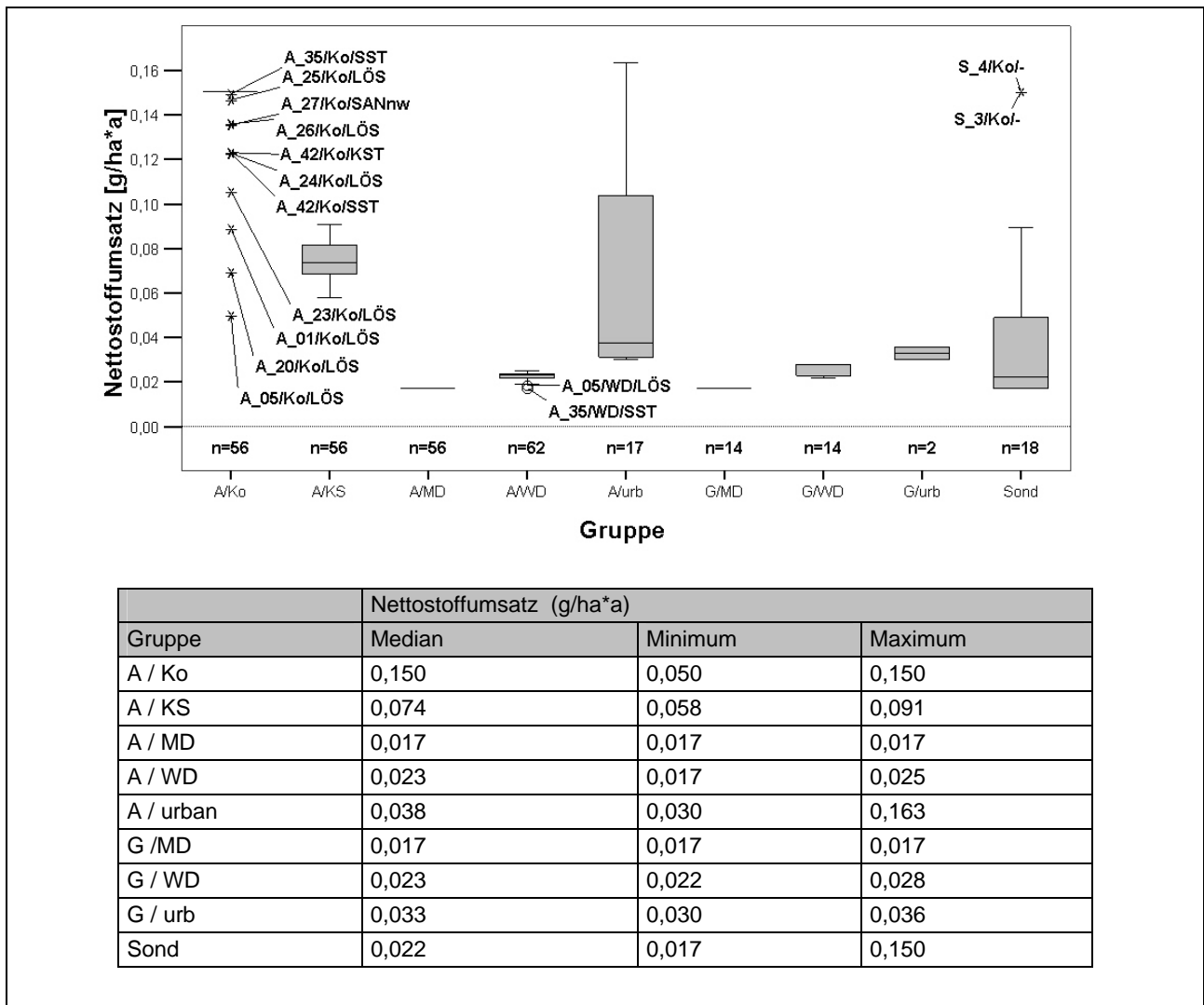


Abb. E 22: Nettostoffumsatz für PCB (Boxplots und statistische Kenngrößen)

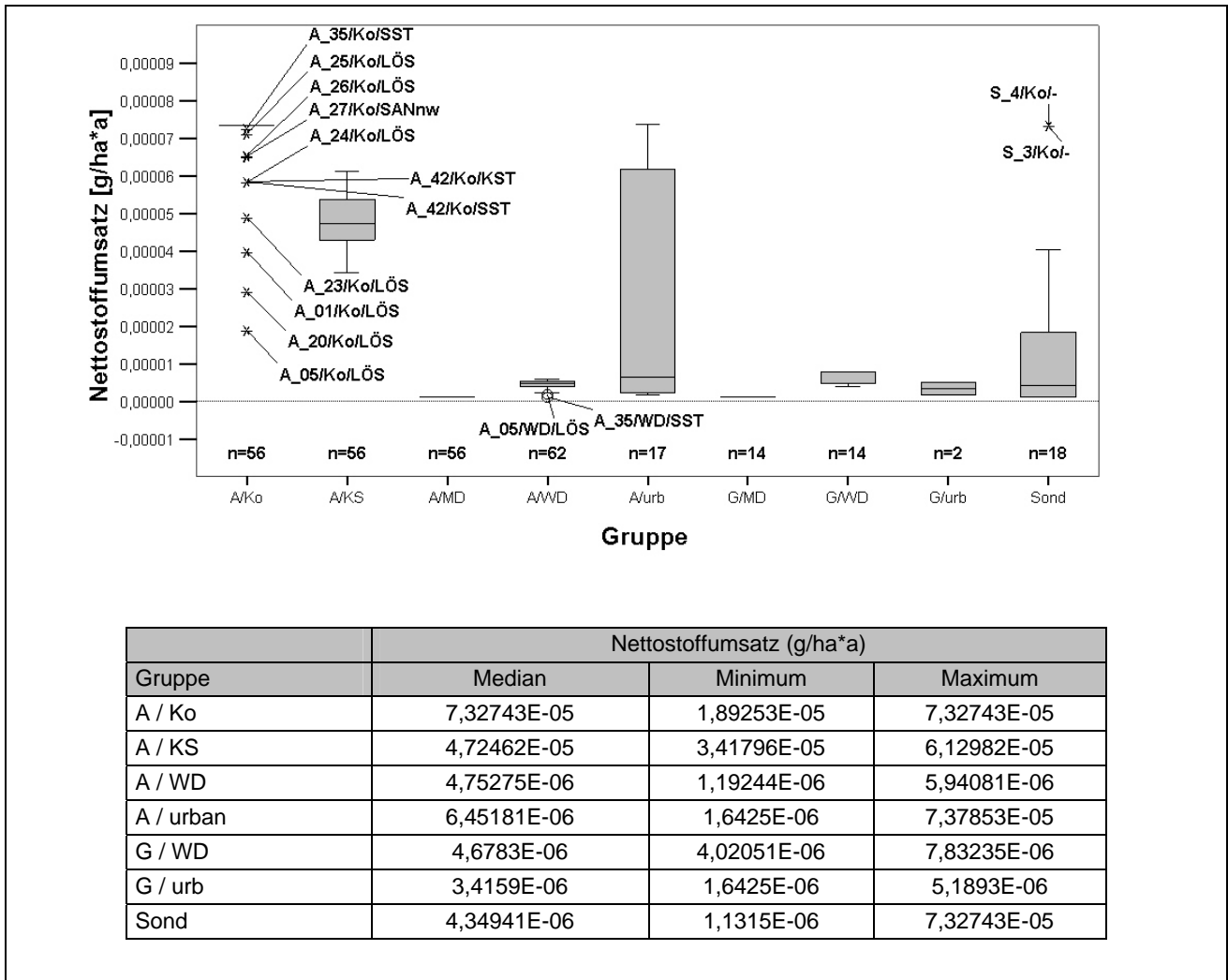


Abb. E 23: Nettostoffumsatz für PCDD/F (Boxplots und statistische Kenngrößen)

E 3.3 Detaillierte Gegenüberstellung von Eintrag und Austrag für Cadmium und Kupfer

Mit einer Gegenüberstellung von Eintrag und Austrag für ausgewählte Bilanz-Szenarien lässt sich die Dominanz von unterschiedlichen Pfaden veranschaulichen (vgl. Abb. E 24 bis Abb. E 32). Am Beispiel der Parameter Cadmium und Kupfer werden die Unterschiede der Eintrags- und Austragsfrachten stellvertretend für weitere Stoffe dargestellt. Im Ergebnis zeigt sich, dass die Einträge meist deutlich über den Austrägen liegen. In den nachfolgenden Abbildungen werden die aus der Düngestrategie resultierenden Extreme in der konventionellen Landwirtschaft aufgezeigt.

Beispiel Cadmium

Wie an den Darstellungen für Cadmium erkennbar (vgl. Abb. E 24 bis Abb. E 27), reicht nur bei urbanen Verhältnissen, d.h. bei einer höheren Luftschadstoffbelastung, die Fracht aus der atmosphärischen Deposition in etwa an die Frachten heran, die aus der Düngung der Ackerflächen resultieren. Ebenso deutlich wird, dass sich diese Frachten durch die Wahl der Düngestrategie beeinflussen lassen. Bei Cadmium ist die Düngung mit einer Kombination aus Wirtschaftsdünger und Mineraldünger gegenüber allen alternativen Strategien vorteilhaft. Im urbanen Bereich liegt die aus der Bewirtschaftung stammende Eintragsfracht ungefähr in der Höhe der Eintragsfracht aus der atmosphärischen Deposition. Bei vielen anderen Schadstoffen ist eher die Strategie der ausschließlichen mineralischen Düngung mit diesen geringen Frachten verbunden.

Das gleiche Bild zeigt sich im Prinzip bei der konventionellen Grünlandwirtschaft und dem Sonderkulturanbau. Wird auf Mineraldünger zurückgegriffen, liegen die gesamten Einträge im Vergleich zu den Ergebnissen für die Düngestrategie Wirtschaftsdünger höher und die relative Bedeutung des aus der Düngung stammenden Anteils steigt. Dies gilt immer dann nicht, wenn es sich um eine Raumeinheit in urbanem Umfeld handelt mit entsprechend hohen Depositionsfrachten aus der Atmosphäre. In der Forstwirtschaft wird die Eintragsfracht nahezu ausschließlich über die Deposition bestimmt.

Die Austräge erfolgen über die Abfuhr des Ernteguts und über das Sickerwasser in tiefere Bodenschichten bzw. das Grundwasser. Wie die nachfolgenden Abbildungen zeigen, sind Unterschiede in der Austragsfracht unter landwirtschaftlicher Nutzung v.a. durch den Ernteentzug bedingt. Die Massen des Ernteguts haben bis auf wenige Ausnahmen den wesentlichen Anteil an den Schadstoff-Austragsfrachten.

Deutlich anders verhält sich dies in der Forstwirtschaft. Hier sind in der Regel sehr geringe Austräge über den Ernteentzug, d.h. die Abfuhr von Hölzern vorhanden, während gleichzeitig höhere Sickerwasserausträge vorliegen. Die höheren Sickerwasserausträge unter Wald, insbesondere unter Nadelwald, können mit der höheren Mobilisierung von Cadmium bei geringen pH-Werten erklärt werden.

Beispiel Kupfer

Bei Kupfer zeigen sich im Vergleich zu Cadmium insbesondere für den Einsatz von Wirtschaftsdünger deutliche Unterschiede zwischen den Anbautypen (vgl. Abb. E 28 bis Abb. E 32). Dies ist durch die Verwendung von Schweinegülle zu erklären. Höhere Eintragsfrachten durch die Bewirtschaftung zeigen sich auch im Weinbau und beim Anbau von Möhren. Die Sickerwasserausträge unter Wald sind geringer als in der Landwirtschaft. Die Netto-Stoffumsätze werden hier wesentlich von den Einträgen bestimmt und unterscheiden sich unter den bilanzierten Szenarien nicht bzw. kaum. Auf eine grafische Darstellung wird daher verzichtet.

E Ergebnisse

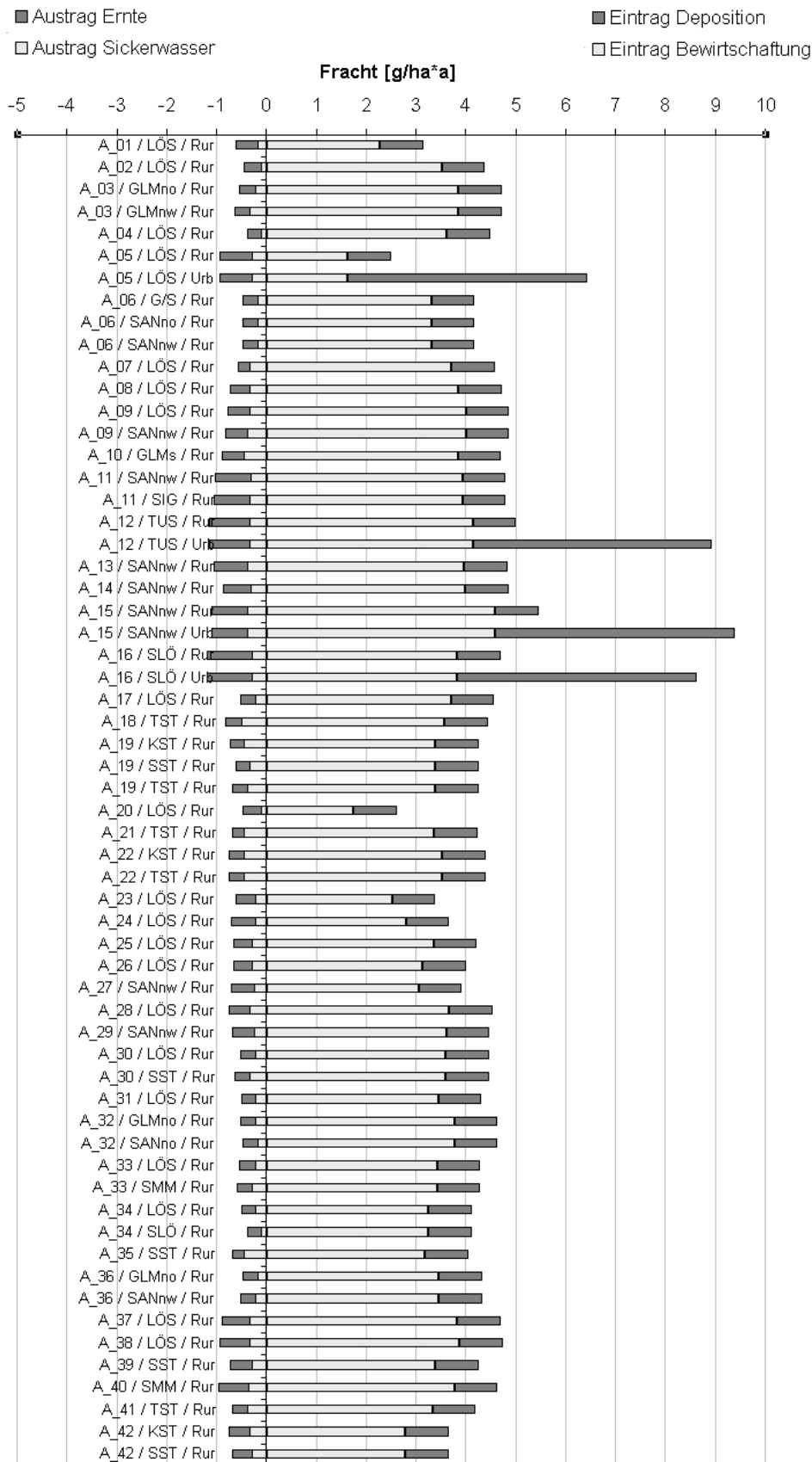


Abb. E 24: Cadmium-Frachten im konv. Ackerbau mit Bewirtschaftungsstrategie Kompost

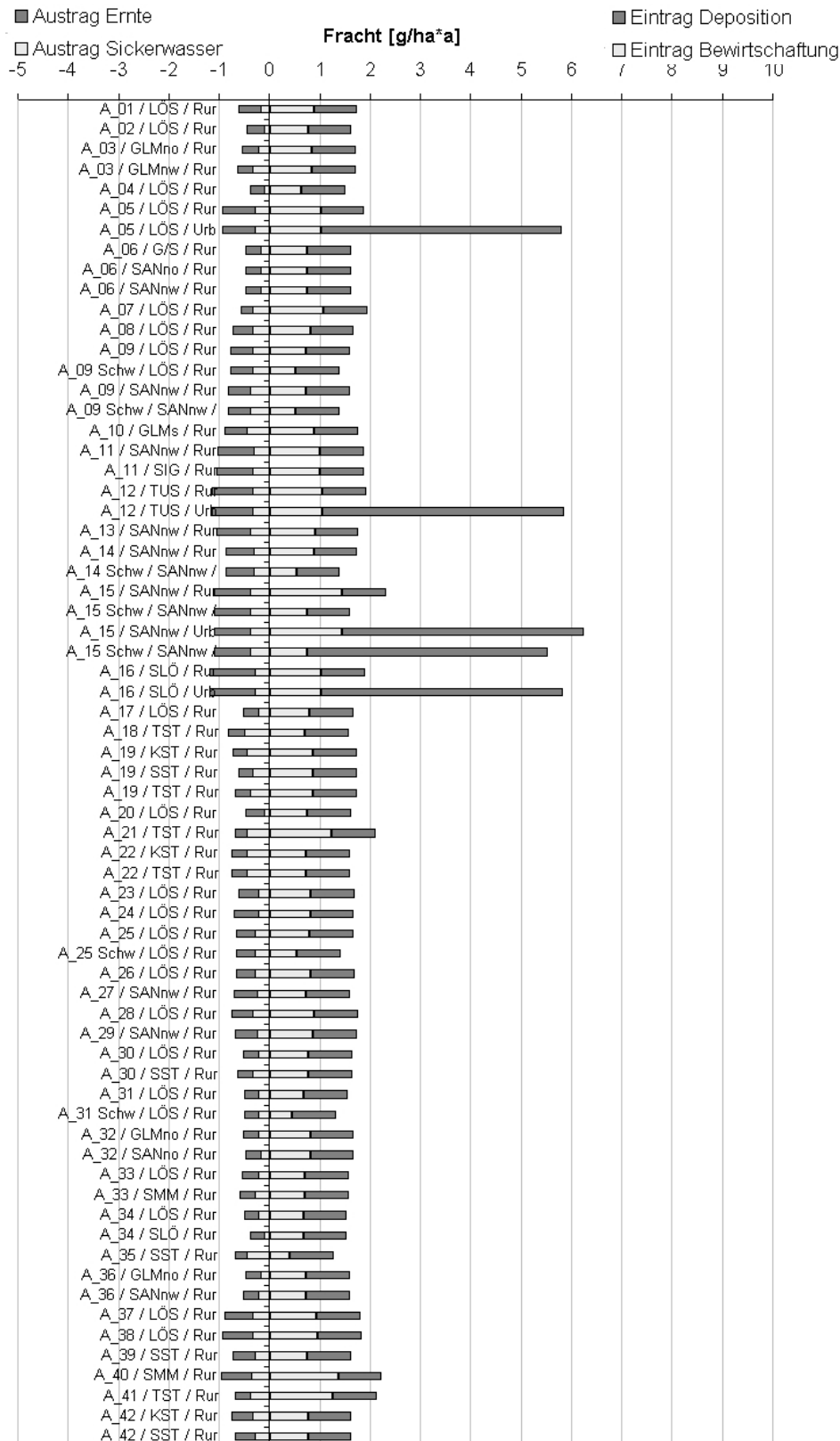


Abb. E 25: Cadmium-Frachten im konv. Ackerbau mit Bewirtschaftungsstrategie Wirtschaftsdünger

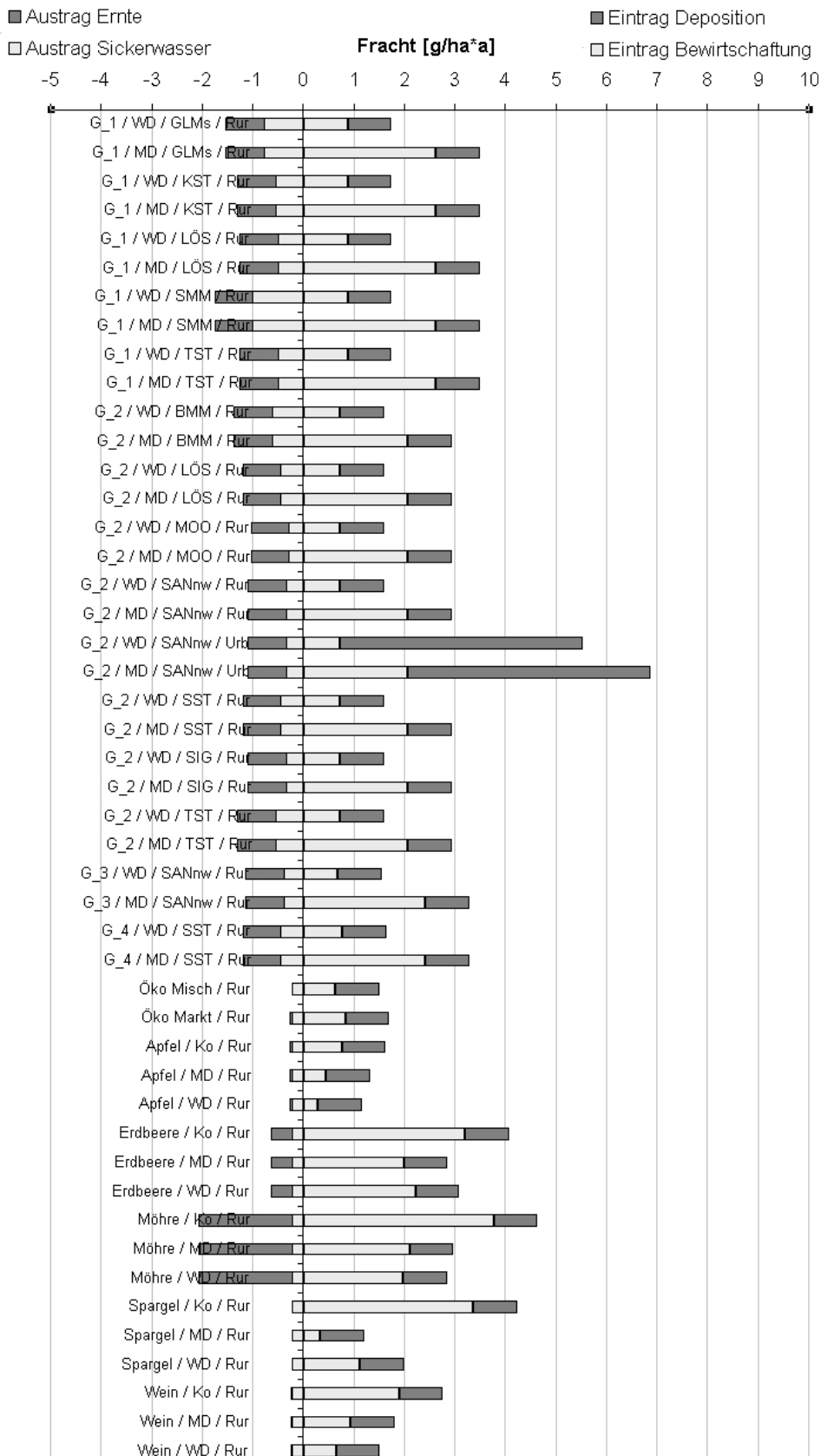


Abb. E 26: Cadmium-Frachten in der konv. Grünlandwirtschaft, im Ökolandbau und beim Anbau von Sonderkulturen

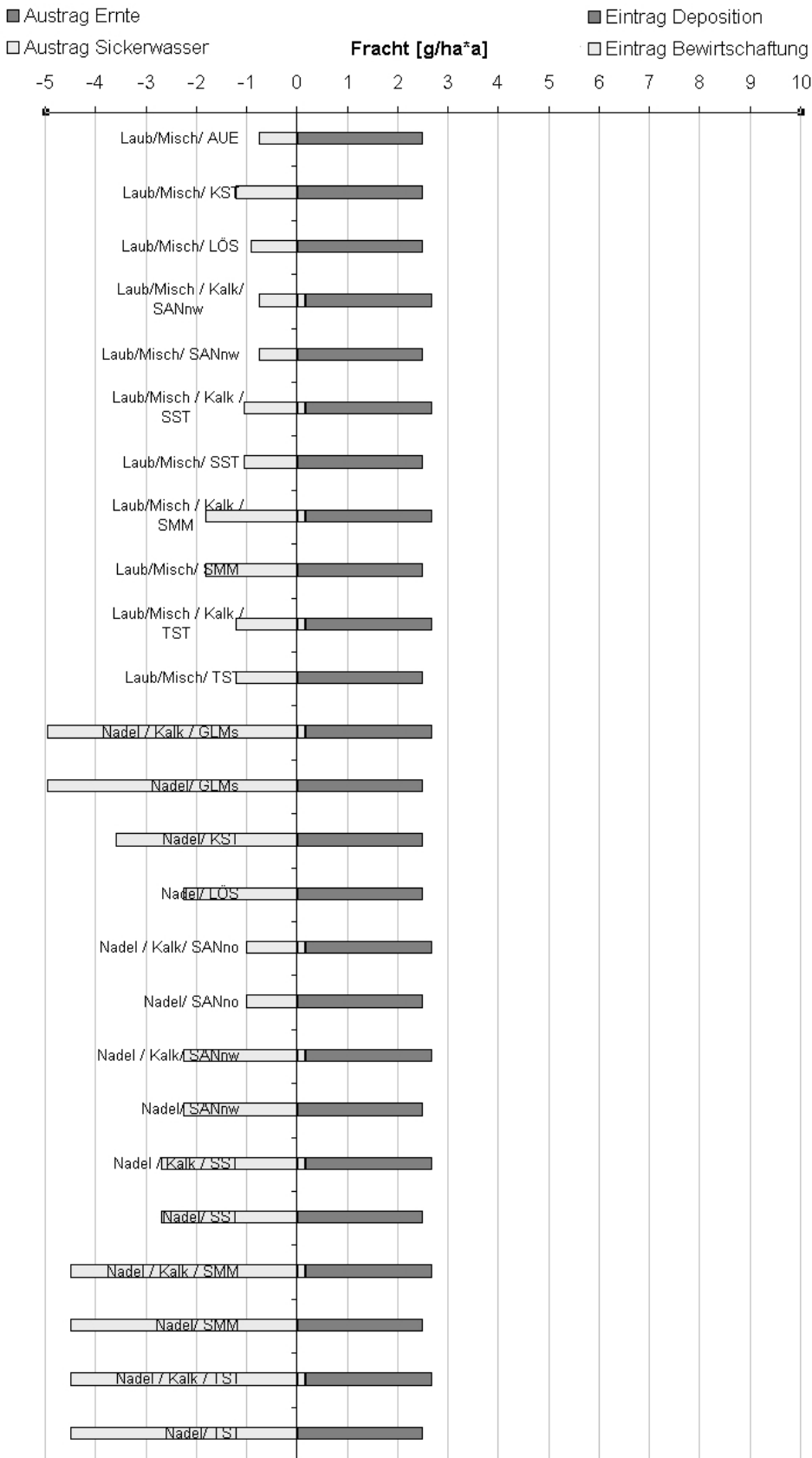


Abb. E 27: Cadmium-Frachten in der Forstwirtschaft

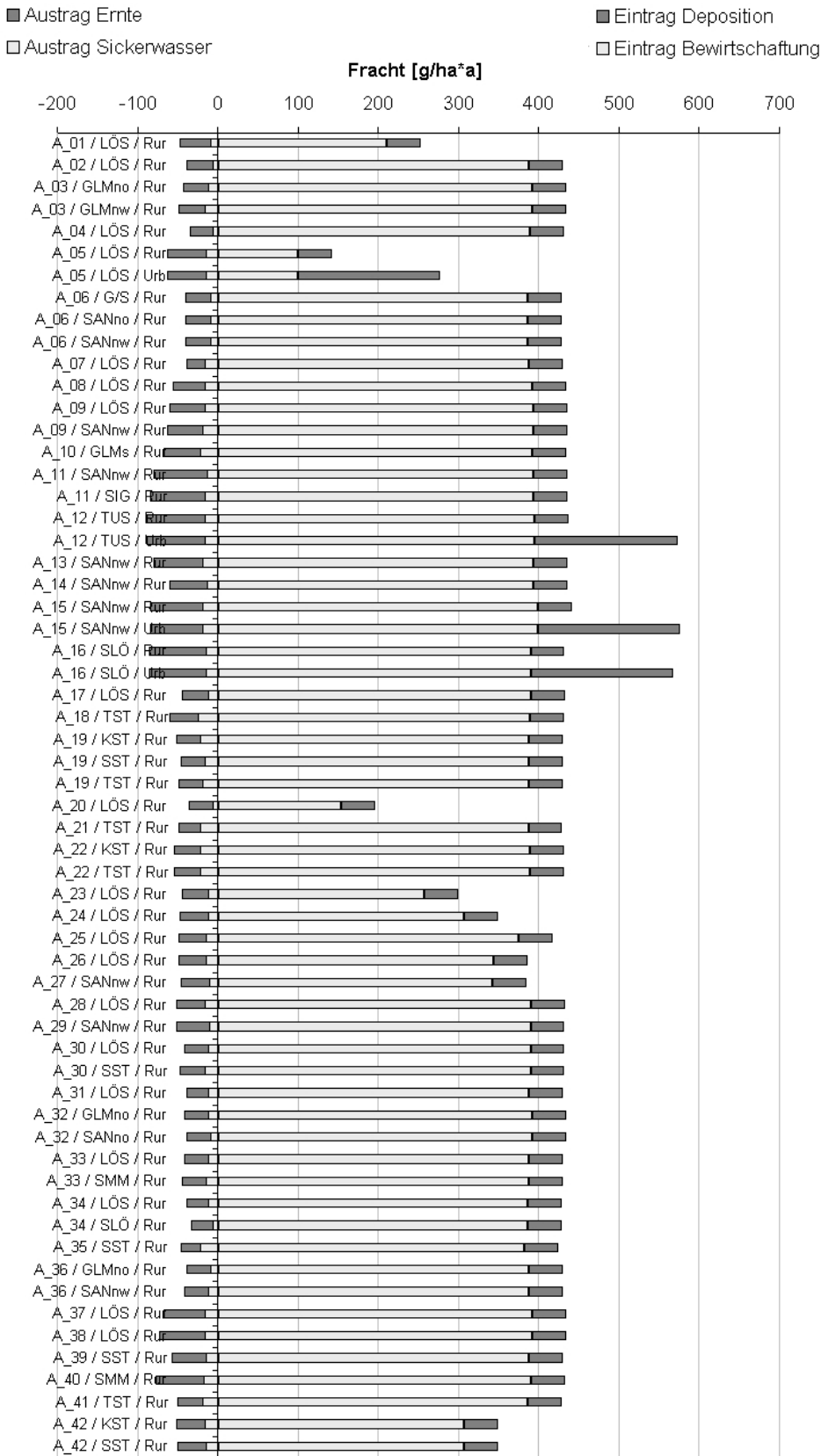


Abb. E 28: Kupfer-Frachten im konv. Ackerbau mit Bewirtschaftungsstrategie Kompost

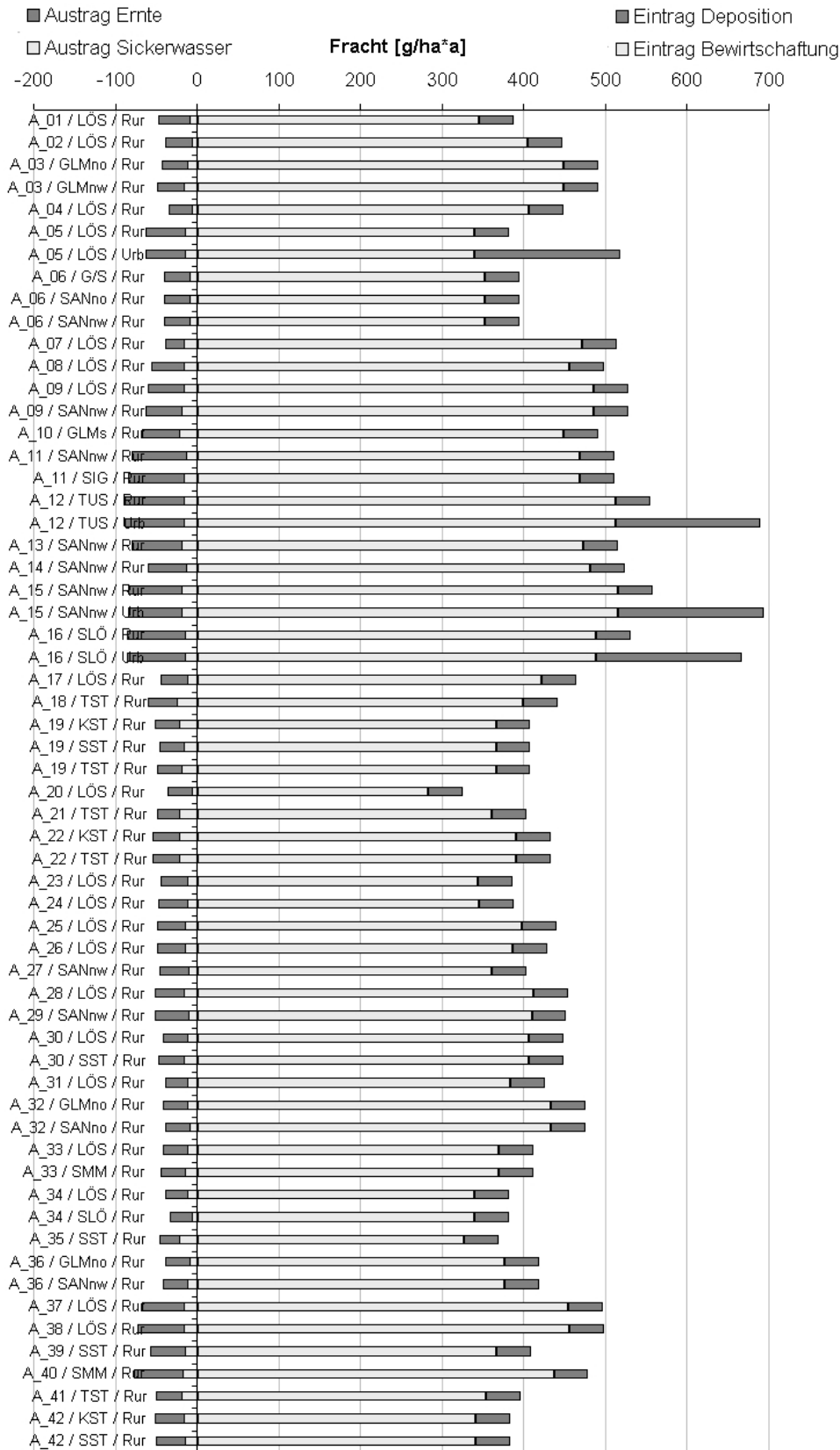


Abb. E 29: Kupfer-Frachten im konv. Ackerbau mit Bewirtschaftungsstrategie Klärschlamm

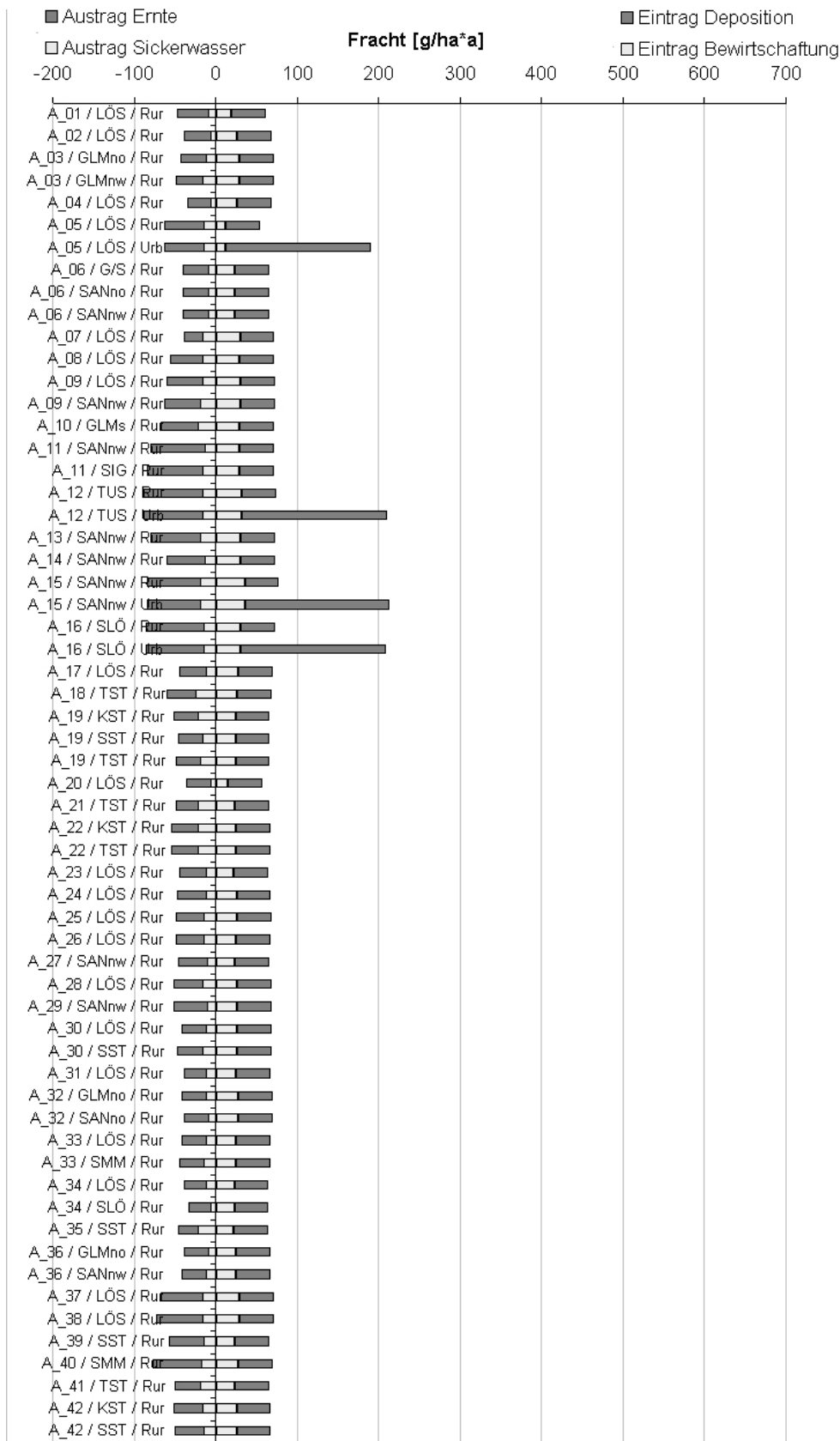


Abb. E 30: Kupfer-Frachten im konv. Ackerbau mit Bewirtschaftungsstrategie Minereraldünger

E Ergebnisse

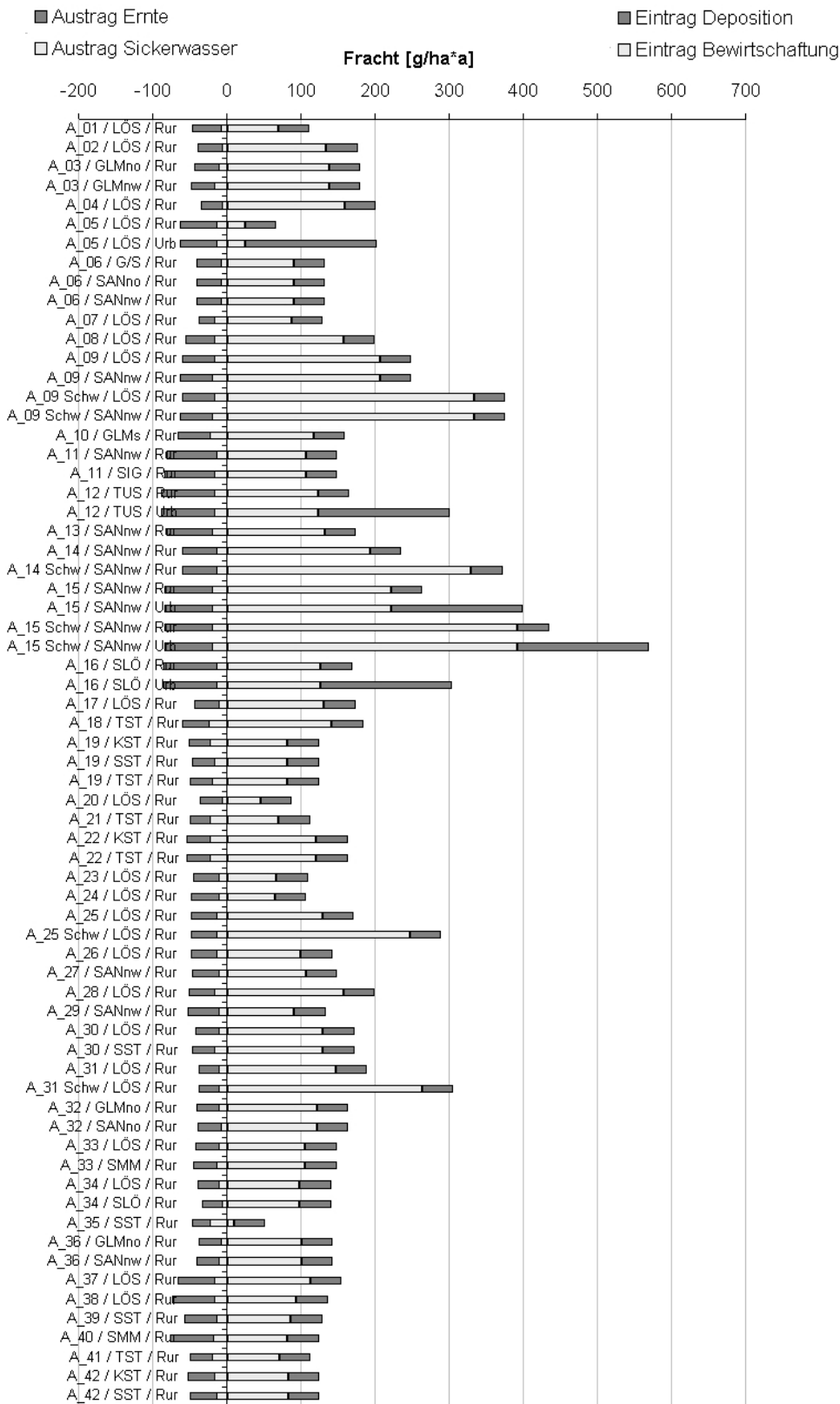


Abb. E 31: Kupfer-Frachten im Ackerbau mit Bewirtschaftungsstrategie Wirtschaftsdünger

E Ergebnisse

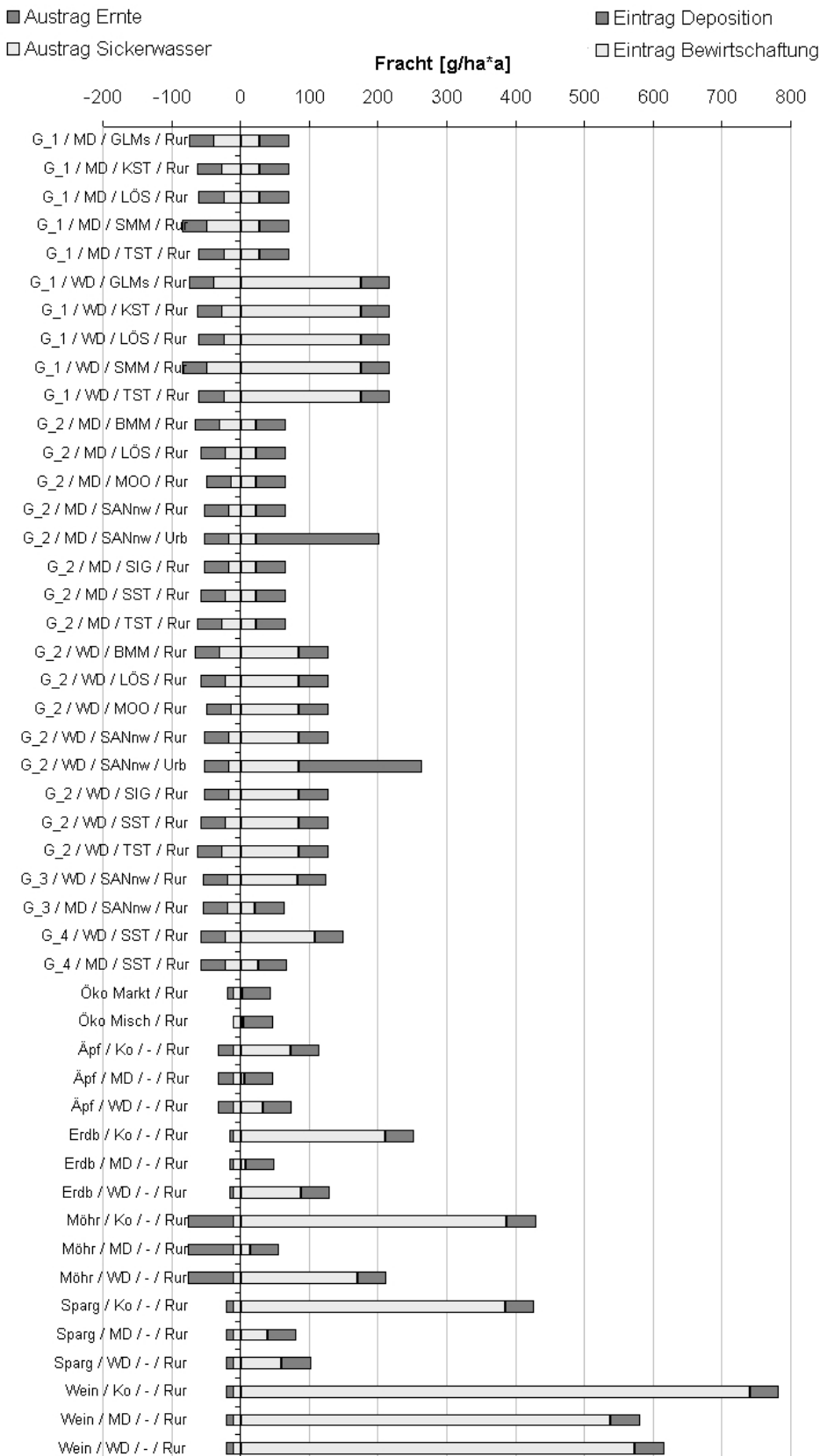


Abb. E 32: Kupfer-Frachten in der konv. Grünlandwirtschaft, im Ökolandbau und beim Anbau von Sonderkulturen

E 3.4 Szenarien mit ausgeglichenem Ein-/ Austragsverhältnis

Wie die Diskussion der Bilanzen für die verschiedenen Szenarien und Schadstoffe zeigt, gibt es einige Fälle mit einem Gleichgewicht zwischen Stoffeinträgen und Stoffausträgen unter den angesetzten Randbedingungen (Eintrag = Austrag). Bei den in Tabelle E 5 aufgeführten Raumeinheiten liegt das Verhältnis von Ein- und Austragsfrachten zwischen 0,9 und 1,1.

Die Übersicht zeigt Folgendes:

- Es gibt kein Szenario, das über alle anorganischen Schadstoffe eine ausgeglichene Bilanz aufweist. Es muss demnach in allen Fällen untersucht werden, inwieweit Handlungsbedarf besteht.
- Aufgrund der höheren atmosphärischen Einträge und vergleichsweise geringeren Entzüge liegt für den Schadstoff Blei bei keinem Szenario eine ausgeglichene Bilanz zwischen Eintrag und Austrag vor.
- Besonders häufig liegen ausgeglichene Bilanz-Szenarien für Nickel und Thallium vor. Bei Thallium ist zu beachten, dass für den Depositionspfad Werte verwendet wurden, die aus Bulk-Messungen abgeleitet wurden und damit nur einen Teil der Gesamtdeposition erfassen. Auch die Nickel-Frachten sind nur wenig belastbar, liegen aber tendenziell etwas zu hoch, so dass das Ergebnis hier allenfalls in Richtung Austragsüberschuss beeinflusst würde.
- Einige der Szenarien weisen für verschiedene, d.h. für zwei oder drei Schadstoffe eine ausgeglichene Bilanz auf. Bezogen auf die jeweilige Gesamtzahl der bilanzierten Szenarien trifft dies für 3 % der Szenarien des konventionellen Ackerbaus und für 30 % der Szenarien der konventionellen Grünlandbewirtschaftung zu. Ausgeglichene Bilanzen für nur einen Schadstoff weisen 17 % der Ackerbau- und 23 % der Grünland-Szenarien auf (meist bei Nickel oder Thallium). Auch in zwei der Szenarien der Forstwirtschaft trifft dies zu, d.h. in 8 % der untersuchten Fälle.

Betrachtet man die in Tabelle E 5 aufgeführten Szenarien mit einer ausgeglichenen Bilanz für anorganische Schadstoffe, fällt auf, dass nahezu alle diskutierten Anbautypen im Ackerbau (A_1 bis A_42) für zumindest einen genannten Schadstoff in Kombination von Düngestrategie und die Austragsfrachten bestimmenden Erntemengen und Sickerwasserraten vorkommen. Es lassen sich demnach keine pauschalen Schlussfolgerungen treffen, bei welchen Anbaukulturen und damit Düngebedarfen am ehesten das Ziel eines nachhaltigen Bodenschutzes und damit ein ausgeglichenes Verhältnis zwischen Eintrags- und Austragsfracht erreicht wird. Mit Ausnahme von Nickel deuten die Ergebnisse jedoch darauf hin, dass insbesondere die Mineraldüngung, aber auch die Verwendung von Wirtschaftsdünger im Gegensatz zu Sekundärrohstoffdüngern ausgeglichene Bilanzen anorganischer Schadstoffe begünstigen.

Tab. E 7: Szenarien mit ausgeglichener Bilanz für anorganische Schadstoffe*

Schadstoff	Konventioneller Ackerbau (Anzahl bilanzierter Szenarien: 247)	Grünlandwirtschaft (30)	Forstwirtschaft (25 bzw. 15 für PAK, BaP), Sonderkulturen (15) und Ökolandbau (2)
As	A_18/MD/TST A_35/MD/SST A_35/WD/SST	G_1/MD/LÖS G_1/MD/TST G_1/WD/SMM G_2/MD/LÖS G_2/MD/SST G_4/MD/SST	
Cd		G_1/WD/SMM	W_2/Kalk/SST W_2//SST
Cr		G_1/WD/KST G_2/MD/TST G_2/MD/BMM G_2/WD/TST	
Cu	A_05/WD/LÖS A_10/MD/GLMs A_35/WD/SST A_37/MD/LÖS A_38/MD/LÖS	G_1/MD/GLMs G_1/MD/KST G_2/MD/BMM G_2/MD/LÖS G_2/MD/SST G_2/MD/TST	
Hg	A_05/Ko/LÖS		
Ni	A_03/KS/GLMnw A_26/KS/LÖS A_05/Ko/LÖS A_28/KS/LÖS A_07/KS/LÖS A_30/KS/SST A_08/KS/LÖS A_33/KS/SMM A_09/KS/LÖS A_34/WD/SLÖ A_11/KS/SIG A_37/KS/LÖS A_11/MD/SANnw A_38/KS/LÖS A_12/KS/TUS A_39/KS/SST A_16/KS/SLÖ A_42/KS/SST A_25/KS/LÖS		
Tl	A_05/MD/LÖS A_15/MD/SANnw A_05/WD/LÖS A_15/MD/SANnw/Urb A_09/MD/SANnw A_15/WD/SANnw A_09/WD/LÖS A_15/WD/SANnw/Urb A_09/WD/SANnw A_16/MD/SLÖ/Urb A_09/WDs/LÖS A_16/WD/SLÖ/Urb A_09/WDs/SANnw A_27/MD/SANnw A_10/MD/GLMs A_27/WD/SANnw A_11/WD/SIG A_29/MD/SANnw A_12/MD/TUS/Urb A_35/WD/SST A_12/WD/TUS A_37/MD/LÖS A_12/WD/TUS/Urb A_38/MD/LÖS A_13/WD/SANnw A_39/MD/SST	G_1/MD/SMM	
Zn	A_11/MD/SANnw A_13/MD/SANnw A_16/MD/SLÖ A_37/MD/LÖS A_38/MD/LÖS A_40/MD/SMM	G_1/MD/KST G_2/MD/SANnw G_1/MD/LÖS G_2/MD/SIG G_1/MD/TST G_2/MD/SST G_2/MD/LÖS G_3/MD/SANnw G_2/MD/MOO G_4/MD/SST	

* Das Verhältnis von Eintrags- zu Austragsfrachten liegt zwischen 0,9 und 1,1.

E 3.5 Szenarien mit Austragsüberschuss (Abreicherungen)

Wie die Diskussion der Bilanzen für die verschiedenen Szenarien und Schadstoffe in Kapitel E 3.2 zeigt, gibt es einige Fälle, in denen die Austragsfrachten die Eintragsfrachten übersteigen.

Eine negative Bilanz bedeutet zunächst für den Boden, dass (ggf. zu hohe) Gehalte anorganischer Schadstoffe im Boden sich bei den diskutierten Nutzungen bzw. Randbedingungen langfristig verringern. Für das Grundwasser und das Erntegut bedeutet dies jedoch umgekehrt langfristig einen entsprechenden Schadstoffeintrag. Hier besteht Forschungsbedarf im Hinblick auf die Tolerierbarkeit der Austräge und möglicher Stoffanreicherungen in Grundwasser und im Erntegut. Bei Nickel und Quecksilber ist zusätzlich eine statistische Absicherung der Bilanz-Eingangsgößen für den Sickerwasserpfad für die landwirtschaftliche Nutzung sowie der atmosphärischen Deposition (Quecksilber) notwendig.

Im Ergebnis zeigt sich, dass allein bei Quecksilber und Nickel jeweils über 50 % der untersuchten Szenarien einen negativen Saldo aufweisen. Wie bei der Auswertung für die Parameter Nickel (S. E 25 ff.), Chrom und Quecksilber ausgeführt, weisen sowohl die Einträge über die atmosphärische Deposition als auch die Austräge über Sickerwasser teilweise hohe Beträge auf. Insbesondere unter Grünland- und Ackernutzung sind für Nickel und Chrom vergleichsweise hohe Austräge durch das Sickerwasser zu verzeichnen. Diese können u.a. auf Datenunsicherheiten zurückgeführt werden. Hinsichtlich von Austragsfrachten von Nickel und Chrom aus Oberböden besteht aus dem genannten Grund besonderer Forschungsbedarf. Für Quecksilber ist insbesondere die höhere Nachweisgrenze bei BIELERT et al. (1999) für die Unterschiede zwischen den Datengrundlagen ausschlaggebend, so dass auch hier der Bedarf an Messdaten höherer Sensivität besteht. Um einen Überblick über die Szenarien mit Abreicherungen zu erhalten, werden sie in Tab. E 8 zusammenfassend dargestellt.

Tab. E 8: Szenarien mit negativer Bilanz für anorganische Schadstoffe*

Schadstoff	Konventioneller Ackerbau (Anzahl bilanzierter Szenarien: 247)	Grünlandwirtschaft (30)	Forstwirtschaft (25 bzw. 15 für PAK, BaP), Sonderkulturen (15) und Ökolandbau (2)
As		G_1/MD/GLMs G_1/MD/KST G_1/MD/SMM G_2/MD/BMM G_2/MD/TST	
Cd			W_2/Kalk/GLMs W_2/Kalk/SMM W_2/Kalk/TST W_2/GLMs W_2/KST W_2/SMM W_2/TST
Cr		G_1/MD/GLMs G_1/MD/SMM G_1/WD/GLMs G_1/WD/SMM G_2/WD/BMM	
Cu	A_05/MD/LÖS A_11/MD/SANnw A_11/MD/SIG A_12/MD/TUS A_13/MD/SANnw A_15/MD/SANnw A_16/MD/SLÖ A_40/MD/SMM	G_1/MD/SMM	S_3/MD/-

E Ergebnisse

Schadstoff	Konventioneller Ackerbau (Anzahl bilanzierter Szenarien: 247)	Grünlandwirtschaft (30)	Forstwirtschaft (25 bzw. 15 für PAK, BaP), Sonderkulturen (15) und Ökolandbau (2)
Hg	A_01/MD/LÖS A_14/WDs/SANnw A_28/MD/LÖS A_01/WD/LÖS A_15/MD/SANnw A_28/WD/LÖS A_02/MD/LÖS A_15/MD/SANnw/ A_29/MD/SANnw Urb A_29/WD/SANnw A_02/WD/LÖS A_15/WD/SANnw A_30/MD/LÖS A_03/MD/GLMno A_15/WD/SANnw A_30/MD/SST A_03/MD/GLMnw A_15/WD/SANnw/ A_30/WD/LÖS Urb A_30/WD/LÖS A_03/WD/GLMnw A_15/WDs/SANnw A_30/WD/SST A_04/MD/LÖS A_15/WDs/SANnw A_31/MD/LÖS A_04/WD/LÖS /Urb A_31/WD/LÖS A_05/MD/LÖS A_16/MD/SLÖ A_31/WDs/LÖS A_05/MD/LÖS/Urb A_16/MD/SLÖ/Urb A_32/MD/GLMno A_05/WD/LÖS A_16/WD/SLÖ A_32/MD/SANno A_05/WD/LÖS/Urb A_16/WD/SLÖ/Urb A_32/WD/GLMno A_06/MD/G/S A_17/MD/LÖS A_32/WD/SANno A_06/MD/SANno A_17/WD/LÖS A_33/MD/LÖS A_06/MD/SANnw A_18/MD/TST A_33/MD/SMM A_06/WD/G/S A_18/WD/TST A_33/WD/LÖS A_06/WD/SANno A_19/MD/KST A_33/WD/SMM A_06/WD/SANnw A_19/MD/SST A_34/MD/LÖS A_07/MD/LÖS A_19/MD/TST A_34/MD/SLÖ A_07/WD/LÖS A_19/WD/KST A_34/WD/LÖS A_08/MD/LÖS A_19/WD/SSTA_1 A_34/WD/SLÖ A_08/WD/LÖS 9/WD/TST A_35/MD/SST A_09/MD/LÖS A_20/MD/LÖS A_35/WD/SST A_09/MD/SANnw A_20/WD/LÖS A_36/MD/GLMno A_09/WD/LÖS A_21/MD/TST A_36/MD/SANnw A_09/WD/SANnw A_21/WD/TST A_36/WD/GLMno A_09/WDs/LÖS A_22/MD/KST A_36/WD/SANnw A_09/WDs/SANnw A_22/MD/TST A_37/MD/LÖS A_10/MD/GLMs A_22/WD/KST A_37/WD/LÖS A_10/WD/GLMs A_22/WD/TST A_38/MD/LÖS A_11/MD/SANnw A_23/MD/LÖS A_38/WD/LÖS A_11/MD/SIG A_23/WD/LÖS A_39/MD/SST A_11/WD/SANnw A_24/MD/LÖS A_39/WD/SST A_11/WD/SIG A_24/WD/LÖS A_40/MD/SMM A_12/MD/TUS A_25/MD/LÖS A_40/WD/SMM A_12/MD/TUS/Urb A_25/WD/LÖS A_41/MD/TST A_12/WD/TUS A_25/WDs/LÖS A_41/WD/TST A_12/WD/TUS/Urb A_26/MD/LÖS A_42/MD/KST A_13/MD/SANnw A_26/WD/LÖS A_42/MD/SST A_13/WD/SANnw A_27/MD/SANnw A_42/WD/KST A_14/MD/SANnw A_27/WD/SANnw A_42/WD/SST A_14/WD/SANnw	G_1/MD/GLMs G_1/MD/KST G_1/MD/LÖS G_1/MD/SMM G_1/MD/TST G_1/WD/GLMs G_1/WD/KST G_1/WD/LÖS G_1/WD/SMM G_1/WD/TST G_2/MD/BMM G_2/MD/LÖS G_2/MD/MOO G_2/MD/SANnw G_2/MD/SANnw/Urb G_2/MD/SIG G_2/MD/SST G_2/MD/TST G_2/WD/BMM G_2/WD/LÖS G_2/WD/MOO G_2/WD/SANnw G_2/WD/SANnw/Urb G_2/WD/SIG G_2/WD/SST G_2/WD/TST G_3/MD/SANnw G_3/WD/SANnw G_4/MD/SST G_4/WD/SST	Oeko_1/OekoV/- Oeko_2/OekoMDCa/- S_2/MD/- S_2/WD/- S_3/MD/- S_3/WD/-
Ni	A_01/MD/LÖS A_15/WD/SANnw A_28/WD/LÖS A_01/WD/LÖS A_15/WD/SANnw/ A_30/MD/LÖS Urb A_30/MD/SST A_02/MD/LÖS A_15/WDs/SANnw A_30/WD/LÖS A_03/MD/GLMno A_15/WDs/SANnw A_30/WD/SST A_03/MD/GLMnw A_15/WDs/SANnw A_30/WD/SST /Urb A_31/MD/LÖS A_03/WD/GLMno A_16/MD/SLÖ A_31/WD/LÖS A_03/WD/GLMnw A_16/MD/SLÖ/Urb A_31/WDs/LÖS A_04/MD/LÖS A_16/MD/SLÖ A_32/MD/GLMno A_05/KS/LÖS A_16/WD/SLÖ A_32/MD/SANno A_05/MD/LÖS A_16/WD/SLÖ/Urb A_32/WD/GLMno A_05/MD/LÖS/Urb A_17/MD/LÖS A_32/WD/SANno A_05/WD/LÖS A_17/WD/LÖS A_32/WD/SANnw A_05/WD/LÖS/Urb A_18/KS/TST A_33/MD/LÖS A_06/MD/G/S A_18/MD/TST A_33/MD/SMM A_06/MD/SANno A_18/WD/TST A_33/WD/LÖS A_06/MD/SANnw A_19/KS/KST A_33/WD/SMM A_06/WD/G/S A_19/KS/SST A_34/MD/LÖS A_06/WD/SANno A_19/KS/TST A_34/MD/SLÖ A_06/WD/SANnw A_19/MD/KST A_34/WD/LÖS A_07/MD/LÖS A_19/MD/SST A_35/KS/SST A_07/WD/LÖS A_19/MD/TST A_35/MD/SST A_08/MD/LÖS A_19/WD/KST A_35/WD/SST A_08/WD/LÖS A_19/WD/SST A_36/MD/GLMno A_09/KS/SANnw A_19/WD/TST A_36/MD/SANnw A_09/MD/LÖS A_20/MD/LÖS A_36/WD/GLMno A_09/MD/SANnw A_20/WD/LÖS A_36/WD/SANnw A_09/WD/LÖS A_21/KS/TST A_37/MD/LÖS	G_1/MD/GLMs G_1/MD/KST G_1/MD/LÖS G_1/MD/SMM G_1/MD/TST G_1/WD/GLMs G_1/WD/KST G_1/WD/LÖS G_1/WD/SMM G_1/WD/TST G_2/MD/BMM G_2/MD/LÖS G_2/MD/MOO G_2/MD/SANnw G_2/MD/SANnw/Urb G_2/MD/SIG G_2/MD/SST G_2/MD/TST G_2/WD/BMM G_2/WD/LÖS G_2/WD/MOO G_2/WD/SANnw G_2/WD/SANnw/Urb G_2/WD/SIG G_2/WD/SST G_2/WD/TST G_3/MD/SANnw	Oeko_1/OekoV/- Oeko_2/OekoMDCa/- S_1/Ko/- S_1/MD/- S_1/WD/- S_2/MD/- S_2/WD/- S_3/MD/- S_3/WD/- S_5/MD/- S_5/WD/-

Schadstoff	Konventioneller Ackerbau (Anzahl bilanzierter Szenarien: 247)			Grünlandwirtschaft (30)	Forstwirtschaft (25 bzw. 15 für PAK, BaP), Sonderkulturen (15) und Ökolandbau (2)
	A_09/WD/SANnw A_09/WDs/LÖS A_09/WDs/SANnw A_10/KS/GLMs A_10/MD/GLMs A_10/WD/GLMs A_11/MD/SIG A_11/WD/SIG A_12/MD/TUS A_12/MD/TUS/Urb A_12/WD/TUS A_12/WD/TUS/Urb A_13/KS/SANnw A_13/MD/SANnw A_13/WD/SANnw A_15/KS/SANnw A_15/MD/SANnw A_15/MD/SANnw/ Urb	A_21/MD/TST A_21/WD/TST A_22/KS/KST A_22/KS/TST A_22/MD/KST A_22/WD/KST A_22/WD/TST A_23/MD/LÖS A_23/WD/LÖS A_24/MD/LÖS A_24/WD/LÖS A_25/MD/LÖS A_25/WD/LÖS A_25/WDs/LÖS A_26/MD/LÖS A_26/WD/LÖS A_28/MD/LÖS	A_37/WD/LÖS A_38/MD/LÖS A_38/WD/LÖS A_39/MD/SST A_39/WD/SST A_40/KS/SMM A_40/MD/SMM A_40/WD/SMM A_41/KS/TST A_41/MD/TST A_41/WD/TST A_42/KS/KST A_42/MD/KST A_42/MD/SST A_42/WD/KST A_42/WD/SST	G_3/WD/SANnw G_4/MD/SST G_4/WD/SST	
Tl	A_11/MD/SANnw A_11/MD/SIG A_11/WD/SANnw A_12/MD/TUS A_13/MD/SANnw	A_14/MD/SANnw A_14/WD/SANnw A_14/WDs/SANnw A_15/WDs/SANnw	A_15/WDs/SANnw /Urb A_16/MD/SLÖ A_16/WD/SLÖ A_40/MD/SMM		
Zn	A_11/MD/SIG A_12/MD/TUS A_15/MD/SANnw			G_1/MD/GLMs G_1/MD/SMM G_2/MD/BMM G_2/MD/TST	

* Das Verhältnis von Eintrags- zu Austragsfrachten liegt unter 0,9, d.h. Eintrag < Austrag.

E 3.6 Szenarien mit deutlichen Anreicherungen

Bei der Bewertung von Anreicherungen kann zwischen verschiedenen Anreicherungsstufen unterschieden werden

- geringe bis mittlere Anreicherungen (Eintrag liegt 1,1 bis 10fach über dem Austrag)
- deutliche Anreicherungen (Eintrag liegt 10 bis 100fach über dem Austrag)
- sehr deutliche Anreicherungen (Eintrag mehr 100fach über dem Austrag)

Eine Zuordnung der Szenarien zu den Anreicherungsstufen „deutlich“ und „sehr deutlich“ findet sich in den nachfolgenden tabellarischen Auflistungen.

Das Ergebnis unterstreicht die bisherigen Analysen. Zu deutlichen Anreicherungen kommt es bei den meisten diskutierten Schadstoffen nur dann, wenn die Flächennutzung aus konventionellem Ackerbau oder Sonderkulturen besteht und die Düngestrategie Kompost in Kombination mit mineralischer Aufdüngung gewählt wird. Wie bereits mehrfach ausgeführt wird aus diesen Ergebnissen deutlich, dass man die Notwendigkeit dieser Strategie zumindest mit den bislang zulässigen Höchstmengen hinterfragen sollte. Bei Nickel sind die Szenarien deutlich vom atmosphärischen Eintrag (Wald) bestimmt. Für Blei sind mit Abstand die meisten Szenarien mit deutlichen Anreicherungen verbunden und dies nicht nur für ein urbanes Umfeld mit den hohen Frachten aus atmosphärischer Deposition (urban und Wald) sondern auch bei allen Formen bzw. Düngestrategien

des konventionellen Ackeranbaus. Bei der Düngestrategie Kompost kommt es im konventioellen Ackerbau in einigen Szenarien zu sehr deutlichen Anreicherungen im Boden.

Tab. E 9: Szenarien mit deutlichen Anreicherungen (Eintrag 10- bis 100-fach über Austrag)

Schadstoff	Konventioneller Ackerbau (Anzahl bilanzierter Szenarien: 247)	Grünlandwirtschaft (30), Forstwirtschaft (25 bzw. 15 für PAK, BaP), Sonderkulturen (15) und Ökolandbau (2)
As	A_01/Ko/LÖS A_14/Ko/SANnw A_29/Ko/SANnw A_02/Ko/LÖS A_15/Ko/SANnw A_30/Ko/LÖS A_30/Ko/SST A_03/Ko/GLMno A_15/Ko/SANnw/Urb A_31/Ko/LÖS A_03/Ko/GLMnw A_16/Ko/SLÖ A_32/Ko/GLMno A_04/Ko/LÖS A_16/Ko/SLÖ/Urb A_32/Ko/SANno A_05/Ko/LÖS/Urb A_17/Ko/LÖS A_33/Ko/LÖS A_06/Ko/G/S A_19/Ko/KST A_33/Ko/SMM A_06/Ko/SANno A_19/Ko/SST A_34/Ko/LÖS A_06/Ko/SANnw A_19/Ko/TST A_34/Ko/SLÖ A_07/Ko/LÖS A_20/Ko/LÖS A_35/Ko/SST A_08/Ko/LÖS A_21/Ko/TST A_36/Ko/GLMno A_09/Ko/LÖS A_22/Ko/KST A_36/Ko/SANnw A_09/Ko/SANnw A_22/Ko/TST A_37/Ko/LÖS A_10/Ko/GLMs A_23/Ko/LÖS A_38/Ko/LÖS A_11/Ko/SANnw A_24/Ko/LÖS A_39/Ko/SST A_11/Ko/SIG A_25/Ko/LÖS A_40/Ko/SMM A_12/Ko/TUS A_26/Ko/LÖS A_41/Ko/TST A_12/Ko/TUS/Urb A_27/Ko/SANnw A_42/Ko/KST A_13/Ko/SANnw A_28/Ko/LÖS A_42/Ko/SST	S_3/Ko/-
Cd	A_04/Ko/LÖS A_34/Ko/SLÖ	S_4/Ko/- S_5/Ko/-
Cr	A_02/Ko/LÖS A_14/Ko/SANnw A_31/Ko/LÖS A_04/Ko/LÖS A_20/Ko/LÖS A_32/Ko/SANno A_06/Ko/G/S A_27/Ko/SANnw A_34/Ko/LÖS A_34/Ko/SLÖ A_06/Ko/SANno A_27/KS/SANnw A_36/Ko/GLMno A_06/Ko/SANnw A_29/Ko/SANnw A_36/Ko/SANnw A_11/Ko/SANnw A_30/Ko/LÖS	W_1/Ca/SANnw W_2/Ca/SANno S_3/Ko/- S_5/Ko/-
Cu	A_02/Ko/LÖS A_07/KS/LÖS A_32/KS/SANno A_02/KS/LÖS A_17/KS/LÖS A_34/Ko/LÖS A_03/KS/GLMno A_30/Ko/LÖS A_30/KS/LÖS A_34/Ko/SLÖ A_04/Ko/LÖS A_31/Ko/LÖS A_34/KS/SLÖ A_04/KS/LÖS A_31/KS/LÖS A_36/Ko/GLMno A_06/Ko/G/S A_32/Ko/GLMno A_36/Ko/SANnw A_36/KS/GLMno A_06/Ko/SANno A_32/Ko/SANno A_06/Ko/SANnw A_32/KS/GLMno A_07/Ko/LÖS	W_2/Ca/SANnw W_2/Ca/SST W_2/keine/LÖS W_2/keine/SANnw W_2/keine/SST S_2/Ko/- S_4/Ko/- S_5/Ko/- S_5/MD/- S_5/WD/-
Ni	A_14/Ko/SANnw A_27/Ko/SANnw A_29/Ko/SANnw	W_1/Ca/SANnw W_1/keine/AUE W_1/keine/SANnw W_2/Ca/SANno W_2/Ca/SANnw W_2/keine/LÖS W_2/keine/SANno W_2/keine/SANnw
Tl		Oeko_1/OekoV/-
Zn		S_1/Ko/- S_2/Ko/- S_1/MD/- S_4/Ko/- S_1/WD/- S_5/Ko/-

Schadstoff	Konventioneller Ackerbau (Anzahl bilanzierter Szenarien: 247)				Grünlandwirtschaft (30), Forstwirtschaft (25 bzw. 15 für PAK, BaP), Sonderkulturen (15) und Ökolandbau (2)
Pb	A_01/KS/LÖS	A_10/KS/GLMs	A_21/MD/TST	A_31/MD/LÖS	G_2/MD/SANnw/Urb
	A_01/MD/LÖS	A_10/MD/GLMs	A_21/WD/TST	A_31/WD/LÖS	G_2/WD/SANnw/Urb
	A_01/WD/LÖS	A_10/WD/GLMs	A_22/KS/KST	A_33/MD/LÖS	Oeko_1/OekoV/-
	A_02/KS/LÖS	A_11/Ko/SANnw	A_22/KS/TST	A_33/MD/SMM	Oeko_2/OekoMDCa/-
	A_02/MD/LÖS	A_11/Ko/SIG	A_22/MD/KST	A_33/WD/LÖS	S_1/Ko/-
	A_02/WD/LÖS	A_11/KS/SANnw	A_22/MD/TST	A_33/WD/SMM	S_1/MD/-
	A_03/KS/GLMno	A_11/KS/SIG	A_22/WD/KST	A_34/KS/LÖS	S_1/WD/-
	A_03/KS/GLMnw	A_12/Ko/TUS	A_22/WD/TST	A_34/KS/SLÖ	S_2/MD/-
	A_03/MD/GLMno	A_12/KS/TUS	A_23/KS/LÖS	A_34/MD/LÖS	S_2/WD/-
	A_03/MD/GLMnw	A_12/KS/TUS/Urb	A_23/MD/LÖS	A_34/MD/SLÖ	S_3/Ko/-
	A_03/WD/GLMno	A_12/MD/TUS/Urb	A_23/WD/LÖS	A_34/WD/LÖS	S_3/MD/-
	A_03/WD/GLMnw	A_12/WD/TUS/Urb	A_24/KS/LÖS	A_34/WD/SLÖ	S_3/WD/-
	A_04/KS/LÖS	A_13/Ko/SANnw	A_24/MD/LÖS	A_35/KS/SST	S_4/MD/-
	A_04/MD/LÖS	A_13/KS/SANnw	A_24/WD/LÖS	A_35/MD/SST	S_4/WD/-
	A_04/WD/LÖS	A_14/Ko/SANnw	A_25/KS/LÖS	A_35/WD/SST	S_5/MD/-
	A_05/Ko/LÖS	A_14/KS/SANnw	A_25/MD/LÖS	A_36/KS/GLMno	S_5/WD/-
	A_05/Ko/LÖS/Urb	A_15/Ko/SANnw	A_25/WD/LÖS	A_36/KS/SANnw	W_1/Ca/SANnw
	A_05/KS/LÖS	A_15/KS/SANnw	A_25/WDs/LÖS	A_36/MD/GLMno	W_1/Ca/SMM
	A_05/KS/LÖS/Urb	A_15/KS/SANnw/Urb	A_31/WDs/LÖS	A_36/MD/SANnw	W_1/Ca/SST
	A_05/MD/LÖS	A_15/MD/SANnw/Urb	A_32/KS/GLMno	A_36/WD/GLMno	W_1/Ca/TST
	A_05/MD/LÖS/Urb	A_15/WD/SANnw/Urb	A_32/KS/SANno	A_36/WD/SANnw	W_1/keine/AUE
	A_05/WD/LÖS	A_15/WDs/SANnw/Urb	A_32/MD/GLMno	A_37/KS/LÖS	W_1/keine/KST
	A_05/WD/LÖS/Urb	A_16/Ko/SLÖ	A_32/MD/SANno	A_37/MD/LÖS	W_1/keine/LÖS
	A_06/KS/G/S	A_16/KS/SLÖ	A_32/WD/GLMno	A_37/WD/LÖS	W_1/keine/SANnw
	A_06/KS/SANno	A_16/KS/SLÖ/Urb	A_32/WD/SANno	A_38/Ko/LÖS	W_1/keine/SMM
	A_06/KS/SANnw	A_16/MD/SLÖ/Urb	A_33/KS/LÖS	A_38/KS/LÖS	W_1/keine/SST
	A_06/MD/G/S	A_16/WD/SLÖ/Urb	A_33/KS/SMM	A_38/WD/LÖS	W_1/keine/TST
	A_06/MD/SANno	A_17/KS/LÖS	A_26/KS/LÖS	A_39/KS/SST	W_2/Ca/SANnw
	A_06/MD/SANnw	A_17/MD/LÖS	A_26/MD/LÖS	A_39/MD/SST	W_2/keine/LÖS
	A_06/WD/G/S	A_17/WD/LÖS	A_26/WD/LÖS	A_39/WD/SST	W_2/keine/SANnw
	A_06/WD/SANno	A_18/KS/TST	A_27/Ko/SANnw	A_40/Ko/SMM	
	A_06/WD/SANnw	A_18/MD/TST	A_27/KS/SANnw	A_40/KS/SMM	
	A_07/KS/LÖS	A_18/WD/TST	A_27/MD/SANnw	A_41/KS/TST	
	A_07/MD/LÖS	A_19/KS/KST	A_27/WD/SANnw	A_41/MD/TST	
	A_07/WD/LÖS	A_19/KS/SST	A_28/KS/LÖS	A_41/WD/TST	
	A_08/KS/LÖS	A_19/KS/TST	A_28/MD/LÖS	A_42/KS/KST	
	A_08/MD/LÖS	A_19/MD/KST	A_28/WD/LÖS	A_42/KS/SST	
	A_08/WD/LÖS	A_19/MD/SST	A_29/Ko/SANnw	A_42/MD/KST	
	A_09/KS/LÖS	A_19/MD/TST	A_29/KS/SANnw	A_42/MD/SST	
	A_09/KS/SANnw	A_19/WD/KST	A_30/KS/LÖS	A_42/WD/KST	
	A_09/MD/LÖS	A_19/WD/SST	A_30/KS/SST	A_42/WD/SST	
	A_09/MD/SANnw	A_19/WD/TST	A_30/MD/LÖS		
	A_09/WD/LÖS	A_20/KS/LÖS	A_30/MD/SST		
	A_09/WD/SANnw	A_20/MD/LÖS	A_30/WD/LÖS		
	A_09/WDs/LÖS	A_20/WD/LÖS	A_30/WD/SST		
	A_09/WDs/SANnw	A_21/KS/TST	A_31/KS/LÖS		

Tab. E 10: Szenarien mit sehr deutlichen Anreicherungen (Eintrag >100fach über Austrag)

Stoff	Anreicherungszenarien			
Pb	A_01/Ko/LÖS	A_12/Ko/TUS/Urb	A_24/Ko/LÖS	A_34/Ko/SLÖ
	A_02/Ko/LÖS	A_15/Ko/SANnw/Urb	A_25/Ko/LÖS	A_35/Ko/SST
	A_03/Ko/GLMno	A_16/Ko/SLÖ/Urb	A_26/Ko/LÖS	A_36/Ko/GLMno
	A_03/Ko/GLMnw	A_17/Ko/LÖS	A_28/Ko/LÖS	A_36/Ko/SANnw
	A_04/Ko/LÖS	A_18/Ko/TST	A_30/Ko/LÖS	A_37/Ko/LÖS
	A_06/Ko/G/S	A_19/Ko/KST	A_30/Ko/SST	A_39/Ko/SST
	A_06/Ko/SANno	A_19/Ko/SST	A_31/Ko/LÖS	A_41/Ko/TST
	A_06/Ko/SANnw	A_19/Ko/TST	A_32/Ko/GLMno	A_42/Ko/KST
	A_07/Ko/LÖS	A_20/Ko/LÖS	A_32/Ko/SANno	A_42/Ko/SST
	A_08/Ko/LÖS	A_21/Ko/TST	A_33/Ko/LÖS	S_2/Ko/-
	A_09/Ko/LÖS	A_22/Ko/KST	A_33/Ko/SMM	S_4/Ko/-
	A_09/Ko/SANnw	A_22/Ko/TST	A_34/Ko/LÖS	S_5/Ko/-
	A_10/Ko/GLMs	A_23/Ko/LÖS		

E 4 STOFFVORRÄTE UND ZEITLICHE PROGNOSE VON ANREICHERUNGEN

Zur Beurteilung von kritischen Anreicherungen von Schadstoffen in Böden ist das Erreichen der Vorsorgewerte nach § 8 Abs. 2 Nr. 1 BBodSchG bzw. Anhang 2 BBodSchV ein wesentliches Kriterium. Weiterhin können die nach § 8 Abs. 2 Nr. 2 BBodSchG bzw. Anhang 2 BBodSchV zulässigen zusätzlichen Frachten an Schadstoffen über alle Wirkungspfade als Kriterien zur Beurteilung der Bilanzen dienen (vgl. Kap. C).

Es ist generell zu unterscheiden zwischen

- Raumeinheiten, in denen die Vorsorgewerte der BBodSchV bereits überschritten sind,
- Raumeinheiten, in denen die Vorsorgewerte BBodSchV und die zusätzliche Zusatzbelastung überschritten sind sowie
- Raumeinheiten, in denen in den nächsten 100 Jahren eine Überschreitung der Vorsorgewerte zu erwarten ist.

E 4.1 Raumeinheiten mit Vorsorgewertüberschreitungen

Hintergrundwerte sind repräsentative Werte für allgemein verbreitete Hintergrundgehalte eines Stoffes oder einer Stoffgruppe in Böden und beruhen auf statistischen Berechnungen (LABO 2003). Die Hintergrundwerte können sich je nach Stoff durch Nutzung, Bodenausgangssubstrat, Siedlungsstruktur und Region unterscheiden. Ihre Angabe erfolgt auf der Basis von zwei Perzentilwerten: zum einen dem Median, der als 50. Perzentil Auskunft über die mittleren Stoffgehalte in Böden gibt und zum anderen dem 90. Perzentilwert, der in der Regel die Obergrenze des repräsentativen Wertebereichs kennzeichnet.

Die Hintergrundwerte nach LABO (2003) werden zur Beschreibung des Bodenzustands in der Bilanzierung herangezogen. Verwendet werden dabei sowohl die Medianwerte als auch die 90. Perzentilwerte. Dabei zeigt sich, dass in einigen Raumeinheiten die Vorsorgewerte der BBodSchV bereits überschritten sind.

Werden die Vorsorgewerte überschritten, ist in der Regel das Entstehen einer schädlichen Bodenveränderungen zu besorgen. Nach § 9 BBodSchV besteht die „Besorgnis des Entstehens schädlicher Bodenveränderungen“ bei naturbedingt (geogen) oder großflächig siedlungsbedingt erhöhten Schadstoffgehalten jedoch nur, wenn eine erhebliche Freisetzung von Schadstoffen oder zusätzliche Einträge nachteilige Auswirkungen auf die Bodenfunktionen erwarten lassen.

Bei der Besorgnis des Entstehens schädlicher Bodenveränderungen sind nach § 7 BBodSchG weitere Stoffeinträge zu vermeiden oder zu vermindern, soweit dies auch im Hinblick auf den Zweck der Grundstücksnutzung verhältnismäßig ist.

Bei der folgenden Auswertung ist zu berücksichtigen, dass Bodenausgangsgesteine, die teilweise naturbedingt erhöhte Hintergrundwerte aufweisen (Tongestein, basische Magmatite / Metamorphite, Karbonatgesteine, saure Magmatite / Metamorphite, insb. Glimmerschiefer, Gneise), ohne Einschränkung in der Bilanzierung inkl. zeitlicher Hochrechnungen von Anreicherungen berücksichtigt wurden. Böden in Siedlungsgebieten gehen hingegen nur beispielhaft in die Bilanzierung ein (vgl. Kap. B), da der Fokus der Untersuchung nicht auf Böden mit siedlungsbedingt erhöhten Hintergrundwerten liegt und nur eingeschränkt Hintergrundwerte für Gehalte in Böden im Bereich von Ballungskernen zur Verfügung stehen.

Weiterhin ist hier anzumerken, dass die Vorsorgewerte der BBodSchV für Böden mit Humusgehalten bis zu 8 % gelten. Unter Wald sind Humusgehalte über 8 % zu erwarten, bei der Bewertung prognostizierter Anreicherungen nach Vorsorgewerten wurde der Humusgehalt jedoch nicht berücksichtigt.

Hintergrundwerte - 50. Perzentil

In einer Reihe von Raumeinheiten sind die Vorsorgewerte nach BBodSchV bereits vor der zeitlichen Hochrechnung von Anreicherungen durch die Hintergrundwerte (50. Perzentil) der jeweiligen Raumeinheit überschritten. Tab. E 11 gibt einen Überblick über die Raumeinheiten, in denen die Hintergrundwerte überschritten sind. Faktisch können lokal auch in anderen Raumeinheiten Flächen vorhanden sein, die vor allem nutzungsbedingt erhöhte Schadstoffgehalte aufweisen.

Tab. E 11: Raumeinheiten mit Überschreitung der Vorsorgewerte nach BBodSchV durch den 50. Perzentilwert der Hintergrundwerte

Name der Raumeinheit	Herkunft der Hintergrundwerte für Böden	Schadstoff(e)
A_12 / Terrassen- und Schotterablagerungen / urban	LABO (2003): Landes-HGW für NW, Acker Oberboden, Typ I (Ballungskern)	Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn
A_15 / Sande (Nordwest) / urban	LABO (2003): Landes-HGW für NW, Acker Oberboden, Typ I (Ballungskern)	Cd, Hg, Pb, Zn
G_2 / Sande (Nordwest) / urban	LABO (2003): Landes-HGW für NW, Acker Oberboden, Typ I (Ballungskern)	
G_2 / Basische Magmatite und Metamorphite	LABO (2003): Bundes-HGW, Grünland Oberboden, Typ III	Cr, Ni
A_12 / Terrassen- und Schotterablagerungen	LABO (2003): Bundes-HGW, Grünland Oberboden, Typ III	Ni, Zn
A_33 / Saure Magmatite und Metamorphite	LABO (2003): Bundes-HGW, Acker Oberboden, Typ III	Pb
A_40 / Saure Magmatite und Metamorphite		
G_1 / Saure Magmatite und Metamorphite	LABO (2003): Bundes-HGW, Grünland Oberboden, Typ III	
W_1 / Saure Magmatite und Metamorphite	LABO (2003): Bundes-HGW, Wald Oberboden, Typ III	
W_1 / Tongesteine		
W_2 / Saure Magmatite und Metamorphite		
W_2 / Tongesteine		

Hintergrundwerte - 90. Perzentil

Zusätzlich zu den in Tab. E 11 dargestellten Raumeinheiten, die Vorsorgewertüberschreitungen im 50. Perzentil aufweisen, sind eine Reihe von Raumeinheiten vorhanden, die Überschreitungen der Vorsorgewerte durch das 90. Perzentil der Hintergrundwerte aufweisen (vgl. Tab. E 12)

Tab. E 12: Raumeinheiten mit Überschreitung der Vorsorgewerte nach BBodSchV durch den 90. Perzentilwert der Hintergrundwerte (*kursiv* = Raumeinheiten mit Überschreitung des 50. Perzentils)

Name der Raumeinheit	Herkunft der Hintergrundwerte für Böden	Schadstoff(e)
A_06 / Geschiebemergel /-lehme mit sandiger Deckschicht	LABO (2003): Bundes-HGW, Acker Oberboden, Typ III	Hg, Pb
A_06 / Sande (Nordost)	LABO (2003): Bundes-HGW, Acker Oberboden, Typ III	Cd, Hg
A_07 / Löss	LABO (2003): Landes-HGW für BW, Acker Oberboden, Typ III (ländl. Raum)	As
A_10 / Geschiebemergel /-lehme (Süd)	LABO (2003): Landes-HGW für BW, Acker Oberboden, Typ III (ländl. Raum) (Raumeinheit liegt größtenteils in BW, Raumeinheit kommt auch in BY vor)	As
A_11 / Sande (Nordwest)	LABO (2003): Landes-HGW für NI, Acker Oberboden, Typ 0 (ohne Gebietsdifferenzierung)	Hg
A_11 / Sedimente im Gezeitenbereich	LABO (2003): Landes-HGW für NI, Acker Oberboden, Typ 0 (ohne Gebietsdifferenzierung)	Pb, Zn
A_12 / Terrassen- und Schotterablagerungen	LABO (2003): Landes-HGW für NW, Acker Oberboden, Typ III (ländl. Raum)	Cd, Cr, Hg, Pb, <i>Ni</i> , <i>Zn</i>

Name der Raumeinheit	Herkunft der Hintergrundwerte für Böden	Schadstoff(e)
A_12 / Terrassen- und Schotterablagerungen / Urban	LABO (2003): Landes-HGW für NW, Acker Oberboden, Typ II (Ballungsrandzone)	As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn
A_14 / Sande (Nordwest)	LABO (2003): Landes-HGW für NI, Acker Oberboden, Typ 0 (ohne Gebietsdifferenzierung)	Hg
A_15 / Sande (Nordwest)	LABO (2003): Landes-HGW für NW, Acker Oberboden, Typ III (Gebiet mit überwiegend ländlicher Struktur)	Cd, Hg, Zn
A_15 / Sande (Nordwest) / Urban	LABO (2003): Landes-HGW für NW, Acker Oberboden, Typ I (Ballungskern)	Cr, Cu, Ni, Cd, Pb, Zn, Hg
A_18 / Tongesteine	LABO (2003): Bundes-HGW, Acker Oberboden, Typ III	Cu, Ni, Pb, Zn
A_19 / Karbonatgesteine	LABO (2003): Bundes-HGW, Acker Oberboden, Typ III	Cu, Ni
A_19 / Tongesteine	LABO (2003): Bundes-HGW, Acker Oberboden, Typ III	Cu, Ni, Pb, Zn
A_21 / Tongesteine	LABO (2003): Bundes-HGW, Acker Oberboden, Typ III	Cu, Ni, Pb, Zn
A_22 / Karbonatgesteine	LABO (2003): Bundes-HGW, Acker Oberboden, Typ III	Cu, Ni
A_22 / Tongesteine	LABO (2003): Bundes-HGW, Acker Oberboden, Typ III	Cu, Ni, Pb, Zn
A_27 / Sande (Nordwest)	LABO (2003): Landes-HGW für NI, Acker Oberboden, Typ 0 (ohne Gebietsdifferenzierung)	Hg
A_28 / Löss	LABO (2003): Landes-HGW für BY, Acker Oberboden, ohne Substratdifferenzierung, Typ II/III (Verdichtungsraum/ländl. Raum)	PCB
A_29 / Sande (Nordwest)	LABO (2003): Landes-HGW für NI, Acker Oberboden, Typ 0 (ohne Gebietsdifferenzierung)	Hg
A_32 / Geschiebemergel /-lehme (Nordost)	LABO (2003): Landes-HGW für MV, Acker Oberboden, Typ 0 (ohne Gebietsdifferenzierung)	Hg
A_33 / Saure Magmatite und Metamorphite	LABO (2003): Bundes-HGW, Acker Oberboden, Typ III	Zn, Pb
A_35 / Sandsteine	LABO (2003): Landes-HGW für BY, Acker Oberboden, ohne Substratdifferenzierung, Typ II/III (Verdichtungsraum/ländl. Raum)	PCB
A_37 / Löss	LABO (2003): Landes-HGW für BY, Acker Oberboden, ohne Substratdifferenzierung, Typ II/III (Verdichtungsraum/ländl. Raum)	PCB
A_38 / Löss	LABO (2003): Landes-HGW für BY, Acker Oberboden, ohne Substratdifferenzierung, Typ II/III (Verdichtungsraum/ländl. Raum)	PCB
A_39 / Sandsteine	LABO (2003): Landes-HGW für BY, Acker Oberboden, ohne Substratdifferenzierung, Typ II/III (Verdichtungsraum/ländl. Raum)	PCB
A_40 / Saure Magmatite und Metamorphite	LABO (2003): Landes-HGW für BY, Acker Oberboden, ohne Substratdifferenzierung, Typ II/III (Verdichtungsraum/ländl. Raum)	PCB, Pb
A_41 / Tongesteine	LABO (2003): Landes-HGW für BY, Acker Oberboden, Typ 0 (ohne Gebietsdifferenzierung)	Cu, Ni, Pb, PCB
A_42 / Karbonatgesteine	LABO (2003): Landes-HGW für BY, Acker Oberboden, Typ 0 (ohne Gebietsdifferenzierung)	Cr, Hg, Pb, PCB
A_42 / Sandsteine	LABO (2003): Landes-HGW für BY, Acker Oberboden, ohne Substratdifferenzierung, Typ II/III (Verdichtungsraum/ländl. Raum)	PCB
G_1 / Geschiebemergel /-lehme (Süd)	LABO (2003): Landes-HGW für BW, Grünland Oberboden, Typ III (ländl. Raum) (Raumeinheit liegt größtenteils in BW, Raumeinheit kommt auch in BY vor)	As, Pb
G_1 / Karbonatgesteine	LABO (2003): Bundes-HGW, Grünland Oberboden, Typ III	Cd, Ni
G_1 / Saure Magmatite und Metamorphite	LABO (2003): Bundes-HGW, Grünland Oberboden, Typ III	Cd, Cu, Pb
G_1 / Tongesteine	LABO (2003): Bundes-HGW, Grünland Oberboden, Typ III	Ni, Pb
G_2 / Basische Magmatite und Metamorphite	LABO (2003): Bundes-HGW, Grünland Oberboden, Typ III	Cu, Cr, Ni, Pb, Zn
G_2 / Moore (einschl. kultivierte Moore) (Nordwest)	LABO (2003): Landes-HGW für NI, Grünland Oberboden, Typ 0 (ohne Gebietsdifferenzierung)	As, Cd, Cu, Hg, Pb
G_2 / Sande (Nordwest) / Urban	LABO (2003): Landes-HGW für NW, Acker Oberboden, Typ I (Ballungskern)	Cr, Cu, Ni, Cd, Hg, Zn

Name der Raumeinheit	Herkunft der Hintergrundwerte für Böden	Schadstoff(e)
G_2 / Sedimente im Gezeitenbereich	LABO (2003): Landes-HGW für NI, Grünland Oberboden, Typ 0 (ohne Gebietsdifferenzierung)	As, Cd, Pb, Zn
G_2 / Tongesteine	LABO (2003): Bundes-HGW, Grünland Oberboden, Typ III	Ni, Pb
G_3 / Sande (Nordwest)	LABO (2003): Landes-HGW für SH, Grünland Oberboden, Bodenartenhauptgruppe Sand, Typ III (ländl. Raum)	Cd, Pb
W_1 / Auensedimente	LABO (2003): Bundes-HGW, Wald Oberboden, Typ III	Pb
W_1 / Karbonatgesteine	LABO (2003): Bundes-HGW, Wald Oberboden, Typ III	Cd, Pb, Zn
W_1 / Löss	LABO (2003): Bundes-HGW, Wald Oberboden, Typ III	Pb
W_1 / Sande (Nordwest)	LABO (2003): Bundes-HGW, Wald Oberboden, Typ III	Cd, Pb
W_1 / Sandsteine	LABO (2003): Bundes-HGW, Wald Oberboden, Typ III	Pb
W_1 / Tongesteine	LABO (2003): Bundes-HGW, Wald Oberboden, Typ III	Ni, Pb
W_2 / Karbonatgesteine	LABO (2003): Bundes-HGW, Wald Oberboden, Typ III	Cd, Pb, Zn
W_2 / Löss	LABO (2003): Bundes-HGW, Wald Oberboden, Typ III	Pb
W_2 / Sande (Nordost)	LABO (2003): Bundes-HGW, Wald Oberboden, Typ III	Pb
W_2 / Sande (Nordwest)	LABO (2003): Bundes-HGW, Wald Oberboden, Typ III	Cd, Pb
W_2 / Saure Magmatite und Metamorphite	LABO (2003): Bundes-HGW, Wald Oberboden, Typ III	Pb
W_2 / Sandsteine	LABO (2003): Bundes-HGW, Wald Oberboden, Typ III	Pb
W_2 / Tongesteine	LABO (2003): Bundes-HGW, Wald Oberboden, Typ III	Ni, Pb

Eine zusammenfassende Bewertung der Vorsorgewertüberschreitungen durch den 90. Perzentilwert ist nicht möglich. Die Überschreitungen der Vorsorgewerte durch den 50. Perzentilwert der Hintergrundwerte lassen sich jedoch drei Gruppen zuordnen. Sie kommen insbesondere vor

- bei Schadstoffen, die meist geogen bedingt in erhöhten Konzentrationen vorkommen (Cr, Ni) (basische Magmatite / Metamorphite),
- bei Raumeinheiten, in denen die Bodenausgangsgesteine Saure Magmatite/Metamorphite, und Tongesteine (Blei) vorherrschen sowie
- bei urbaner Siedlungsstruktur.

Zieht man die Erkenntnisse aus der Analyse der Eintragsfrachten heran (vgl. Kap. C 9), so relativiert sich die Problematik für Blei etwas. Es kommt zwar in sehr vielen Nutzungsformen zu höheren Einträgen als Austrägen, d.h. zu einer deutlichen bis sehr deutlichen Anreicherung, nur bei konventioneller Ackerbewirtschaftung unter der Düngestrategie Kompost erreichen jedoch die ermittelten Frachten die zulässigen Zusatzbelastungen nach § 11 BBodSchV. Für Wald- und Grünlandnutzung sind derart hohe Frachten nicht zu erwarten.

Für Nickel ergaben die Bilanzen eher ausgeglichene oder negative Salden, wobei Unsicherheiten im Hinblick auf die eingehenden Austragsdaten bestehen. Bei Kupfer und Zink dagegen zeigte die Analyse in Kapitel C 9, dass die konventionelle Bewirtschaft von Ackerland mit Klärschlamm oder Kompost zu Frachten führen kann, die über denen der zulässigen Zusatzbelastungen nach § 11 BBodSchV liegen. Bei Terrassen- und Schotterablagerungen vor allem im urbanen Umfeld ist darauf zu achten.

E 4.2 Überschreitung der zulässigen Zusatzbelastung nach § 11 BBodSchV

§ 11 BBodSchV zielt auf eine Verhinderung des Entstehens schädlicher stofflicher Bodenveränderungen durch weitere Stoffeinträge.

§ 11 BBodSchV Zulässige Zusatzbelastung

(1) Werden die in Anhang 2 Nr. 4.1 festgesetzten Vorsorgewerte bei einem Schadstoff überschritten, ist insoweit eine Zusatzbelastung bis zur Höhe der in Anhang 2 Nr. 5 festgesetzten jährlichen Frachten des Schadstoffes zulässig. Dabei sind die Einwirkungen auf den Boden über Luft und Gewässer sowie durch unmittelbare Einträge zu beachten.

(2) Soweit die in Anhang 2 Nr. 5 festgesetzte zulässige Zusatzbelastung bei einem Schadstoff überschritten ist, sind die geogenen oder großflächig siedlungsbedingten Vorbelastungen im Einzelfall zu berücksichtigen.

(3) Die in Anhang 2 Nr. 5 festgesetzten Frachten bestimmen nicht im Sinne des § 3 Abs. 3 Satz 2 des Bundesbodenschutzgesetzes, welche Zusatzbelastungen durch den Betrieb einer Anlage nicht als ursächlicher Beitrag zum Entstehen schädlicher Bodenveränderungen anzusehen sind.

Tab. E 13: Zulässige zusätzliche jährliche Frachten in g/(ha*a) nach Anhang 2, Abs. 5 BBodSchV

Cadmium	Kupfer	Nickel	Blei	Zink	Chrom	Quecksilber
6	360	100	400	1200	300	1,5

Der § 11 BBodSchV erläutert die Anwendung der Werte für die „Zulässigen zusätzlichen jährlichen Frachten an Schadstoffen über alle Wirkungspfade“ (vgl. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Eine Überschreitung der Vorsorgewerte nach BBodSchV löst die Anwendung des § 11 aus. Maßnahmen zur Begrenzung von Einträgen der aufgeführten Stoffe auf die genannten zulässigen jährlichen Frachten sind zu ergreifen (FEHLAU et al. 2000). Ausgenommen sind vorsorgebezogene Auflagen an die landwirtschaftliche Bodennutzung. Die zulässige Zusatzbelastung ist hier als Maßstab für die Festlegung von Grenzwerten für bewirtschaftungsbedingte Einträge zu sehen.

Wie man aus der Aufstellung in Tab. E 14 ersehen kann, werden unter den gesetzten Randbedingungen die derzeit geltenden zulässigen Zusatzbelastungen nach § 11 BBodSchV bei einer Vielzahl von Raumeinheiten und Eintrags Szenarien überschritten. Dies gilt jedoch mit wenigen Ausnahmen nur für die Bewirtschaftungsstrategien, die auf eine Kombination aus Grunddüngung über Komposte oder kommunale Klärschlämme mit einer Aufdüngung über mineralklose Düngemittel setzen. Die Überschreitungen der Frachtwerte sind zudem vor allem für die Parameter Zink und Kupfer zu verzeichnen.

Die wenigen Ausnahmen sind die als Sensitivitäten gerechneten Szenarien der Düngung mit Schweinegülle – auch wiederum nur für Kupfer und Zink – sowie die ausschließliche Düngung mit Mineraldünger, hier ausschließlich für Cadmium. In einigen Fällen sind insbesondere für die Bewirtschaftungsstrategien Kompost auch noch für weitere Parameter rechnerische Überschreitungen der zulässigen Zusatzbelastung nach §11 BBodenSchV zu verzeichnen.

Gerade bei Kupfer und Zink resultieren die bilanzierten Frachten vor allem aus dem Anteil, der rechnerisch über die Düngemittel den Böden zugeführt wird und weniger aus dem Anteil, der aus der atmosphärischen Deposition resultiert. Allein der Anteil aus der Bewirtschaftung führt für Kupfer schon bei einem Drittel der Szenarien zu Eintragsfrachten, die die Werte nach § 11 BBodSchV überschreiten, immer verbunden mit Düngestrategien, die auf Kompost oder kommunalen Klärschlämmen aufbauen. Sehr ähnlich sieht es für Zink aus. Hier ist die Anreicherung vor allem

auf die Düngestrategie Kompost zurückzuführen. Sowohl bei Kompost als auch bei kommunalen Klärschlämmen wurden Gehalte an Kupfer und Zink angesetzt, die die derzeitige durchschnittliche Belastung wiedergeben und die entsprechenden Grenzwerte der Klärschlammverordnung oder Bioabfallverordnung deutlich unterschreiten. Die jeweiligen zusätzlichen Höchstbelastungen liegen mindestens um den Faktor 2 über den der Bilanzierung zugrunde gelegten Gehalte.

Tab. E 14: Raumeinheiten mit Überschreitung der zulässigen Frachten nach BBodSchV

Raumeinheit	BL	Bewirtschaftungsstrategie	Stoff_Abk	Eintragsfracht [g/(ha*a)]	zulässige Zusatzbelastung [g/(ha*a)]
A_01 / Löss	NI	KS	Cu	387	360
A_02 / Löss		Ko	Cu	429	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1634	1200
		KS	Cu	447	360
		KS	Zn	1247	1200
A_03 / Geschiebemergel /-lehme (Nordost)		Ko	Cu	434	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1652	1200
		KS	Cu	490	360
		KS	Zn	1351	1200
A_03 / Geschiebemergel /-lehme (Nordwest)	SH	Ko	Cu	434	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1652	1200
		KS	Cu	490	360
		KS	Zn	1351	1200
A_04 / Löss	TH	Ko	Cu	431	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1638	1200
		KS	Cu	447	360
		KS	Zn	1243	1200
A_05 / Löss	NW	KS	Cu	381	360
A_05 / Löss / Urban	NW	Ko	Cd	6	6
		KS	Cd	6	6
		KS	Cu	517	360
		KS	Zn	1348	1200
		MD	Cd	6	6
A_06 / Geschiebemergel /-lehme mit sandiger Deckschicht		Ko	Cu	428	360
		Ko	Ni	115	100
		Ko	Zn	1625	1200
		KS	Cu	393	360
A_06 / Sande (Nordost)		Ko	Cu	428	360
		Ko	Ni	115	100
		Ko	Zn	1625	1200
		KS	Cu	393	360
A_06 / Sande (Nordwest)		Ko	Cu	428	360
		Ko	Ni	115	100
		Ko	Zn	1625	1200
		KS	Cu	393	360

Raumeinheit	BL	Bewirtschaftungsstrategie	Stoff_Abk	Eintragsfracht [g/(ha*a)]	zulässige Zusatzbelastung [g/(ha*a)]
A_07 / Lössse	BW	Ko	Cu	430	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1636	1200
		KS	Cu	513	360
		KS	Zn	1408	1200
A_08 / Lössse		Ko	Cu	434	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1652	1200
		KS	Cu	497	360
		KS	Zn	1367	1200
A_09 / Lössse		Ko	Cu	435	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1664	1200
		KS	Cu	527	360
		KS	Zn	1446	1200
		WD Schwein	Cu	375	360
		WD Schwein	Zn	1529	1200
A_09 / Sande (Nordwest)		Ko	Cu	435	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1664	1200
		KS	Cu	527	360
		KS	Zn	1446	1200
		WD Schwein	Cu	375	360
		WD Schwein	Zn	1529	1200
A_10 / Geschiebemergel /-lehme (Süd)	BW	Ko	Cu	434	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1649	1200
		KS	Cu	490	360
		KS	Zn	1349	1200
A_11 / Sande (Nordwest)	NI	Ko	Cu	434	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1659	1200
		KS	Cu	510	360
		KS	Zn	1404	1200
A_11 / Sedimente im Gezeitenbereich	NI	Ko	Cu	434	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1659	1200
		KS	Cu	510	360
		KS	Zn	1404	1200
A_12 / Terrassen- und Schotterablagerungen	NW	Ko	Cu	437	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1671	1200
		KS	Cu	554	360
		KS	Zn	1511	1200
A_12 / Terrassen- und Schotterablagerungen / Urban	NW	Ko	Cd	9	6
		Ko	Cu	573	360
		Ko	Ni	135	100

Raumeinheit	BL	Bewirtschaftungsstrategie	Stoff_Abk	Eintragsfracht [g/(ha*a)]	zulässige Zusatzbelastung [g/(ha*a)]
		Ko	Pb	465	400
		Ko	Zn	1919	1200
		KS	Cd	7	6
		KS	Cu	689	360
		KS	Zn	1759	1200
		MD	Cd	8	6
A_13 / Sande (Nordwest)	SH	Ko	Cu	435	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1655	1200
		KS	Cu	514	360
		KS	Zn	1408	1200
A_14 / Sande (Nordwest)	NI	Ko	Cu	435	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1693	1200
		KS	Cu	523	360
		KS	Zn	1465	1200
		WD Schwein	Cu	371	360
		WD Schwein	Zn	1546	1200
A_15 / Sande (Nordwest)	NW	Ko	Cu	440	360
		Ko	Ni	117	100
		Ko	Zn	1683	1200
		KS	Cu	557	360
		KS	Zn	1522	1200
		WD Schwein	Cu	434	360
		WD Schwein	Zn	1751	1200
A_15 / Sande (Nordwest) / Urban	NW	Ko	Cd	9	6
		Ko	Cu	576	360
		Ko	Ni	135	100
		Ko	Pb	465	400
		Ko	Zn	1931	1200
		KS	Cd	7	6
		KS	Cu	693	360
		KS	Zn	1770	1200
		MD	Cd	8	6
		WD	Cd	6	6
		WD	Cu	398	360
		WD	Zn	1392	1200
		WD Schwein	Cu	569	360
		WD Schwein	Zn	1999	1200
A_16 / Sandlöße	NW	Ko	Cu	431	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1677	1200
		KS	Cu	530	360
		KS	Zn	1483	1200
A_16 / Sandlöße / Urban	NW	Ko	Cd	9	6
		Ko	Cu	567	360
		Ko	Ni	135	100

Raumeinheit	BL	Bewirtschaftungsstrategie	Stoff_Abk	Eintragsfracht [g/(ha*a)]	zulässige Zusatzbelastung [g/(ha*a)]
		Ko	Pb	465	400
		Ko	Zn	1925	1200
		KS	Cd	7	6
		KS	Cu	666	360
		KS	Zn	1731	1200
		MD	Cd	7	6
A_17 / Löss		Ko	Cu	432	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1643	1200
		KS	Cu	464	360
		KS	Zn	1285	1200
A_18 / Tongesteine		Ko	Cu	431	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1636	1200
		KS	Cu	440	360
		KS	Zn	1226	1200
A_19 / Karbonatgesteine		Ko	Cu	429	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1630	1200
		KS	Cu	407	360
A_19 / Sandsteine		Ko	Cu	429	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1630	1200
		KS	Cu	407	360
A_19 / Tongesteine		Ko	Cu	429	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1630	1200
		KS	Cu	407	360
A_21 / Tongesteine		Ko	Cu	429	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1621	1200
		KS	Cu	402	360
A_22 / Karbonatgesteine		Ko	Cu	430	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1632	1200
		KS	Cu	431	360
		KS	Zn	1204	1200
A_22 / Tongesteine		Ko	Cu	430	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1632	1200
		KS	Cu	431	360
		KS	Zn	1204	1200
A_23 / Löss		KS	Cu	385	360
A_24 / Löss		Ko	Zn	1383	1200
		KS	Cu	387	360
A_25 / Löss		Ko	Cu	417	360
		Ko	Ni	113	100

Raumeinheit	BL	Bewirtschaftungsstrategie	Stoff_Abk	Eintragsfracht [g/(ha*a)]	zulässige Zusatzbelastung [g/(ha*a)]
		Ko	Zn	1590	1200
		KS	Cu	439	360
		KS	Zn	1228	1200
A_26 / Löss		Ko	Cu	386	360
		Ko	Ni	105	100
		Ko	Zn	1477	1200
		KS	Cu	428	360
A_27 / Sande (Nordwest)	NI	Ko	Cu	384	360
		Ko	Ni	104	100
		Ko	Zn	1511	1200
		KS	Cu	403	360
A_28 / Löss	BY	Ko	Cu	431	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1696	1200
		KS	Cu	454	360
		KS	Zn	1316	1200
A_29 / Sande (Nordwest)	NI	Ko	Cu	431	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1662	1200
		KS	Cu	451	360
		KS	Zn	1277	1200
A_30 / Löss		Ko	Cu	431	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1640	1200
		KS	Cu	447	360
		KS	Zn	1245	1200
A_30 / Sandsteine		Ko	Cu	431	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1640	1200
		KS	Cu	447	360
		KS	Zn	1245	1200
A_31 / Löss		Ko	Cu	429	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1632	1200
		KS	Cu	425	360
		WD Schwein	Zn	1258	1200
A_32 / Geschiebemergel /-lehme (Nordost)	MV	Ko	Cu	433	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1650	1200
		KS	Cu	474	360
		KS	Zn	1315	1200
A_32 / Sande (Nordost)	MV	Ko	Cu	433	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1650	1200
		KS	Cu	474	360
		KS	Zn	1315	1200
A_33 / Löss		Ko	Cu	429	360

Raumeinheit	BL	Bewirtschaftungsstrategie	Stoff_Abk	Eintragsfracht [g/(ha*a)]	zulässige Zusatzbelastung [g/(ha*a)]
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1628	1200
		KS	Cu	411	360
A_33 / Saure Magmatite und Metamorphite		Ko	Cu	429	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1628	1200
		KS	Cu	411	360
A_34 / Löss		Ko	Cu	428	360
		Ko	Ni	115	100
		Ko	Zn	1619	1200
		KS	Cu	381	360
A_34 / Sandlöss	SN	Ko	Cu	428	360
		Ko	Ni	115	100
		Ko	Zn	1619	1200
		KS	Cu	381	360
A_35 / Sandsteine	BY	Ko	Cu	424	360
		Ko	Ni	114	100
		Ko	Zn	1605	1200
		KS	Cu	369	360
A_36 / Geschiebemergel /-lehme (Nordost)		Ko	Cu	430	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1634	1200
		KS	Cu	417	360
A_36 / Sande (Nordwest)	MV	Ko	Cu	430	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1634	1200
		KS	Cu	417	360
A_37 / Löss	BY	Ko	Cu	434	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1652	1200
		KS	Cu	496	360
		KS	Zn	1364	1200
A_38 / Löss	BY	Ko	Cu	434	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1655	1200
		KS	Cu	497	360
		KS	Zn	1371	1200
A_39 / Sandsteine	BY	Ko	Cu	429	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1628	1200
		KS	Cu	407	360
A_40 / Saure Magmatite und Metamorphite	BY	Ko	Cu	433	360
		Ko	Ni	116	100
		Ko	Zn	1651	1200
		KS	Cu	478	360
		KS	Zn	1325	1200
A_41 / Tongesteine	BY	Ko	Cu	428	360

Raumeinheit	BL	Bewirtschaftungsstrategie	Stoff_Abk	Eintragsfracht [g/(ha*a)]	zulässige Zusatzbelastung [g/(ha*a)]
		Ko	Ni	115	100
		Ko	Zn	1624	1200
		KS	Cu	396	360
A_42 / Karbonatgesteine	BY	Ko	Zn	1350	1200
		KS	Cu	382	360
A_42 / Sandsteine	BY	Ko	Zn	1350	1200
		KS	Cu	382	360
G_2 / Sande (Nordwest) / Urban	NW	MD	Cd	7	6

E 4.3 Überschreitung von Vorsorgewerten und zulässiger Zusatzbelastung nach § 11 BBodSchV

Für die Raumeinheiten, bei denen das 50. Perzentil der Hintergrundwerte über den Vorsorgewerten liegt, werden keine Anreicherungszenarien (zeitliche Hochrechnung) bilanziert, weil hier die Beurteilungsschwelle bereits überschritten ist. Vielmehr gilt es, diese Raumeinheiten in der Maßnahmenplanung besonders zu betrachten. Wesentlich für die Bewertung sind hier die zulässigen Zusatzbelastungen nach § 11 BBodSchV.

§ 11 BBodSchV ist ein Paragraph der eine Vorsorgeregelung beinhaltet. Er zielt auf eine Verhinderung des Entstehens schädlicher stofflicher Bodenveränderungen durch weitere Stoffeinträge. Interessant für das Forschungsvorhaben sind daher Raumeinheiten, in denen die Vorsorgewerte bereits überschritten sind und für die somit die zulässigen jährlichen Frachten nach § 11 BBodSchV gelten. In Tab. E 15 sind Raumeinheiten mit Überschreitung der Vorsorgewerte (90. Perzentil) und der zulässigen Frachten nach BBodSchV zusammenfassend dargestellt.

Bei Betrachtung der Angaben in Tabelle E 15 zeigen sich in einigen Fällen Übereinstimmungen zwischen Vorsorgewertüberschreitungen und Überschreitungen der zulässigen Eintragsfrachten – bei den zugrundegelegten Teilfrachten atmosphärische Deposition und einigen Bewirtschaftungsstrategien (insbesondere Kompost und Klärschlamm). Da in der Regel der Teilstrom Düngung kurzfristiger zu beeinflussen ist als die Schadstoffeinträge aus der Atmosphäre, sollte zumindest in diesen Fällen auf diejenige Düngestrategie verzichtet werden, die mit diesen hohen Frachten verbunden ist.

Tab. E 15: Raumeinheiten mit Überschreitung von Vorsorgewerten (90. Perzentil) und zulässigen Frachten nach BBodSchV

Raumeinheit	BL	Vorsorgewertüberschreitung durch den Hintergrundwert (90. Perzentil)	Bewirtschaftungsstrategie	Eintragsfracht [g/(ha*a)]*				
				Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
A_11 / Sedimente im Gezeitenbereich	NI	Zn	Ko	4,79	434	116	342	1659
			KS	2,87	510	49	108	1404
A_12 / Terrassen- und Schotterablagerungen	NW	Ni, Zn	Ko	4,99	437	116	343	1671
			KS	3,02	554	52	116	1511
A_12 / Terrassen- und Schotterablagerungen / Urban**	NW	Cd, Cu, Ni, Pb, Zn	Ko	8,92	573	135	465	1919
			KS	6,95	689	71	238	1759
			MD	7,59	209	34	158	647
A_15 / Sande (Nordwest)	NW	Zn	Ko	5,44	440	117	343	1683
			KS	3,48	557	53	116	1522
			WD Schwein	1,59	434	29	40	1751
A_15 / Sande (Nordwest) / Urban	NW	Cd, Cu, Ni, Pb, Zn	Ko	9,37	576	135	465	1931
			KS	7,41	693	71	238	1770
			MD	8,10	213	35	158	659
			WD	6,23	398	42	160	1392
			WD Schwein	5,52	569	47	162	1999
A_18 / Tongesteine		Cu, Ni, Zn	Ko	4,42	431	116	342	1636
			KS	2,59	440	44	97	1226
A_19 / Karbonatgesteine		Cu, Ni	Ko	4,24	429	116	341	1630
			KS	2,45	407	41	90	1149
A_19 / Tongesteine		Cu, Ni, Zn	Ko	4,24	429	116	341	1630
			KS	2,45	407	41	90	1149
A_21 / Tongesteine		Cu, Ni, Zn	Ko	4,22	429	116	340	1621
			KS	2,43	402	41	89	1129
A_22 / Karbonatgesteine		Cu, Ni	Ko	4,38	430	116	342	1632
			KS	2,56	431	43	95	1204
A_22 / Tongesteine		Cu, Ni, Zn	Ko	4,38	430	116	342	1632
			KS	2,56	431	43	95	1204
A_33 / Saure Magmatite und Metamorphite		Cu	Ko	4,27	429	116	342	1628
A_41 / Tongesteine	BY	Cu, Ni	Ko	4,18	428	115	340	1624
			KS	2,40	396	40	88	1117
G_2 / Sande (Nordwest)	NW	Cd	MD	3,9	63	13	37	350

* **grau:** Überschreitung der zulässigen zusätzlichen jährlichen Frachten nach Anhang 2, Abs. 5 BBodSchV

** In dieser Raumeinheit liegt auch das 50. Perzentil der landesspezifischen Hintergrundwerte über dem Vorsorgewert.

Ko = Kompost, **KS** = Klärschlamm, **MD** = Mineraldünger, **WD** = Wirtschaftsdünger

E 4.4 Raumeinheiten mit zeitnaher Vorsorgewertüberschreitung

Zur Identifizierung von Szenarien bzw. Raumeinheiten, in denen eine Überschreitung der Vorsorgewerte zeitnah zu erwarten ist, wird die Werteverteilung des Zeitraums für die Szenarien der Gruppen A/Ko, A/KS, A/MD, A/urban, A/WD, G/MD, G/WD, G/urban, Öko, S, W (vgl. Tab. E 16) untersucht. Im Unterschied zu den oben dargestellten Auswertungen wird hier die Vorbelastung der Böden berücksichtigt, um kritische Raumeinheiten bzw. Szenarien zu identifizieren.

In Tab. E 16 sind Raumeinheiten mit der jeweiligen Düngestrategie aufgeführt, die die bodenartenspezifischen Vorsorgewerte in 100 Jahren bereits erreicht oder überschritten haben. Bei den hier prognostizierten Anreicherungen sind in insgesamt 42 Raumeinheiten die Vorsorgewerte bereits in 100 Jahren überschritten, davon 30 Acker-, 9 Grünland- und 3 Wald-Raumeinheiten.

Die Bilanzierung erfolgte auf Basis der 90. Perzentile der Hintergrundwerte für Oberböden. Grundlage sind die in Kapitel B beschriebenen Bilanzrechnungen mit Ein- und Austragsfrachten und der darauf aufbauenden Berechnung zeitlicher Anreicherungsraten unter Berücksichtigung der langfristig verbleibenden Anteile organischer Düngemittel im Boden.

Wie bereits aufgezeigt, ist der Zeitraum bis zum Erreichen der Vorsorgewerte dann am kürzesten, wenn auf die Düngestrategie Kompost oder kommunaler Klärschlamm zurückgegriffen wird, insbesondere in Kombination mit einem hohen Eintrag aus der Atmosphäre. Analog zur Empfehlung für die Raumeinheiten, in denen es bereits zu einer Überschreitung der Vorsorgewerte (90-Perzentil) kommt, sollte die Bewirtschaftung der Flächen überdacht und angepasst bzw. auch auf eine weitere Verringerung der Einträge aus der Atmosphäre geachtet werden.

Beispielhaft für Cadmium ist in Abb. E 33 der Zeitraum bis zum Erreichen des Vorsorgewertes für Bilanz-Szenarien mit Bewirtschaftungsstrategie Kompost im Vergleich von 50. Perzentil und 90. Perzentil dargestellt. Es zeigt sich, dass diese Zeiträume in Abhängigkeit der Standortbedingungen in der jeweiligen Raumeinheit stark differieren können.

Tab. E 16: Raumeinheiten mit zeitnahe Erreichen des Vorsorgewertes nach BBodSchV

Ko = Kompost, KS = Klärschlamm, MD = Mineraldünger, WD = Wirtschaftsdünger

Raumeinheit	BL	Bewirtschaftungsstrategie	Stoff	Geschätzter Zeitraum bis zum Erreichen des Vorsorgewerts [Jahre] (Ausgangspunkt: 90. Perzentil der Hintergrundwerte)
A_05 / Löss / Urban	NW	Ko	Cd	77
		KS	Cd	81
		MD	Cd	81
		WD	Cd	87
A_06 / Geschiebemergel /-lehme mit sandiger Deckschicht		Ko	Cu	76
			Zn	57
		KS	Cu	84
A_06 / Sande (Nordost)		Ko	Zn	89
			Cu	98
			Pb	25
		KS	Zn	63
			Pb	97
A_06 / Sande (Nordwest)		Ko	Pb	99
			Zn	76
		KS	Zn	57
			Cu	84
A_07 / Löss	BW	Ko	Zn	89
			Cr	0

Raumeinheit	BL	Bewirtschaftungsstrategie	Stoff	Geschätzter Zeitraum bis zum Erreichen des Vorsorgewerts [Jahre] (Ausgangspunkt: 90. Perzentil der Hintergrundwerte)	
		KS	Cr	0	
		MD	Cr	0	
		WD	Cr	0	
A_09 / Sande (Nordwest)		Ko	Cu	79	
			Zn	60	
		KS	Cu	63	
			Zn	72	
		WD	Zn	97	
		WD Schwein	Cu	95	
			Zn	67	
A_10 / Geschiebemergel /-lehme (Süd)	BW	Ko	Cr	0	
		KS	Cr	0	
		WD	Cr	0	
		MD	Cr	0	
A_11 / Sande (Nordwest)	NI	Ko	Cu	95	
			Zn	97	
		KS	Cu	78	
A_11 / Sedimente im Gezeitenbereich	NI	Ko	As	0	
			KS	As	0
		MD	Cu	99	
			As	0	
WD	As	0			
A_12 / Terrassen- und Schotterablagerungen	NW	Ko	Cu	0	
			KS	Cu	0
			WD	Cu	0
A_13 / Sande (Nordwest)	SH	Ko	Zn	71	
			KS	Cu	87
				Zn	89
A_14 / Sande (Nordwest)	NI	Ko	Cu	90	
			Zn	87	
		KS	Cu	73	
			WD Schwein	Zn	97
A_15 / Sande (Nordwest)	NW	Ko	Cr	61	
			Cu	59	
			Ni	75	
			Pb	87	
		KS	Cu	45	
			WD Schwein	Cu	60
A_16 / Sandlöss / Urban	NW	Ko	Cd	57	
			Pb	91	
			Zn	75	
		KS	Cd	75	
			Zn	85	
			MD	Cd	68
WD	Cd	91			
A_18 / Tongesteine		Ko	Cd	70	
			Cr	95	
A_19 / Tongesteine		Ko	Cd	71	
			Cr	90	
A_21 / Tongesteine		Ko	Cd	72	
			Cr	91	
A_22 / Tongesteine		Ko	Cd	70	
			Cr	92	
A_27 / Sande (Nordwest)	NI	Ko	Cu	100	
			Zn	93	
		KS	Cu	95	
A_29 / Sande (Nordwest)	NI	Ko	Cu	89	
			Zn	86	
			KS	Cu	84
A_32 / Sande (Nordost)	MV	Ko	Cu	21	
			Hg	93	
			Zn	67	

Raumeinheit	BL	Bewirtschaftungsstrategie	Stoff	Geschätzter Zeitraum bis zum Erreichen des Vorsorgewerts [Jahre] (Ausgangspunkt: 90. Perzentil der Hintergrundwerte)
		KS	Cu	19
			Hg	98
			Zn	87
		WD	Cu	68
A_33 / Saure Magmatite und Metamorphite		Ko	Cd	69
			Cu	0
		KS	Cu	0
		MD	Cu	0
		WD	Cu	0
A_36 / Sande (Nordwest)	MV	Ko	Cu	22
			Hg	99
			Zn	68
		KS	Cu	22
		WD	Cu	84
A_40 / Saure Magmatite und Metamorphite	BY	Ko	Cu	47
			Zn	47
		KS	Cu	42
			Zn	64
A_41 / Tongesteine	BY	Ko	Cr	90
			Zn	86
G_1 / Karbonatgesteine		MD	Cr	0
		WD	Cr	0
			Cu	55
			Zn	51
G_1 / Saure Magmatite und Metamorphite		WD	Zn	12
G_1 / Tongesteine		WD	Cu	63
			Zn	22
G_2 / Basische Magmatite und Metamorphite		MD	Cd	73
G_2 / Moore (einschl. kultivierte Moore) (Nordwest)	NI	WD	Zn	74
G_2 / Sande (Nordwest)		MD	Cd	31
G_2 / Sedimente im Gezeitenbereich	NI	WD	Cu	38
G_2 / Tongesteine		WD	Zn	66
G_3 / Sande (Nordwest)	SH	WD	Cu	64
			Zn	13
W_1 / Sande (Nordwest)		Kalk	Cu	98
		keine Kalkung	Cu	98
W_2 / Sande (Nordost)		Kalk	Cd	68
		keine Kalkung	Cd	75

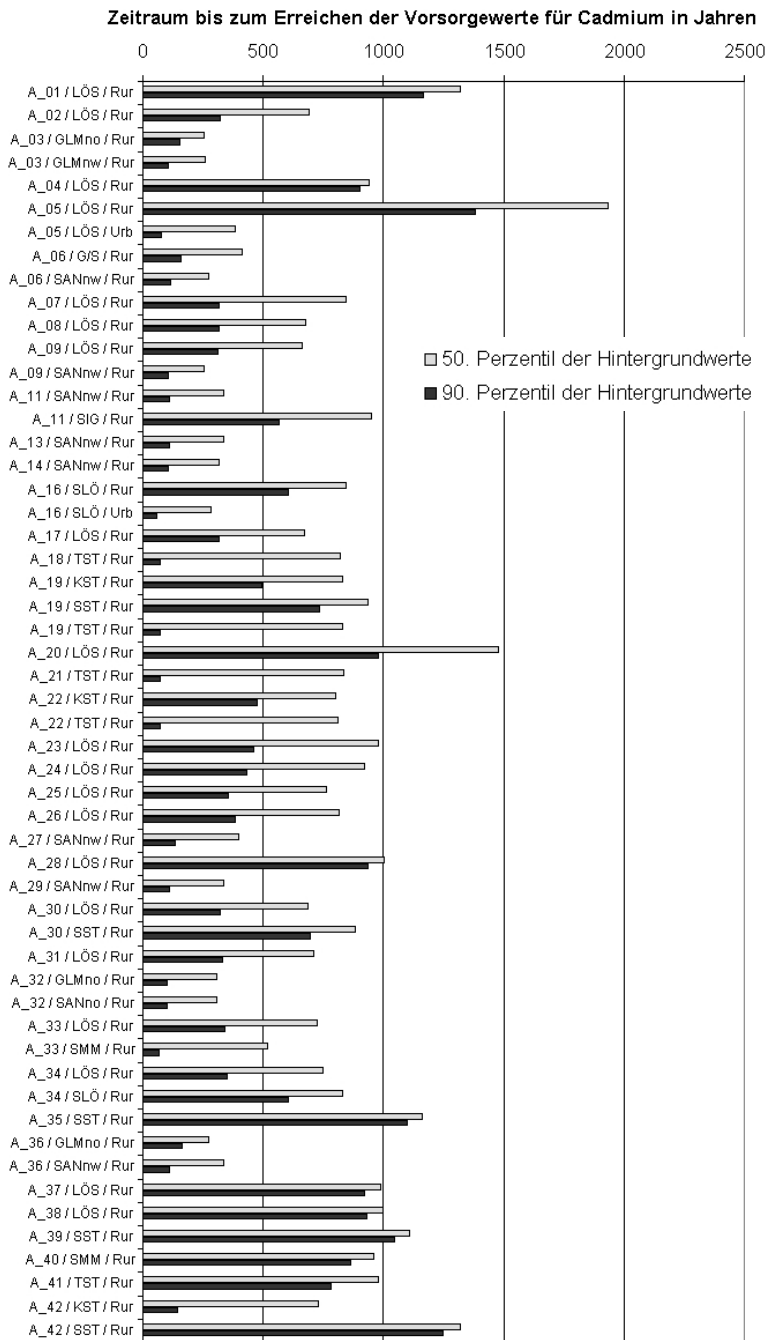


Abb. E 33: Zeitraum bis zum Erreichen des Vorsorgewertes für Cadmium für Bilanz-Szenarien mit Bewirtschaftungsstrategie Kompost

In welcher Größenordnung die Anreicherung bei Verrechnung unterschiedlicher Depositionsfrachten variieren kann, ist am Beispiel von Blei in Abb. E 34 dargestellt. Im Beispiel werden die prognostizierten Anreicherungen von Blei im Oberboden für rurale und urbane Eintragsbedingungen gegenübergestellt. Es ist erkennbar, dass zeitnah Anreicherungen in vergleichbarer Größenordnung zu erwarten sind, während sich der Unterschied mit zunehmender Länge des Betrachtungszeitraums exponentiell erhöht.

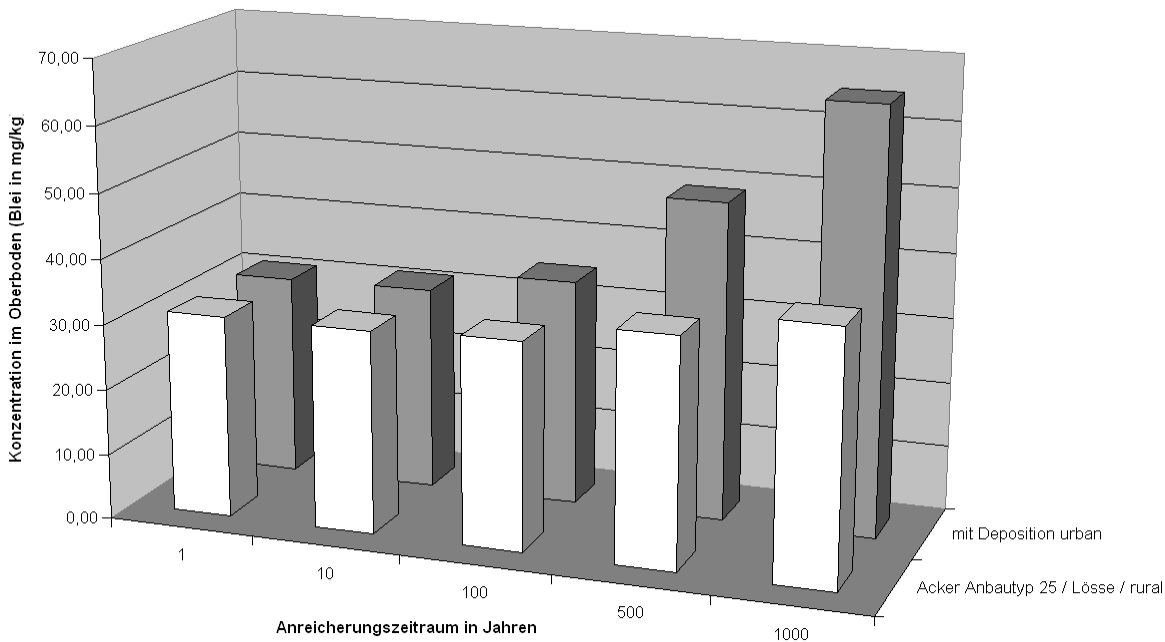


Abb. E 34: Vergleich der Anreicherung von Blei im Oberboden bei unterschiedlichen Depositionseinträgen für die Bewirtschaftungsstrategie Wirtschaftsdünger

E 5 ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG

E 5.1 Randbedingungen für Stoffanreicherungen

Teilfracht atmosphärische Deposition

Für viele der diskutierten und analysierten Schadstofffrachten ist der aus der atmosphärischen Deposition resultierende Anteil bedeutend. Insbesondere bei einer erhöhten Luftschadstoffbelastung, d.h. beispielsweise in einem urbanen Umfeld, führt dies zu Eintragsfrachten, die die aus deren Bewirtschaftung stammenden Frachten deutlich übersteigen können. Um Eintragsfrachten in die Böden zu minimieren, darf daher der Teilstrom atmosphärische Deposition nicht vernachlässigt werden.

Die Kenntnisse, woher die bestehende Belastung der Luft mit Schadstoffen in Deutschland kommt, d.h. welche Emittengruppe hierfür verantwortlich ist, sind vergleichsweise gering. Eine entsprechende Datenbank beim Umweltbundesamt, in der die spezifischen Emissionen einzelner Branchen mit Aktivitätsraten d.h. Wirtschaftsdaten verknüpft werden und letztendlich der Bedienung der verschiedenen Berichtspflichten dienen sollen, ist noch im Aufbau begriffen. Durch TNO (DENIER

2005) wurde für Deutschland eine erste grobe Abschätzung vorgenommen, die in der unten aufgeführten Tabelle zitiert ist.

Deutlich wird, dass eine Minderung der Emissionsfrachten für **Cadmium, Blei und Nickel** vor allem im Bereich der Industrie ansetzen muss. Analysiert man die dazu gehörenden Ausgangsdaten, steht für Cadmium hinter der Emittengruppe „Industrie“ vor allem die Eisen- und Stahlerzeugung und hier die Schmelzen und Lichtbogenöfen, aber auch z.B. die industrielle Schwerölverbrennung. Auch bei Nickel sind die Emissionen aus der Emittentengruppe „Industrie“ mit 150.000 kg/a überwiegend auf die Verbrennung von Schweröl zurückzuführen. Für Blei stammen die Frachten fast ausschließlich aus der Eisen- und Stahlindustrie aber auch der Herstellung von Primärblei.

Tab. E 17: Erste grobe Abschätzung der jährlichen Schwermetallemissionen in Deutschland, differenziert nach Emittentengruppen (DENIER 2005)

[kg/a]	Cd	Hg	Pb	As	Cr	Cu	Ni	Zn
Public heat and power	1.056	16.101	13.742	14.405	10.409	4.524	31.861	122.204
Residential, commercial and other	2.149	1.490	11.268	1.804	3.904	7.052	6.647	25.382
Industry	14.976	16.218	534.656	17.260	40.311	84.910	199.874	961.801
Solvent and product use								
Road transport	882		397		3996	102.940	5.046	209.760
Non-road transport	11	14	11.686	58	54	53.976	79	997
Waste disposal	1.987	22.190	15.894	993	14.899	19.866	3.973	337.723
agriculture								
Total	21.062	56.014	587.643	34.520	73.574	273.268	247.481	1.657.867

Bei **Quecksilber, Arsen und Chrom** lassen sich die Frachten vor allem auf die Emittengruppen „Industrie“, „öffentliche Strom- und Wärmeerzeugung“ sowie „Abfallverbrennung“ zurückführen. Für Quecksilber werden vor allem die Hausmüll-, Sonderabfall- und industrielle Abfallverbrennung, die Stein- und Braunkohlekraftwerke sowie die Zementindustrie als Hauptquellen genannt. Die Arsenfrachten aus der Strom- und Wärmeproduktion stammen aus Emissionen der Steinkohle- und Braunkohlekraftwerke. Auch die industriellen Emissionen lassen sich auf die Energieerzeugung zurückführen, nämlich auch hier über Steinkohle aber auch über Schweröl. Ebenso sind Emissionen von Schmelzöfen bedeutend. Auch bei Chrom ist es die Abfallverbrennung, die Energieerzeugung sowie die Eisen- und Stahlindustrie, die die wesentlichen Beiträge an der Emissionsfracht liefern.

Bei **Kupfer und Zink** haben neben den bereits genannten Emittentengruppen auch der Straßenverkehr sowie andere Verkehrsträger eine wesentliche Bedeutung. Beim Straßenverkehr sind die Emissionen den Diesel- und Benzinmotoren zuzuordnen. Interessanterweise ist es nach den detaillierteren Hintergrundinformationen der Schienenverkehr, für den als einzelnen Emittenten die größte Einzelfracht angesetzt wird. Zu einem erheblichen Anteil wird auch dies auf Dieselemissionen zurück zu führen sein, zu einem anderen Teil aber eventuell auch auf metallischen Abrieb. Für die Zinkemissionen dagegen ist vor allem die Eisen- und Stahlindustrie verantwortlich, gefolgt von der Abfallverbrennung.

Anders stellt sich die Situation für **organische Schadstoffe** dar. So resultieren die Frachten an BaP vor allem aus Hausfeuerungen und hier vor allem aus der Verbrennung von Holz. Aber auch Kokereien und Emissionen von Dieselfahrzeugen sind bedeutend für diese Frachten.

Teilfracht Bewirtschaftung

Wird der Nährstoffbedarf im Ackerbau über Düngestrategien gedeckt, die auf eine Kombination aus organischer Grunddüngung mittels Kompost oder kommunalen Klärschlämmen setzen, so ist dies mit erhöhten Schadstofffrachten verbunden. Gegenüber den Anteilen aus der atmosphärischen Deposition haben die Teilfrachten aus der Bewirtschaftung die eindeutig größere Bedeutung. So kommt es bei den Parametern Kupfer und Zink in vielen Fällen rechnerisch zu Überschreitungen der zulässigen Zusatzbelastung nach § 11 BBodSchutzV, die allein auf diese Düngung zurückgeführt werden können. Für die Bilanzierung der Stoffeinträge aus der Bewirtschaftung wurden durchschnittliche Stoffgehalte zugrunde gelegt. Sie liegen auch bei kommunalen Klärschlämmen und Komposten und hier auch für Kupfer und Zink deutlich unterhalb (> Faktor 2) der nach BioabfallV oder KlärschlammV zulässigen Höchstgehalte.

Für den Ackerbau ergeben sich für Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Thallium und Zink bei allen Düngestrategien Anreicherungen, d.h. positive Nettostoffbilanzen. In der Ergebnisauswertung sind folgende Bedingungen hervorzuheben, die zu deutlichen Stoffanreicherungen führen:

Die **Kompost**-Szenarien für konventionellen Ackerbau (A/Ko) sowie die entsprechenden Szenarien des Anbaus von Sonderkulturen weisen im Vergleich zu den anderen Gruppen in der Regel die höchsten Schadstoffanreicherungen auf (As, Pb, Cr, Cu, Ni, Hg, Tl, Zn, PAK, BaP, PCB, PCDD/F). Ursache für die hohen Umsätze sind die im Vergleich zu anderen Düngemitteln hohen spezifischen Schadstoffgehalte der Komposte, d.h. das vergleichsweise ungünstige Verhältnis der Gehalte an Schad- und pflanzenverfügbaren Nährstoffen zueinander. Grundlage der Bilanzierung waren allein die Bedarfe und damit Gehalte an den Hauptnährstoffen N, P₂O₅ und K₂O sowie CaO. Selbst mit den in der Bioabfallverordnung genannten maximal zulässigen Kompostgaben ließen sich bei fast allen Anbautypen im Ackerbau sowie bei den Sonderkulturen diese Nährstoffbedarfe nicht decken. Dies wäre rechnerisch auch dann meist nicht möglich gewesen, wenn nicht die in der Verordnung genannten 20 t/ha sondern die ebenfalls genannten 30 t/ha der Bilanzierung als Höchstmengen zugrunde gelegt worden wären.

Mit einer auf **kommunale Klärschlämme** basierenden Düngestrategie sind im konventionellen Ackerbau bzw. beim Anbau von Sonderkulturen ebenfalls hohe Schadstofffrachten verbunden. Trotz höherer Gehalte an Pflanzennährstoffen ist auch hier das Verhältnis Nährstoffgehalt zu Schadstoffgehalt ungünstig. Dabei wurde für die Bilanzierung von einer vollständigen Pflanzenverfügbarkeit der Phosphorgehalte ausgegangen. Bei einer ebenfalls gut begründbaren geringeren Pflanzenverfügbarkeit würde das Ergebnis für die meisten bilanzierten Szenarien deutlich schlechter ausfallen.

Die Verwendung von kommunalen Klärschlämmen auf landwirtschaftlichen Flächen ist sehr umstritten. Dabei stehen weniger die Schwermetalle als vielmehr die organischen Schadstoffe im Vordergrund, die aus der Belastung des Abwassers in Kläranlagen nicht abgebaut sondern im Klärschlamm angereichert werden. Klärschlamm ist die Schadstoffsенke der Abwasserreinigung. Eine Vielzahl an aufgrund ihrer Toxizität und Persistenz relevanten Schadstoffe (UMK 2000) stammen aus Haushaltungen, Gewerbe und Industriebetrieben sowie aus diffusen Einträgen und belasten Klärschlämme erheblich (MUNLV NRW 2004). Nur ein Teil dieser Schadstoffe war Gegenstand der hier vorgelegten Bilanzierung der Schadstoffeinträge in Böden.

Bei Kupfer, Zink, PAK und BaP zeigen sich bei konventionellem Ackerbau mit **Wirtschaftsdünger** besonders hohe Nettobilanzen. Schweinegülle weisen hohe spezifische Belastungen vor allem an Kupfer auf. Wegen des günstigen Nährstoff-/Schadstoffverhältnisses ist eine Düngung der Böden mit Wirtschaftsdünger im Vergleich zu den anderen diskutierten organischen Düngemitteln in der Regel mit den geringsten Schadstofffrachten verbunden.

Die in den bilanzierten Szenarien auf Böden ausgebrachten Wirtschaftsdüngermengen überschreiten nie die nach Düngeverordnung zulässigen Stickstoffmengen. Die Düngung erfolgt zudem nach dem Nährstoffbedarf der Kulturen bzw. dem entsprechenden Düngebedarf und damit der guten fachlichen Praxis. Wie die Analyse der Böden, der Oberflächengewässer und Grundwasserleiter zeigt, ist bzw. war dies in der Praxis nicht immer der Fall. Vor allem in Regionen mit sehr hohem Viehbesatz ist dies problematisch.

Eine Düngung mit **mineralischen Düngemitteln** ist in der konventionellen Landwirtschaft in den meisten Fällen mit deutlich geringeren Schadstoffanreicherungen verbunden als andere Düngestrategien. Soll eine derartige Düngestrategie langfristig nicht zu Lasten des Bodens gehen, setzt dies voraus, dass anderweitig die Humusbilanz, d.h. eine ausreichende Humusreproduktion, sichergestellt werden kann. Dies kann in aller Regel über betriebliche Maßnahmen wie Sicherung der Fruchtfolge, Zwischenfruchtanbau oder schonende Bodenbearbeitung erreicht werden (KLUGE 2003). In einzelnen wenigen Fällen kann auch ein Einsatz von Sekundärrohstoffdüngern (insbesondere Kompost) als Ergänzung einer Düngestrategie „Mineraldünger“ sinnvoll und notwendig sein.

Dies gilt insbesondere beim Anbau von **Sonderkulturen** oder auch den Teilbereich Garten- und Landschaftsbau. Hier kann auf die Zufuhr externer Humusträger nicht immer verzichtet werden. Umso mehr gilt es angesichts der abgeschätzten Schadstofffrachten diese auf das Unvermeidliche zu beschränken. Die dargestellten Ergebnisse für die Eintrags-/ Austragsbilanz geben die Bandbreite der Frachten wieder, die sich sowohl aus den unterschiedlichen Bedarfen der einzelnen bilanzierten Sonderkulturen ableiten lassen, als auch aus den unterschiedlichen Düngestrategien.

Die Szenarien des **Ökolandbaus** weisen nicht immer die erwartungsgemäß vergleichsweise geringen Verhältnisse von Ein- und Austrag und damit nur geringe Schadstoffanreicherungen auf. Dies resultiert wesentlich aus der Grundbelastung durch die atmosphärische Deposition, bei Cadmium aber auch aus der Bewirtschaftung. Letzteres ist entscheidend auf den postulierten Rohphosphatbedarf und seine angenommene Schadstoffbelastung zurückzuführen.

Grünlandbewirtschaftung

In der Grünlandbewirtschaftung bei ruraler Siedlungsstruktur kommt es eher zu ausgeglichenen Nettostoffbilanzen, d.h. die Ein- und Austragsfrachten liegen relativ nahe beieinander. Besonders geringe Bilanzen treten bei Wiese (G_1) / Saure Magmatite und Metamorphite (SMM) sowohl bei Verwendung von Wirtschaftsdünger als auch von Mineraldünger auf. Bei der Raumeinheit G_1 / SMM liegen besonders hohe Sickerwasserfrachten vor (charakteristisch für Mittelgebirge).

Austräge bei Nickel und Quecksilber

Geringe Anreicherungen bis hin zu Austragsüberschüssen zeigen sich bei Nickel und Quecksilber. Für landwirtschaftliche Szenarien ergeben sich ausschließlich bei Kompost- und Klärschlammdü-

gung sowie bei Sonderkulturen stoffliche Anreicherungen. Im Ackerbau und in der Grünlandwirtschaft bei Mineral- und Wirtschaftsdüngung unter ruralen Bedingungen sowie im Ökolandbau sind mit Ausnahme von bestimmten Raumeinheiten (in der Regel ‚Sande Nordwest‘) Abreicherungen berechnet worden. Ursache sind zum einen vergleichsweise geringe Einträge durch Düngung (und Deposition). Zum anderen führen hier die verwendeten Daten zur Quantifizierung der Sickerwasserfracht zu vergleichsweise hohen Austragsraten. Die unterschiedlichen Datengrundlagen bei der Ermittlung der mittleren Sickerwasserkonzentration (BIELERT et al. 1999 gegenüber DUIJNISVELD et al. 2006) werden detailliert in Kapitel E 3.2 bei der Betrachtung von Nickel beschrieben.

Weitergehend weisen die Raumeinheiten A_02/ Löss und A_04/ Löss geringe Austräge über das Sickerwasser auf. Hier sind geringe Sickerwasserraten von 100 mm als Ursache anzunehmen, da die Raumeinheiten weitgehend im Osten der Bundesrepublik Deutschland liegen.

Hohes Eintrags-/Austragsverhältnis

Auffällig sind die höheren Verhältnissfaktoren bzw. Anreicherungen für Blei im Vergleich zu anderen Schadstoffen, die bei konventionellem Ackerbau bei allen vier Düngestrategien meist über 10 liegen und bis max. 287 reichen (zusätzlich ein Extremwert von 568 für S_4/Ko).

Hohe Verhältnisse von Eintrag zu Austrag und damit deutliche Anreicherungen (Eintrag mehr als zehnfach über dem Austrag) zeigen sich auch bei Arsen und Blei unter Kompost-Düngung sowie bei einigen Szenarien für Cadmium, Chrom, Kupfer und Nickel.

Zur Identifizierung von Szenarien bzw. Raumeinheiten, in denen eine Überschreitung der Vorsorgewerte zeitnah, d.h. innerhalb von 100 Jahren, zu erwarten ist, müssen die Vorbelastungen der Böden mit einbezogen werden. Nimmt man für diese eine Belastung als 90-Perzentil der jeweiligen Hintergrundwerte an, so zeigt sich eine Reihe von Szenarien, in denen eine Überschreitung erfolgen kann. Der Zeitraum zur rechnerischen Überschreitung der Vorsorgewerte ist dann am kürzesten, wenn auf die Düngestrategie Klärschlamm oder Kompost zurückgegriffen wird, insbesondere in Kombination mit einem hohen Eintrag aus der Atmosphäre.

E 5.2 Strategien zur Vermeidung von Stoffanreicherungen

Zur Verringerung von Stoffeinträgen in Böden stehen die folgenden Strategien zur Verfügung:

1. Vermeidung von schädlichen Stoffeinträgen
2. Begrenzung der Einträge auf ein Gleichgewicht mit tolerierbaren Austrägen (Eintrag = Austrag)
3. Begrenzung von stofflichen Einträgen auf ein Gehaltsniveau, das dem des Aufbringungsstandortes entspricht (Gleiches zu Gleichem)
4. Aufstellung von Konventionen über vorläufig tolerierbare Anreicherungen und Stoffeinträge unter definierten Randbedingungen

Zur Bewertung der Stoffanreicherungen sind dabei Option 2 (Eintrag = Austrag) und die Konventionen über zulässige Stoffeinträge (bspw. zulässige Zusatzbelastung) relevant. Ziel ist es, Raumeinheiten bzw. Randbedingungen der Bewirtschaftung zu identifizieren, die eine relativ ausgeglichene Stoffbilanz für anorganische Schadstoffe aufweisen.

Wie man aus den Bilanzergebnissen ersehen kann, entspricht unter den angesetzten Randbedingungen bei einigen Raumeinheiten die Eintragsfracht in etwa der Austragsfracht. Es gibt demnach Verhältnisse, die den aus Sicht des Bodenschutzes bzw. zur Abwehr einer Schadstoffanreicherung in Böden wünschenswerten Zustand Eintrag = Austrag ermöglichen.

Eine wesentliche Strategie im Bodenschutz muss es sein, eintragsbegrenzende Regelungen bspw. in AbfKlärV so auszugestalten, dass es in einem Vorsorgezeitraum von bspw. 200 Jahren zu keiner Überschreitung der Vorsorgewerte kommt.

Bei einer konventionellen Bewirtschaftung von Ackerflächen sollte auf Kompost nicht in der Weise zurückgegriffen werden, wie dies bei anderen organischen Düngemitteln erfolgt. Steht dabei nur die Deckung des Bedarfs an den Hauptnährstoffen N, P₂O₅ und K₂O sowie CaO im Vordergrund, so müssen in aller Regel hohe Kompostmengen ausgebracht werden, ohne den zusätzlichen Bedarf an Mineraldünger zur Deckung des Düngedarfs der Kulturen entscheidend reduzieren zu können. Kompost kann aber einen wichtigen Beitrag zur Humusproduktion der Böden leisten und ist hier im Vergleich zu anderen Düngemitteln im Vorteil – andererseits kann die Kompostaufbringung zu vergleichsweise hohen Zufuhren von anorganischen Stoffen führen. Geringere Stoffeinträge erfolgen, wenn die Humusproduktion über betriebliche Maßnahmen wie über die Art der Bodenbearbeitung, die Nutzung der Ernterückstände oder die Aussaat von Zwischenfrüchten sichergestellt wird.

Auch die Ausbringung von kommunalen Klärschlämmen führt stets zu relativ hohen Schadstofffrachten, auch dann, wenn man die vergleichsweise hohen Gehalte an P₂O₅ als vollständig pflanzenverfügbar ansetzt. Dies gilt umso mehr, als die klärschlammspezifische Belastung mit kritischen organischen Schadstoffen, wie z.B. Arzneimittelwirkstoffen, in diesem Projekt nicht berücksichtigt werden konnte.

Deutlich anders zeigt sich im Allgemeinen die Situation, wenn der Düngedarf über Wirtschaftsdünger und mineralische Düngemittel abgedeckt ist. Die Ausnahmen sind Kupfer und Zink (insbesondere bei Schweinegülle) sowie Cadmium und mit Abstrichen Chrom. Kupfer und Zink sind eine typische Belastung insbesondere von Schweinegülle. Es wurden bereits Strategien und Maßnahmen entwickelt, um diese Gehalte zu minimieren; diese müssen nun auch in der Praxis umgesetzt werden.

Konkrete Maßnahmen zur Vermeidung von Stoffanreicherungen durch die Bewirtschaftung der Böden sind:

- Verzicht auf die Ausbringung von kommunalen Klärschlämmen
- Beschränkung der Kompostgaben auf Kulturen und Betriebsverhältnisse, die eine Zufuhr betriebsfremder Humusträger erfordern und dabei auf Mengen, die zur Deckung der Humusbilanz notwendig sind. Damit sollten die bislang geltenden Höchstmengen nicht ausgeschöpft werden.
- Liegen die Stoffgehalte in Böden nahe oder über den Vorsorgewerten, sollten durch Umstellung der Düngemittelwahl (Mineraldünger), Umstellung der Kulturen (z.B. auf Dauer-

grünland) oder Umstellung der Bewirtschaftung (Ökolandbau) weitere Stoffeinträge vermindert werden.

- Die Verwendung von Wirtschaftsdüngern auf Böden ist immer sinnvoll, wobei die gute fachliche Praxis gewahrt sein muss. Mit der Verwendung betriebseigener Düngemittel werden Stoffkreisläufe geschlossen. Es sind weitere Anstrengungen zur Minderung der Schadstoffgehalte notwendig.

Bei einigen Schwermetallen und den diskutierten organischen Schadstoffen hat die atmosphärische Deposition einen erheblichen Anteil an dem Schadstoffeintrag in Böden. Je nach Düngestrategie liegt diese Fracht teilweise deutlich höher als die aus der Bewirtschaftung der Flächen stammenden Einträge. Dies gilt nicht nur für urbane sondern auch rurale Randbedingungen. Zahlreiche vor allem durch den Gesetzgeber angestoßene Maßnahmen haben in der jüngeren Vergangenheit die Schadstoffbelastung der Luft reduziert. Angesichts der verbliebenen Bedeutung der über Deposition in Böden eingetragenen Schadstofffrachten sind weitere Anstrengungen im Immissionschutz notwendig, auch wenn diese nur mittelfristig zu Erfolgen führen können.

Die Datenlage zu den Anteilen der unterschiedlichen Emittentengruppen an der Luftschadstoffbelastung ist (noch) vergleichsweise schlecht. Nach dem derzeitigen Kenntnisstand sollten Maßnahmen zur weiteren Minderung der Luftschadstoffemissionen der als relevant erkannten Schadstoffe vor allem in folgenden Bereichen ansetzen:

- Für fast alle Schwermetalle ist die Eisen- und Stahlerzeugung bzw. Metallbranche eine wichtige Emittentengruppe.
- Für Cadmium und Arsen ist zudem die Energieerzeugung relevant und hier vor allem durch den Einsatz von Schweröl, aber auch Stein- und Braunkohle (Arsen)
- Gerade für Kupfer und Zink sind zudem Verkehrsemissionen bedeutend, vor allem über die Abgase der Motoren.
- Am Beispiel BaP zeigt sich, dass mit zunehmender Umstellung des Brennstoffs in den Heizungsanlagen von Wohnhäusern in Richtung Holz auf die bei Festbrennstoffen altbekannten Probleme der unvollständigen Verbrennung und damit Freisetzung von PAK, Dioxinen/Furanen (aber auch die Feinstaubproblematik) beachtet werden muss.

E 5.3 Offene Fragen – Forschungsbedarf

Bilanzierung und Datensammlung für weitere organische Stoffe

Es existieren nur wenige Daten über persistente organische Stoffe und deren Verhalten im Boden wie z.B. Pflanzenschutzmittel, Human- und Tierarzneimittel, PFT, Organozinnverbindungen, etc. Aus Sicht des Bodenschutzes stellen gerade diese Stoffe Risiken dar. Eine Bilanzierung im Rahmen dieses Projektes war jedoch nicht möglich. In Anknüpfung an die umfassenden Untersuchungen des Nordrhein-Westfälischen Umweltministeriums (MUNLV NRW 2004) zur Belastung von Klärschlämmen mit organischen Schadstoffen und die daraus entwickelte Bewertung und Ableitung von Anforderungen an die landwirtschaftliche Verwertung (BARKOWSKI 2005) bietet sich über die hier vorgelegten Aktivitätsraten eine Abschätzung der tatsächlichen Eintragsfrachten in Böden an. Durch erste Untersuchungen auf entsprechende Schadstoffgehalte auch anderer organischer

Düngemittel im Rahmen des parallelen Forschungsprojektes des Umweltbundesamtes (KRATZ 2005) lassen sich auch erste vergleichende Bewertungen über die Düngestrategien hinweg durchführen.

Berücksichtigung der Variabilität der Bilanzgrößen

Die Bilanzierung stützt sich auf mittlere Gehalte in Düngemitteln, Deposition, Erntegut und Sickerwasser, die durch Mediane berücksichtigt werden. Dadurch werden höhere Ein- und Austräge, die zu deutlich höheren Anreicherungen von Schadstoffen in Böden führen können, nicht berücksichtigt. Sinnvoll wäre daher eine Bilanzierung unter Berücksichtigung der Variabilität der Bilanzgrößen, indem jeweils mit 90. Perzentilen auf Eintragsseite und 10. Perzentilen auf Austragsseite gerechnet wird, um Informationen über wahrscheinliche Anreicherungsmaxima zu erhalten. Auf Seiten der Austräge stehen Perzentilangaben zur Verfügung. Für die Berücksichtigung der Variabilität von Schadstoffgehalten in Düngemitteln wäre es notwendig, die Datenlage zu verbessern und darüber 90-Perzentilwerte zu ermitteln.

Berücksichtigung von versauerungsbedingt erhöhten Austrägen

Die Austräge über das Erntegut und Sickerwasser hängen insbesondere bei Cadmium - auch bei gering belasteten Böden – vom pH-Wert ab. Sinnvoll wäre daher die Berücksichtigung von versauerungsbedingt erhöhten Austrägen über den Ernteentzug und Sickerwasser. Die im Rahmen dieses Vorhabens ermittelten pH-differenzierten Pflanzenkonzentrationen können beispielhaft für eine modifizierte Bilanz verwendet werden, um die Auswirkungen der Versauerung auf Anreicherungen im Boden zu prüfen. Daten liegen hier für eine begrenzte Anzahl an Pflanzen vor.

Austragsfrachten über das Sickerwasser für Nickel und Quecksilber

Nickel liegt in naturnahen Böden weitgehend geogen vor. Im Gegensatz zu anthropogen eingetragenen Schadstoffen stehen daher insbesondere im Mineralbestand des Unterbodens Nickelvorräte für eine Mobilisierung zur Verfügung. Untersuchungen auf Dauerbeobachtungsflächen haben gezeigt, dass die Konzentrationen von Nickel im Bodensickerwasser mit zunehmender Bodentiefe ansteigen. Damit ist es möglich, dass die in diesem Vorhaben verwendeten Daten zur Quantifizierung des Sickererwässerungsaustrags aus Bodentiefen bis zu 2 m, zu einer Überschätzung der Sickerwasserfrachten und damit rechnerisch zur Abreicherung führen. Im Vergleich zu den Ergebnissen der Level II-Daten weisen die verwendeten Daten vergleichsweise hohen Konzentrationen auf. Für Quecksilber liegen für landwirtschaftliche Flächen ausschließlich Untersuchungen mit einer zu hohen Bestimmungsgrenze vor, so dass hinsichtlich belastbarer Austragsfrachten von Nickel und Quecksilber Forschungsbedarf besteht.

Austrag von Schadstoffen mit dem Sickerwasser unter Wald

Im Rahmen der Ergebnisse zum Austrag von Schadstoffen mit dem Sickerwasser, besteht Forschungsbedarf im Hinblick auf mögliche erhöhte Stoffeinträge ins Grundwasser. Die Auswertung der Level II-Daten für Waldböden zeigt, dass hier Daten vorhanden sind, die weitgehende Auswer-

tungen ermöglichen. Die Auswertung im Rahmen dieses Projektes bezieht sich jedoch rein auf die Ermittlung von mittleren Sickerwasserkonzentrationen persistenter Stoffe aus dem Oberboden. Auf der Grundlage der bereits aufbereiteten Daten und vorhandenen Erkenntnisse sind weitere Auswertungen sinnvoll und eine umfassende Darstellung der Ergebnisse mit geringem Aufwand möglich, wie z.B.

- der Vergleich von Konzentrationen und Frachten unter verschiedenen Standortbedingungen,
- der Vergleich von Konzentrationen aus dem Oberboden im Vergleich zum Unterboden,
- Darstellung von Schwermetallkonzentrationen im Boden an einzelnen Level II-Flächen in verschiedenen Probenahmetiefen,
- Untersuchung der zeitlichen Variabilität von Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser.

Diese umfassende Darstellung ermöglicht weitere Anwendungen, wie z.B. einen Vergleich mit den Geringfügigkeitsschwellen unter verschiedenen Bedingungen und beantwortet Fragen, unter z.B. welchen Bedingungen bestimmte Spannweiten von Schadstoffausträgen unter Wald zu erwarten sind. Diese Fragestellung hat vor dem Hintergrund aktueller Diskussionen über die Relevanz von Austrägen, insbesondere der Abreicherung von Cadmium und Verlagerung der Versauerungsfront eine besondere Relevanz.

Ermittlung des atmosphärischen Gesamteintrags

Die Erhebung bzw. Ableitung des atmosphärischen Eintrags für die Stoffbilanzierung war in vielen Bereichen mit Unsicherheiten verbunden. Die Kenntnis über die Höhe der Gesamtdosition, bestehend aus nasser und trockener Dosition, ist generell sehr lückenhaft. Die für Schwermetalle aber auch für Dioxine und Furane überwiegend durchgeführten Bulk-Messungen geben nur einen Teil des Gesamteintrags wieder. Das liegt zum einen an den gegebenen Unsicherheiten bzgl. der Sammelmethode im offenen System, wo Verluste über den Messzeitraum nicht ausgeschlossen werden können. Zum anderen kann mit den Bulk-Messungen überwiegend nur die nasse Dosition erfasst werden und nur ein kleiner Anteil der mengenmäßig relevanten trockenen Dosition. Die Ermittlung der trockenen Dosition ist sinnvoller Weise nur durch eine Kombination von Messung und Modellierung möglich. Für Schwermetalle wurden dementsprechend bisher nur vereinzelt Quantifizierungen der trockenen Dosition durchgeführt, für organische Schadstoffe liegen noch weniger Erkenntnisse darüber vor.

Weiterer Forschungsbedarf wird damit sowohl im Bereich je nach Schadstoff adäquater und einheitlicher Sammelsysteme und -methoden gesehen, als auch im Bereich der Erfassung der trockenen Dosition. Zu ergänzen sind zudem noch die bisher noch wenig untersuchten Kronenraumprozesse von Schwermetallen und organischen Schadstoffen, die den atmosphärischen Eintrag unter Wald bestimmen.

Differenzierte Betrachtung des Einsatzes von Komposten

Der Einsatz von Komposten im Ackerbau sowie im Anbau von Sonderkulturen wurde im vorliegenden Forschungsprojekt unter dem Gesichtspunkt der Deckung des Düngebedarfs d.h. der Versor-

gung mit pflanzenverfügbaren Nährstoffen analysiert und bewertet. Der Einsatz organischer Düngemittel und insbesondere auch von Kompost erfolgt aber auch unter dem Gesichtspunkt einer ausreichenden Humusversorgung der Böden.

Zur umfassenden Bewertung des Einsatzes von Komposten in der Landwirtschaft ist eine Analyse des Bedarfs hinsichtlich Humusversorgung bei verschiedenen Kulturen und Fruchtfolgen notwendig, im Prinzip analog zum Vorgehen der Ableitung des Düngedarfs in diesem Projekt. Auch hierbei stehen dem Landwirt unterschiedliche Strategien zur Bedarfsdeckung zur Verfügung, die hinsichtlich ihrer Umweltwirkungen mit besonderer Beachtung des Bodenschutzes analysiert und vergleichend bewertet werden sollten. Neben dem Einsatz betriebsfremder Stoffe wie z.B. Kompost sind dies auch betriebliche Maßnahmen der Bodenbearbeitung, der Beachtung von Fruchtfolgen sowie der Nutzung der Ernterückstände. Der Einsatz von Komposten muss gerade bei einem verstärkten Anbau von nachwachsenden Rohstoffen bzw. einer verstärkten energetischen Nutzung von Ernterückständen neu bewertet werden.

Detaillierte Betrachtung der Situation in der Landwirtschaft

Die Auswertung landwirtschaftlicher Statistiken, die Ableitung von Anbautypen und hieraus der Düngedarf erfolgten immer unter dem Gesichtspunkt der Beschreibung für Deutschland typischer Verhältnisse. Dabei konnten regionale und betriebliche Besonderheiten nicht umfassend berücksichtigt werden. Durch ergänzende Analysen könnte das gewählte Vorgehen mit seinen Ergebnissen weiter abgesichert werden.

Vor allem für die viehstarken Regionen Deutschlands bietet sich eine Massenbilanz bzw. Bilanzierung der tatsächlichen Stoffströme an. Ein Überangebot an Nährstoffen über die Wirtschaftsdünger könnte in diesen Regionen zu anderen Stoffströmen und damit auch Schadstoffeinträgen in Böden führen, als in der vorliegenden Untersuchung postuliert.

Für ausgewählte Betriebsformen bieten sich zudem Hoftorbilanzen an, die auf reale Daten ausgewählter Betriebe zurückgreifen. Entsprechende Datensätze müssten im Ansatz aus der landwirtschaftlichen Beratung oder den Berichtspflichten der Betriebe zur Verfügung stehen. Mit den tatsächlich eingesetzten Betriebsmitteln, der gewählten Düngestrategie sowie den erzielten Erträgen sowie der Art der Bodenbearbeitung bzw. dem Umgang mit den Ernterückständen lassen sich die bilanzierten Eintragsfrachten plausibilisieren. Gerade bei Ökobetrieben könnten auf diese Weise zudem auch noch weitere Betriebsformen wie Schweinehaltung oder Weinbau einbezogen werden, die sich hinsichtlich ihrer Stoffströme von den bilanzierten Betriebssituationen unterscheiden.

Durch die Vielzahl an Ackerkulturen und der Vielzahl der bilanzierten Anbautypen wurde in dem Vorhaben die landwirtschaftliche Situation in Deutschland gut abgebildet. Durch die Flächenanteile der einzelnen Kulturen zueinander sind auch immer die typischen Fruchtfolgen berücksichtigt. Zur Absicherung der Ergebnisse könnten jedoch einige betriebs- und standortspezifische Beispiele von Fruchtfolgen und damit eine Flächenbilanz über mehrere Jahre für viehstarke Regionen sinnvoll sein.

Verbesserte Datenlage zu Schadstoffgehalten

Die Informationen zu den Schadstoffgehalten der verschiedenen Düngemittel wurden aus parallelen Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes entnommen. In diesen Projekten war es nicht

immer möglich, Informationen zur aktuellen Schadstoffbelastung zusammen zu tragen. Dies gilt insbesondere für die mineralischen Düngemittel. Eine Ergänzung der Datenlage dürfte sinnvoll sein.

Die Bilanzierung des aus dem Einsatz von Pflanzenschutzmittel resultierenden Stoffeintrags in Böden fußt in vielen Bereichen auf Annahmen. Insbesondere fehlten Angaben zu den Stoffgehalten der einzelnen Pflanzenschutzmittel über die Wirkstoffe hinaus sowie zu tatsächlichen Anwendungsmengen. Auch hier könnte eine Ergänzung der Datenlage sinnvoll sein.

F ZUSAMMENFASSUNG

F 1 ZIELSETZUNG DES PROJEKTS

Persistente anorganische und organische Schadstoffe gelangen auf vielfältigen Eintragspfaden in und auf Böden und können (langfristig) zu unerwünschten Stoffanreicherungen in Böden führen. Nach § 7 BBodSchG ist "Vorsorge gegen das Entstehen schädlicher Bodenveränderungen zu treffen". Aufgrund der Vielfalt der Eintragspfade sind konkrete Regelungen zur Begrenzung von Stoffeinträgen in die Böden in verschiedenen Rechtsbereichen verankert. Daraus ergibt sich ausgehend von den Schutzziele des BBodSchG ein übergeordneter Harmonisierungsbedarf.

Um eine Anreicherung von unerwünschten Stoffen in Böden zu verhindern, bietet neben der Begrenzung der Schadstoff*konzentration* von Materialien, die auf den Boden aufgebracht werden, eine Limitierung der eingetragenen Schadstoff*frachten* geeignete Möglichkeiten, um nachhaltig die Umweltqualität und die Funktionen des Bodens zu sichern.

Relevante Stoffeinträge erfolgen sowohl in Abhängigkeit der sich aus der unterschiedlichen Nutzung ergebenden Bedarfe an Düngemitteln und Bodenhilfsstoffen sowie in Folge von unterschiedlichen gebietsspezifischen Immissionen, z.B. in Abhängigkeit von Siedlungsstrukturtypen. Auf der anderen Seite sind Austräge durch Ernteentzug und Sickerwasser relevant.

Ziele des Forschungsprojekts sind die Bilanzierung typischer Stoffeinträge in Folge der Bewirtschaftung von Böden und atmosphärischer Einträge sowie die Identifizierung von Stoffströmen, die zu einer signifikanten Anreicherung von Schadstoffen in Böden führen und dadurch potenziell eine Gefährdung der Bodenfunktionen nach § 2 BBodSchG, d.h. schädliche Bodenveränderungen hervorrufen können.

F 2 VORGEHENSWEISE UND BILANZIERUNGSMODELL

Stoffanreicherungen werden bilanziert, indem die Eintragsfrachten (Input) in und die Austragsfrachten (Output) aus Oberböden quantifiziert und gegenübergestellt werden. Während auf Seiten des Input die Faktoren Düngung und atmosphärische Deposition vorrangig berücksichtigt werden, bezieht sich die Quantifizierung des Outputs auf den Pflanzenentzug von Schadstoffen und die Abfuhr von Erntegut sowie die Auswaschung über das Bodensickerwasser. Die Differenz aus Einträgen und Austrägen ergibt den Nettostoffumsatz im Oberboden, d.h. die An- oder Abreicherung, die unter bestimmten Randbedingungen zu erwarten ist und zum vorhandenen Stoffvorrat im Boden addiert wird (vgl. Abb. F 1).

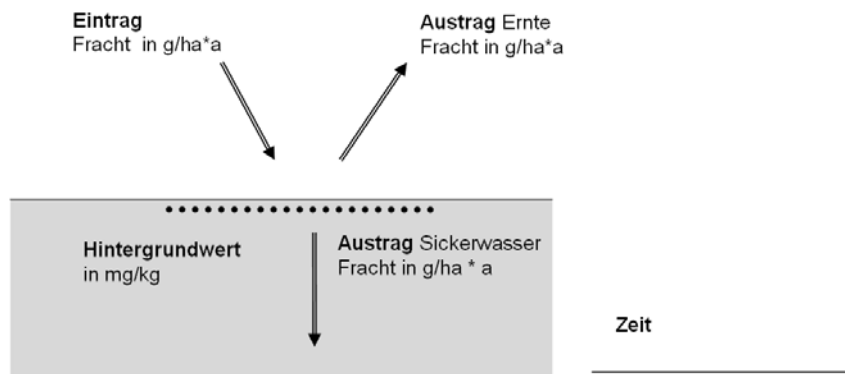


Abb. F 1: Grundmodell für Bilanzen und Anreicherungsszenarien für Stoffe in Böden

Bezugsraum der Bilanzierung ist die gesamte Bundesrepublik. Die Erkenntnisse sollen auf nationaler Ebene allgemeingültig sein. Demgemäß ist die Aussagekraft für kleinräumigere Skalen und räumliche Zuordnungen, z.B. der Bezug auf eine landwirtschaftlich konkret genutzte Parzelle, begrenzt bzw. nicht gegeben. Ziel dieser Bilanzierung ist es vielmehr, die Randbedingungen zu identifizieren, die die Eintragsfrachten in Böden wesentlich beeinflussen und diese möglichst zu quantifizieren. Es soll jeweils deutlich werden, warum es zu Einträgen welcher Schadstoffe in welcher Höhe kommt. Lassen sich diese Ursache – Wirkungszusammenhänge beschreiben, können Maßnahmen entwickelt werden, die an den jeweiligen Ursachen ansetzen, die der Erreichung des Vorsorgeziels eines Gleichgewichts von Eintrag und tolerierbarem Austrag entgegenstehen.

Um die aus Sicht des vorsorgenden Bodenschutzes kritischen Eintragspfade und das Gefährdungspotenzial von Anreicherungen zu ermitteln, werden die Anreicherungen von Stoffen in Böden anhand der Vorsorgewerte nach BBodSchV (1999) bewertet.

Grundlage des Bilanzierungsmodells sind typisierte Flächenbeschreibungen bzw. Raumeinheiten, die sich durch vergleichbare Eintrags- und Austragsbedingungen und ähnliche Stoffvorräte in den Oberböden auszeichnen. Über die Raumeinheiten werden charakteristische Verhältnisse und Situationen der Land- und Forstwirtschaft in Deutschland abgebildet.

Um relevante Stoffströme zu erkennen, werden zeitliche Anreicherungsszenarien und eintragsbestimmende Bedingungen beschrieben und typisierten, räumlichen Einheiten zugeordnet. Die Raumeinheiten bilden charakteristische Eintrags- und Raumverhältnisse in Deutschland ab. Ihre Attribute beschreiben die Randbedingungen bzw. Ursachen, unter denen es in Art und Menge zu unterschiedlichen Ein- und Austrägen von Schadstoffen in Böden kommt. Die Typisierung der Raumeinheiten erfolgt durch die Differenzierung unterschiedlicher Eintrags- und Austragsbedingungen sowie durch die nach Nutzung und Bodenausgangsgestein differenzierten bereits vorhandenen Stoffvorräte im Boden. Die Randbedingungen der Szenarien ergeben sich aus den aktuell in Deutschland angewandten Bewirtschaftungsformen, der Immissionssituation sowie aus den Bodeneigenschaften, Ausgangsgesteinen und Stoffvorräten.

Gegenstand des Vorhabens sind persistente organische und anorganische Stoffe, die zum Entstehen von schädlichen Bodenveränderungen beitragen können. Um eine Auswahl der potenziell relevanten Stoffe zu treffen, werden die in der BBodSchV genannten Parameter berücksichtigt. Bilanzierungen über die Einträge und Austräge können nur dann erfolgen, wenn sich über alle rele-

vanten Wirkungspfade Frachten ermitteln lassen. Dies war jedoch nicht immer der Fall. So liegen vollständige Daten zu Ein- und Austrägen sowie zu vorhandenen Stoffvorräten im Boden vorwiegend für die Schwermetalle As, Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Tl, Zn vor, während vor allem für organische Parameter nur begrenzt Daten vorliegen. Ein- und Austräge von PAK, BaP, PCB und PCDD/F können für ausgewählte Nutzungen bilanziert werden. Für eine Prognose langfristiger Anreicherungen fehlen jedoch belastbare Informationen zur Hintergrundbelastung der Böden.

F 3 EINTRÄGE IN BÖDEN

Die Schadstoffeinträge in Böden lassen sich vor allem zwei Ursachen zuordnen. Zum einen schlägt sich die Schadstoffbelastung der Luft auf Böden nieder. Eine weitere relevante Ursache von Schadstoffeinträgen in Böden ist deren Bewirtschaftung. Vor allem in der Landwirtschaft werden größere Mengen an Düngemitteln und anderen Stoffen verwendet, die den Ertrag landwirtschaftlicher Kulturen sicherstellen sollen. Da diese Düngemittel neben Pflanzennährstoffen immer auch Schadstoffgehalte aufweisen, ist mit der Ausbringung auf Böden zwangsläufig auch ein Schadstoffeintrag in diese Böden verbunden.

Die Bedingungen der **landwirtschaftlichen Produktion** sind in Deutschland recht ausdifferenziert. Entsprechend müssen die unterschiedlichen Formen der Bewirtschaftung sowie die unterschiedlichen Düngestrategien unterschieden werden. Neben den üblichen Ackerkulturen und deren Fruchtfolgen werden auch Dauergrünland sowie Sonder- bzw. Dauerkulturen betrachtet. Aus den Statistiken auf Kreisebene wurden 42 verschiedene Anbautypen der Ackernutzung abgeleitet. Dauergrünland lässt sich in die Nutzungen Weide, Mähweide und Wiese unterscheiden. Bei den Sonderkulturen wurden mit Weinbau, Baumobst (Apfel), Erdbeeren, Möhren/Karotten und Spargel diejenigen ausgewählt, die die größte Bedeutung haben. Da mittlerweile ein relativ großer Anteil der Anbauflächen ökologisch bewirtschaftet wird, wurde auch diese Art der landwirtschaftlichen Produktion mit einem Marktfrucht- und einem Mischbetrieb in die Bilanzierung aufgenommen. Für diese wurden keine Flächenbilanzen sondern Betriebsbilanzen (Hoftor) erstellt, allerdings ebenfalls mit einer Ableitung von flächenspezifischen Stoffströmen.

Um den jeweils unterschiedlichen Bedarf an Pflanzennährstoffen zu befriedigen, gibt es verschiedene Düngestrategien wie der ausschließliche Einsatz von Mineraldünger oder in Kombination mit Wirtschaftsdünger kommunale Klärschlämme oder Kompost. Aus den spezifischen Anforderungen der Kulturen lassen sich auch Art und Menge weiterer Stoffströme wie der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, eine Beregnung oder auch wie im Fall der Erdbeerkulturen eine Strohausbringung ableiten.

Für die Bilanzierung der Stoffströme wird stets von der Einhaltung der guten fachlichen Praxis und einer bestehenden Nährstoffversorgung der Böden in Versorgungsstufe C ausgegangen. Die Düngemittelmenge ergibt sich so aus dem Düngebedarf der Ackerkulturen in Abhängigkeit vom spezifischen Gehalt der unterschiedlichen Düngemittel an pflanzenverfügbaren Nährstoffen. Da diese Düngemittel auch zwangsläufig mit Schadstoffen belastet sind, lassen sich daraus für die einzelnen Schadstoffe Eintragsfrachten ableiten. Die Daten zur Schadstoffbelastung wurden aus einem parallelen Forschungsprojekt der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) Braunschweig und des Fraunhofer Instituts für Molekularbiologie und angewandte Ökologie (Fh-IME) (KRATZ 2005) übernommen. Sie wurden ergänzt durch ebenfalls für das Umweltbundesamt ermittelte Daten für Kompost (REINHOLD 2004) und durch von den Bundesländern an das Umweltbundesamt berichtete Daten der in der Landwirtschaft eingesetzten Klärschlämme.

Die Übersicht über die Ergebnisse zeigt, dass die absoluten Schadstofffrachten über die einzelnen Anbautypen hinweg eine relativ große Bandbreite aufweisen. Dabei sind die Frachten dann tendenziell höher, wenn die Nährstoffbedarfe der Kulturen über eine Kombination aus organischem Sero-Dünger und Mineraldünger befriedigt werden. Eine rein mineralische Düngung der landwirtschaftlichen Flächen ist in der konventionellen Landwirtschaft mit deutlich geringeren Schadstofffrachten verbunden als jede andere Düngestrategie, die auf eine Kombination aus organischen und mineralischen Düngemitteln setzt. Dies gilt für alle betrachteten Schadstoffe mit Ausnahme von Cadmium.

Am diffizilsten zeigt sich die Situation bei der Verwendung von Komposten. Komposte weisen bei den wichtigsten Pflanzennährstoffen vergleichsweise geringe Gehalte auf. Sie werden daher in den meisten bilanzierten Anbautypen bis zur nach Bioabfallverordnung zulässigen Höchstmenge auf landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht. Der vergleichsweise hohe spezifische Schadstoffgehalt des Kompostes (bezogen auf den Gehalt an pflanzenverfügbaren Nährstoffen) führt dabei zu hohen Schadstofffrachten.

Für kommunale Klärschlämme werden – selbst wenn eine vollständige Pflanzenverfügbarkeit der Gehalte an P_2O_5 unterstellt wird – ebenfalls hohe Schadstofffrachten ermittelt, die an diejenigen für Komposte heranreichen. Eine geringere Pflanzenverfügbarkeit führt zu nach Klärschlammverordnung maximal zulässigen Ausbringungsmengen mit entsprechend höheren Schadstofffrachten.

Die für den Ökolandbau ermittelten Schadstofffrachten liegen deutlich niedriger als in der konventionellen Flächenbewirtschaftung. Sowohl bei einem Misch- als auch bei einem Marktfruchtbetrieb werden nur wenige Betriebsmittel (v.a. Düngemittel, Futtermittel) zugekauft, was die Stoffbilanz günstig beeinflusst. Ein relevanter Schadstoffträger ist vor allem weicherdiges Rohphosphat.

Als weitere Flächenbewirtschaftung wurden der **Garten- und Landschaftsbau** sowie die **Forstwirtschaft** analysiert. In der Forstwirtschaft resultieren die Eintragsfrachten aus den gelegentlichen Kalkungen. Für den Garten- und Landschaftsbau wurde als Bilanzierungsbeispiel die Errichtung und Pflege einer Parkanlage angesetzt. Bei Neuanlage ist dies angesichts des Bedarfs an Kompost mit hohen Schadstofffrachten verbunden, selbst wenn man diese auf einen Zeitraum von 10 Jahren umlegt. Angesichts des vergleichsweise geringen Nährstoffbedarfs sind die Stoffströme aus der Pflegephase deutlich niedriger.

Für die Ableitung der atmosphärischen Stoffeinträge müssen die grundlegenden Mechanismen der **atmosphärischen Deposition** berücksichtigt werden. Der gesamte Schadstoffeintrag resultiert vereinfachend aus zwei Eintragsarten: der nassen und der trockenen Deposition. Ausgangspunkt für die atmosphärische Deposition ist immer eine bestimmte Konzentration bzw. Konzentrationsverteilung des jeweiligen Schadstoffes (gasförmig oder partikulär) in der Atmosphäre. Dieser Schadstoff gelangt über verschiedene Mechanismen an die Bodenoberfläche und kann über entsprechende Messinstrumente (Sammler) erfasst und damit gemessen werden. Die in den Messnetzen verwendeten Instrumente vermögen diese Eintragsfracht zu einem jeweils unterschiedlichen Anteil zu erfassen, niemals jedoch vollständig. Zur Ableitung der Gesamtracht musste daher eine eigene Methodik entwickelt werden.

Es gibt verschiedene Arten der Depositionsmessung. Die verbreitetsten sind „Bulk-Messungen“, weniger häufig sind dagegen „Wet-only-Messungen“, die wiederum auf verschiedene Art und Weise durchgeführt werden. Mit „Bulk-Messungen“ lassen sich die nasse Deposition und Anteile der trockenen Deposition erfassen, mit „Wet-only-Messungen“ nur die nasse Deposition. Bei der Auswertung der Messergebnisse wurde daher immer auch die Art der Messung berücksichtigt. Aus

diesen Daten wurden die Frachten abgeleitet, die ausschließlich über die nasse Deposition den Boden erreichen.

Neben den Depositionsmessungen gibt es ein umfangreiches Messnetz zur Ermittlung der Schadstoffbelastung der Luft. Aus diesen Messergebnissen lässt sich für die einzelnen Schadstoffe vereinfacht über die so genannte „inferentielle Methode“ oder „Konzentrationsmethode“ näherungsweise die trockene Deposition bestimmen. Dabei ergibt sich die trockene Deposition durch Multiplikation der Depositionsgeschwindigkeit mit der atmosphärischen Konzentration. Zur belastbaren Bestimmung der trockenen Deposition besteht noch erheblicher Forschungsbedarf. Aufwendige Modellierungen wurden bislang nur wenige durchgeführt, die aber nicht für das Forschungsvorhaben nutzbar gemacht werden konnten. Dies gilt sowohl für Schwermetalle als auch für organische Schadstoffe.

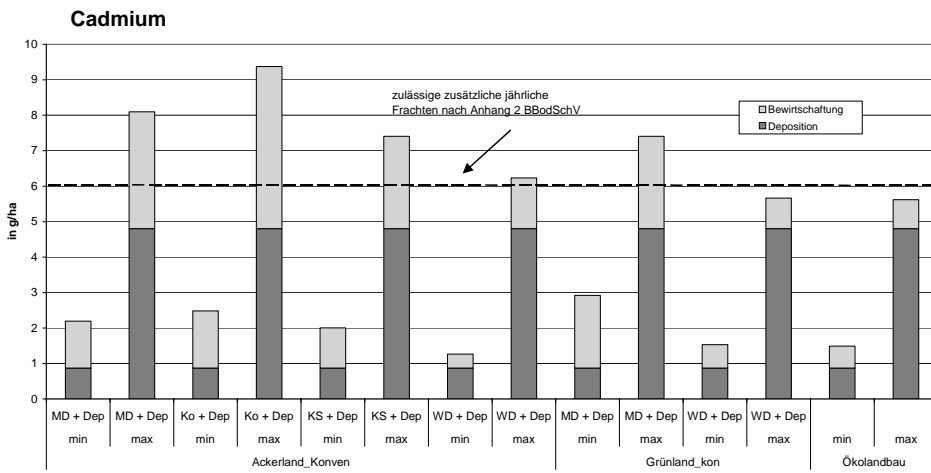
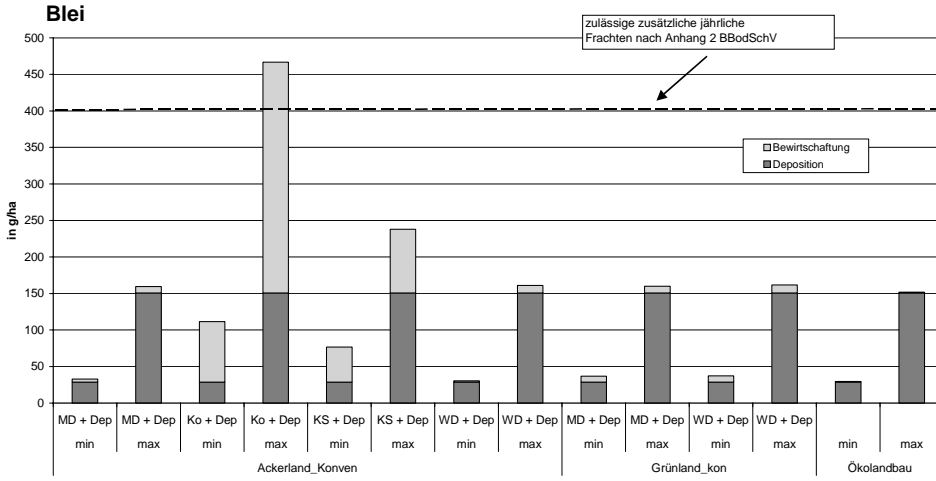
Aus beiden Teilströmen wurden für die einzelnen Schwermetalle und organischen Schadstoffe Gesamtdepositionsfrachten errechnet. Wenn dies bei einzelnen Stoffen wie z.B. Quecksilber und Thallium nicht möglich war, wurden zumindest die Messergebnisse aus den „Bulk-Messungen“ zur weiteren Bilanzierung übernommen. Die Höhe der Eintragsfrachten ergibt sich nicht nur aus der Höhe der Luftschadstoffbelastung sondern z.B. auch aus der Rauigkeit der Oberfläche. Entsprechend wurden die Daten getrennt nach ‚Urban‘ – ‚Rural‘ und ‚Freiland‘ – ‚Wald‘ aufbereitet und zusammengestellt.

Bei Betrachtung der nachfolgend beispielhaft aufgeführten **Ergebnisse** zum Eintrag von Schadstoffen (vgl. Abb. F 2) zeigt sich die je nach Schadstoff unterschiedliche Relevanz der einzelnen Eintragspfade, ergänzt um die Information, wie sich die ermittelten Eintragsfrachten zu den in der BBodSchV (§ 11) geregelten zulässigen Zusatzbelastungen verhalten. Auf diese Frachten sollte sich die Eintragsfracht bei Überschreiten der Vorsorgewerte beschränken. Dargestellt sind jeweils die minimalen und maximalen Eintragsfrachten aus den beiden Teilströmen Deposition und Bewirtschaftung, um die maximal mögliche Bandbreite an Frachtwerten darzustellen.

Bei einigen Schadstoffen wie z.B. Blei wird die Gesamtfracht auch über die atmosphärische Deposition wesentlich mitbestimmt, unabhängig davon, ob man sich in einem urbanen oder ruralen Umfeld mit unterschiedlicher Luftschadstoffbelastung befindet. Dies gilt für alle Bewirtschaftungsformen und Düngestrategien mit Ausnahme der Kompostausbringung.

Eine ähnliche Situation zeigt sich auch für Cadmium. Trotz nicht geringer Teilfrachten aus der Bewirtschaftung bestimmt die atmosphärische Deposition die Eintragsfracht. Dies kann dazu führen, dass selbst bei einer Bewirtschaftung im Ökolandbau die in § 11 genannten Frachten nach BBodSchV erreicht oder bei allen Düngestrategien in der konventionellen Landwirtschaft zumindest im Maximum überschritten werden. Die ruralen Depositionsraten sind demgegenüber deutlich geringer. Entsprechend bedeutender ist der relative Anteil der aus der Bewirtschaftung stammenden Frachten.

Auch bei Kupfer kann es zu einer Überschreitung der in § 11 BBodSchV genannten Frachten kommen. Hier kommt der Bewirtschaftung der Flächen ein bedeutender Anteil zu, es sei denn, die Bewirtschaftung erfolgt im Ökolandbau oder konventionell bei ausschließlich mineralischer Düngung.



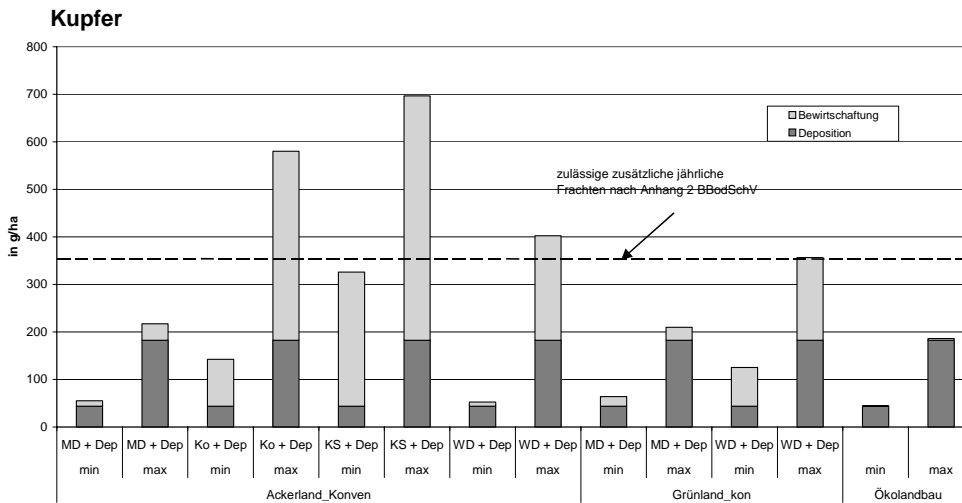


Abb. F 2: Bandbreite der ermittelten Schadstofffrachten für Blei, Cadmium und Kupfer aus Bewirtschaftung und Deposition im Freiland

Für Chrom stammen die ermittelten Frachten vor allem aus der Bewirtschaftung. Auch bei Nickel, Quecksilber, Thallium und Zink sind die Beiträge aus der Bewirtschaftung bedeutend, es sei denn, im urbanen Umfeld wird eine Düngestrategie gewählt, die mit geringen Schadstofffrachten verbunden ist, oder aber die Böden werden ökologisch bewirtschaftet. Vor allem bei Sonderkulturen können Zink- oder auch Kupferfrachten in einigen Fällen zu einem erheblichen Anteil aus den eingesetzten Pflanzenschutzmitteln resultieren und an die Frachten heranreichen, die für den Ackerbau maximal abgeschätzt wurden.

Die für den Forst ermittelten Frachten resultieren fast ausschließlich aus der atmosphärischen Deposition. Die Eintragswerte liegen aufgrund der Rauigkeit (Auskämmeffekte) deutlich über denen für Freiland im ruralen Umfeld. Die Datenlage ermöglichte es für Wald nicht, zwischen ruralen und urbanen Bedingungen zu differenzieren.

F 4 AUSTRÄGE AUS BÖDEN

Für die Bilanzen anorganischer Schadstoffe im Boden werden Abreicherungen durch Ernteentzug und den Austrag von Schadstoffen durch das Sickerwasser (Auswaschung) berücksichtigt.

Zur Ermittlung des **Ernteentzugs** wird die Schadstoffmenge berechnet, die mit der geernteten Biomasse von landwirtschaftlichen und forstwirtschaftlichen Nutzflächen entfernt wird. Dabei spielt es keine Rolle, ob der Schadstoff tatsächlich den Boden erreicht hat oder bereits vorher an oberirdische Pflanzenteile angelagert oder in diese aufgenommen worden ist. Die Stoffkonzentrationen in Ernteprodukten sind als Ergebnis der Gesamtexposition der Pflanzen zu verstehen.

Unter Berücksichtigung der fachlichen Anforderungen werden aus vorliegenden Daten zum Stoffgehalt in Nahrungs- und Futtermittelpflanzen Durchschnittswerte für Stoffgehalte in Pflanzen ermittelt. Als Datenbasis wurden Untersuchungen der FAL verwendet, die 2005/2006 im Auftrag des Umweltbundesamtes durchgeführt wurden (SCHNUG et al. 2006). Dabei wurden Pflanzenproben auf die Gehalte von Schwermetallen untersucht. Es handelt sich um repräsentative Mischproben aus verschiedenen Sorten, die von ca. 20 bis 30 Versuchsstandorten stammen. Weitergehend

wurde zur Ermittlung durchschnittlicher Schadstoffkonzentrationen in Ernteprodukten eine Ernte-Datenbank erstellt und ausgewertet. Die Datenbank beinhaltet größtenteils Datenpaare Boden – Pflanze für Ackerflächen aus der TRANSFER-Datenbank des Umweltbundesamtes von gering belasteten Böden und wurde umfangreich durch Einzelmesswerte und statistische Kenngrößen aus der Fachliteratur ergänzt. Um Anhaltspunkte über die Qualität der Daten zu erhalten, werden die Datenkollektive mit einer Bonitätsangabe gekennzeichnet. Eine Plausibilitätsprüfung und Ergänzung erfolgt mit Literatur- und Referenzwerten. Im Ergebnis liegen Angaben zur durchschnittlichen Schadstoffkonzentration in 42 Pflanzen(-teilen). Darunter sind sowohl Feldfrüchte als auch Grünlandaufwuchs und Hölzer.

Austragsfrachten werden für Raumeinheiten mit vergleichbaren Randbedingungen mit Hilfe von mittleren Erntemengen nach Angaben der landwirtschaftlichen Statistiken auf Kreisebene bzw. für Grünland und forstliche Bewirtschaftung aus der Literatur ermittelt. Die Frachten variieren abhängig von Anbaubedingungen. Entscheidend sind dabei die Erntemengen in den jeweils kreisspezifischen Anbautypen und die unterschiedlichen Schadstoffkonzentrationen der jeweils angebauten Kulturpflanze.

Neben dem Ernteentzug wird der **Austrag über das Sickerwasser** in der Bilanzierung berücksichtigt. Ermittelt wird die Sickerwasserfracht aus der Menge an Schadstoffen, die aus der zu beurteilenden Fläche mit dem Sickerwasser aus dem Bilanzraum pro Zeiteinheit ausgetragen wird. Bezugsraum der Bilanz ist in der Regel der Oberboden mit nutzungsabhängiger Untergrenze (10 bzw. 30 cm), um in diesen Tiefen stattfindende An- bzw. Abreicherungen von Schadstoffen zu betrachten.

Als Datengrundlage zur Quantifizierung von Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser für Böden unter ackerbaulicher Nutzung wird der Beitrag von BIELERT et al. (1999) zum UBA-Forschungsvorhaben „Boden-Eluatgehalte zur Prognose von Inhaltsstoffen des Boden-Sickerwassers für das untergesetzliche Regelwerk / BBodSchV“ herangezogen. Darin liegen Untersuchungsergebnisse für weitgehend natürliche Sickerwasserkonzentrationen von Spurenelementen vor. Diese beziehen sich auf verschiedene Bodensubstrate und Klimaregionen und wurden anhand von Lysimeterstationen über mehrere Jahre ermittelt. Ergänzend wurden Ergebnisse des UBA-Forschungsvorhabens „Überprüfung und Fortschreibung der Vorsorgewerte für Böden nach BBodSchV - Teilvorhaben II: Hintergrundkonzentrationen für anorganische Schadstoffe im Sickerwasser und oberflächennahen Grundwasser repräsentativer Standorte“ als Datenquelle für sandige Ackerstandorte in Niedersachsen genutzt (DUIJNISVELD et al. 2006). Zur Ermittlung durchschnittlicher Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser unter Forst wird für Schwermetalle eine Auswertung von Daten des forstlichen Umweltmonitorings in Deutschland (Level II) durchgeführt, wobei ausschließlich ubiquitär belastete Böden mit Schwermetallgehalten unterhalb der Vorsorgewerte nach BBodSchV berücksichtigt werden. Sickerwasserproben aus bis zu 25 cm Bodentiefe sind die Grundlage zur Ableitung von Durchschnittswerten für Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser unter Wald für unterschiedliche Standortgemeinschaften.

Die Angaben zu durchschnittlichen Schadstoffgehalten im Sickerwasser werden durch Informationen aus der Fachliteratur und einer Datenrecherche ergänzt und geprüft. Die Berechnung von Austragsfrachten erfolgt schließlich mit Hilfe von Angaben zur mittleren Sickerwasserrate in den typisierten Raumeinheiten, die aus der Karte der mittleren Sickerwasserrate aus dem Boden (BGR 2004a) abgeleitet werden. Die Frachten unterscheiden sich nutzungs- und standortabhängig.

Für organische Parameter ist anzunehmen, dass bei ubiquitär belasteten Böden ein Transfer vom Boden in die Pflanze und ein Austrag über das Sickerwasser gegenüber dem Abbau und der Metabolisierung der Stoffe eher von untergeordneter Bedeutung sind. Vorliegende Informationen zu Halbwertszeiten und zum Anteil im Boden verbleibender Bound Residues sind jedoch sehr variabel und mit Unsicherheiten behaftet. Um diesen Unsicherheiten Rechnung zu tragen, wird die Bilanz **organischer Schadstoffe als Worst-Case-Betrachtung** vorgenommen. Dabei werden sowohl Austräge über Ernte und Sickerwasser als auch der Abbau der Schadstoffe nicht berücksichtigt. Auf diese Weise wird ggf. die Schadstoffanreicherung im Bilanzergebnis überschätzt; es wird jedoch auf stark vereinfachende Annahmen zu Austrag und Abbau verzichtet.

F 5 ERGEBNISSE

Die Bilanzierungsergebnisse weisen einige Szenarien auf, in denen die Eintragsfrachten den Austragsfrachten und damit dem Bodenschutzziel eines Eintrags-/ Austragsgleichgewichts entsprechen. Es gibt aber kein Szenario, das über alle Schadstoffe eine ausgeglichene Bilanz aufweist und nur in Einzelfällen eine ausgeglichene Bilanz für mehr als einen Stoff. Bei Blei kann in keinem Fall eine ausgeglichene Bilanz erzielt werden; besonders häufig dagegen für Nickel, Thallium und Quecksilber, für die in weiteren Szenarien auch oft höhere Stoffausträge als Stoffeinträge bilanziert

werden konnten. Zu beachten ist: Für Quecksilber und Thallium lassen sich aufgrund der Datenlage keine Gesamtfrachten der atmosphärischen Deposition bilanzieren.

In allen anderen Fällen überwiegt die Eintragsfracht. Zu deutlichen Anreicherungen im Boden kommt es bei den meisten diskutierten Schadstoffen nur dann, wenn die Flächennutzung aus konventionellem Ackerbau besteht und die Düngestrategie Kompost in Kombination mit mineralischer Aufdüngung gewählt wird. An diesen Ergebnissen wird die Notwendigkeit deutlich, diese Strategie zumindest mit den bislang zulässigen Höchstmengen zu hinterfragen. Bei Nickel sind die Szenarien deutlich vom atmosphärischen Eintrag (Wald) bestimmt. Für Blei sind mit Abstand die meisten Szenarien mit deutlichen Anreicherungen verbunden und dies nicht nur für ein urbanes Umfeld mit den hohen Frachten aus atmosphärischer Deposition (urban und Wald) sondern auch bei allen Formen bzw. Düngestrategien des konventionellen Ackerbaus. Bei der Düngestrategie Kompost kommt es im konventionellen Ackerbau in einigen Szenarien zu sehr deutlichen Anreicherungen im Boden.

Gemessen an der zulässigen Zusatzbelastung liegen insbesondere die Einträge von Kupfer und Zink häufig nahe oder über den geregelten Frachten. Für diese Parameter lässt sich auch in einigen Fällen eine zeitnahe Überschreitung der Vorsorgewerte ermitteln, so man die Vorbelastung der Böden mit dem 90-Perzentil der Hintergrundwerte ansetzt. Diese Ergebnisse für Kupfer und Zink sind mit den Düngestrategien kommunale Klärschlämme oder Kompost verbunden. Andere Stoffe sind bei den gewählten Randbedingungen weit weniger auffällig.

Ist eine Begrenzung der Eintragsfrachten sinnvoll bzw. notwendig (schädliche Bodenveränderungen sind zu besorgen oder ein Eintrags- / Austragsgleichgewicht ist deutlich nicht gegeben), lassen sich folgende Strategien benennen:

Bei einer konventionellen Bewirtschaftung von Ackerflächen sollte auf Kompost nicht in der Weise zurückgegriffen werden, wie dies bei anderen organischen Düngemitteln erfolgt. Steht dabei nur die Deckung des Bedarfs an den Hauptnährstoffen N, P₂O₅ und K₂O sowie CaO im Vordergrund, so müssen in aller Regel hohe Kompostmengen ausgebracht werden, ohne den zusätzlichen Bedarf an Mineraldünger zur Deckung des Düngedarfs der Kulturen entscheidend reduzieren zu können. Kompost kann aber einen wichtigen Beitrag zur Humusreproduktion der Böden leisten und ist hier im Vergleich zu anderen Düngemitteln im Vorteil – andererseits kann die Kompostaufbringung zu vergleichsweise hohen Zufuhren von anorganischen Stoffen führen. Geringere Stoffeinträge erfolgen, wenn die Humusreproduktion über betriebliche Maßnahmen wie über die Art der Bodenbearbeitung, die Nutzung der Ernterückstände oder die Aussaat von Zwischenfrüchten sichergestellt wird.

Die Ausbringung von kommunalen Klärschlämmen führt stets zu relativ hohen Schadstofffrachten, auch dann, wenn die vergleichsweise hohen Gehalte an P₂O₅ als vollständig pflanzenverfügbar und damit in einer Düngebilanz anrechenbar angesetzt werden. Dies gilt umso mehr, als die klärschlammspezifische Belastung mit kritischen organischen Schadstoffen, wie z.B. Arzneimittelwirkstoffen, in diesem Projekt nicht berücksichtigt werden konnte.

Deutlich anders zeigt sich im Allgemeinen die Situation, wenn der Düngedarf über Wirtschaftsdünger und mineralische Düngemittel abgedeckt ist. Die Ausnahmen sind Kupfer und Zink (insbesondere bei Schweinegülle) sowie Cadmium und mit Abstrichen Chrom. Kupfer und Zink sind typische Belastungsparameter insbesondere von Schweinegülle. Es wurden bereits Strategien und Maßnahmen entwickelt, um diese Gehalte zu minimieren; diese müssen nun auch in der Praxis umgesetzt werden.

Als konkrete Maßnahmen zur Vermeidung von Stoffanreicherungen durch die Bewirtschaftung der Böden sind zu nennen:

- Verzicht auf die Ausbringung von kommunalen Klärschlämmen.
- Beschränkung der Kompostgaben auf Kulturen und Betriebsverhältnisse, die eine Zufuhr betriebsfremder Humusträger erfordern und dabei auf Mengen, die zur Deckung der Humusbilanz notwendig sind; damit sollten die bislang geltenden Höchstmengen nicht ausgeschöpft werden.
- Liegen die Stoffgehalte in Böden nahe oder über den Vorsorgewerten, lassen sich kurzfristig weitere Stoffanreicherungen durch Umstellung der Kulturen (z.B. auf Dauergrünland), Umstellung der Bewirtschaftung (Ökolandbau) oder durch Düngemittelwahl (Mineraldünger) erreichen.
- Die Verwendung von Wirtschaftsdüngern auf Böden ist sinnvoll, soweit die Grundsätze der guten fachlichen Praxis eingehalten werden. Mit der Verwendung betriebseigener Düngemittel werden Stoffkreisläufe geschlossen. Es sind weitere Anstrengungen zur weiteren Minderung der Schadstoffgehalte notwendig.

Bei einigen Schwermetallen und den diskutierten organischen Schadstoffen hat die atmosphärische Deposition einen erheblichen Anteil an dem Schadstoffeintrag in Böden. Je nach Düngestrategie liegt diese Fracht teilweise deutlich höher als die aus der Bewirtschaftung der Flächen stammenden Einträge. Dies gilt nicht nur für urbane sondern auch rurale Randbedingungen. Zahlreiche vor allem durch den Gesetzgeber angestoßene Maßnahmen haben in der jüngeren Vergangenheit die Schadstoffbelastung der Luft reduziert. Angesichts der verbliebenen Bedeutung der über Deposition in Böden eingetragenen Schadstofffrachten sind weitere Anstrengungen im Immissionschutz notwendig, auch wenn diese nur mittelfristig zu Erfolgen führen können.

Die Datenlage zu den Anteilen der unterschiedlichen Emittentengruppen an der Luftschadstoffbelastung ist (noch) vergleichsweise schlecht. Nach dem derzeitigen Kenntnisstand sollten Maßnahmen zur weiteren Minderung der Luftschadstoffemissionen der als relevant erkannten Schadstoffe vor allem in folgenden Bereichen ansetzen:

- Für fast alle Schwermetalle ist die Eisen- und Stahlerzeugung bzw. Metallbranche eine wichtige Emittentengruppe.
- Für Cadmium und Arsen ist zudem die Energieerzeugung relevant und hier vor allem durch den Einsatz von Schweröl, aber auch Stein- und Braunkohle (Arsen).
- Gerade für Kupfer und Zink sind zudem Verkehrsemissionen bedeutend, vor allem über die Abgase der Motoren.
- Am Beispiel Benzo(a)pyren zeigt sich, dass mit zunehmender Umstellung des Brennstoffs in den Heizungsanlagen von Wohnhäusern in Richtung Holz auf die bei Festbrennstoffen altbekannten Probleme der unvollständigen Verbrennung und damit die Freisetzung von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen, Dioxinen/Furanen (aber auch die Feinstaubproblematik) beachtet werden muss.

G ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS / GLOSSAR

Advektion	die horizontale Verfrachtung eines Schadstoffes in der Atmosphäre durch das Strömungs- bzw. Windfeld	BW	Baden-Württemberg
		BY	Bayern
		CaO	Calciumoxid
Aldrin	Insektizid	Cd	Cadmium
Anbautyp	Kombination verschiedener Fruchtfolgen im Ackerbau, die statistisch im Rahmen des Projekts ermittelt wurden	Co	Kobalt
		Cr	Chrom
		Cu	Kupfer
As	Arsen	Dauerweide	ausschließlich als Weide genutztes Grünland
AUE	Auensedimente	DB	Datenbank
B	Bor	DDT	Dichlordiphenyltrichlor-ethan
BAG	Bodenausgangsgestein	Deposition	Ablagerung von Stoffen aus der Atmosphäre
BaP	Benzo(a)pyren	Diffusion	Verdünnung eines Schadstoffes oder einer Schadstofffahne durch Ausgleich des Konzentrationsunterschiedes
BB	Brandenburg	dt	Dezitonne, d.h. 100 kg
BBodSchG	Bundes-Bodenschutzgesetz	Düngebedarf	Netto-Bedarf an Pflanzennährstoffen, die über Düngemittel den Böden zugeführt werden müssen
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung	Düngestrategie	Diskutiert werden ausschließliche Düngung über Mineraldünger sowie eine Kombination aus organischer Düngemittel und Mineraldüngern.
BE	Berlin	Durchlässigkeit	Wasserleitfähigkeitskoeffizient oder hydraulische Leitfähigkeit = Kf-Wert [m/s]
Benzol	Benzol	F	Fluorid
Bewirtschaftungstyp	Grünlandbewirtschaftung mit Schwerpunkt Weide- und Wiesennutzung, die im Rahmen des Projekts statistisch ermittelt wurde	Festmist	Mischung aus Stroh und Exkrement
BFH	Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft	FS	Frischsubstanz / Frischmasse
BL	Bundesland		
BMM	basische Magmatite und Metamorphite		
BTEX	BTEX-Aromaten (Benzol, Toluol, Xylole, Ethylbenzol)		
BÜK 1000	Nutzungsdifferenzierte Bodenübersichtskarte von Deutschland 1:1.000.000		

Fungizid	Mittel für Pflanzen zum Schutz gegen Pilzbefall	IVU	integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung
G/S	Geschiebemergel / -lehme mit sandiger Deckschicht	Jauche	Harn und Sickersaft des Festmiststapels
GIS	Geografisches Informationssystem	K ₂ O	Kaliumoxid
GLMno	Geschiebemergel / -lehme (Nordost)	KD-Wert	Verteilungskoeffizient eines Stoffes zwischen Boden und wässriger Phase: $KD = C(\text{Boden}) / C(\text{Wasser}) = \text{Sorptionskoeffizient}$
GLMnw	Geschiebemergel / -lehme (Nordwest)	K _o	Kompost
GLMs	Geschiebemergel / -lehme (Süd)	KOC-Wert	Sorptionskoeffizient an organischem Kohlenstoff
Grobfutter	das im eigenen Betrieb erzeugte Halmfutter wie Gras, Grassilage, Heu, Maissilage zur Grundfütterung	Kondensation	Übergang eines Stoffes vom gasförmigen in den flüssigen Aggregatzustand
Gülle	Flüssigmist	KOW-Wert	Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient für organische Substanzen; Verteilung eines Stoffes zwischen Octanol und Wasserphase
ha	Hektar	Kraftfutter	zugekaufte Trockenfuttermischung
Hackfrüchte	Kartoffeln, Zuckerrüben und Futterrüben, deren Anbauflächen mehrmals im Jahr gegen aufkommendes Unkraut gehackt werden mussten	KS	Klärschlamm
Handelsgewächse	v.a. Ölfrüchte wie Raps, Lein, Sonnenblume	KST	Karbonatgesteine
HCB	Hexachlorbenzol	LABO	Bund- / Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz
HCH	Hexachlorcyclohexan	LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
HE	Hessen	LAI	Länderausschuss für Immissionsschutz
Herbizid	Mittel zum Schutz von Pflanzen gegen konkurrierende Unkräuter	Laufstall	Stall für Rinder ohne Anbinden
Hg	Quecksilber	LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
HH	Hamburg	Leguminosen	Hülsenfrüchte und kleeartige Futterpflanzen, die mit Hilfe von Knöllchenbakterien Luftstickstoff binden
Hoftorbilanz	Bilanz über alle zugekauften und vermarkteten Stoffe eines landwirtschaftlichen Betriebes		
Insektizid	Mittel zum Schutz von Pflanzen gegen Schadinsekten		

Level-II-DB	Datenbank der BFH zur Zusammenführung von Daten des forstlichen Umweltmonitorings der Bundesländer	NI	Niedersachsen
		Ni	Nickel
		NW	Nordrhein-Westfalen
LHKW	leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe	P ₂ O ₅	Phosphorpentoxid, Bezugsbasis für P-Gehalte
LÖBF NRW	Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen		(Anmerkung (Phosphat = Rest-PO ₄ (minus je nach Rest)
LÖS	Lösse	PAK	polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (Summe 16)
Mähweide	Dauergrünland, das sowohl zur Futtergewinnung als auch zur Beweidung genutzt wird	Pb	Blei
		PCB	polychlorierte Biphenyle (Summe 6)
Marktfruchtbetrieb	landwirtschaftliche Betriebe, die mehr als 50 % aus der Vermarktung von Ackerfrüchten Erlösen	PCDD/F	polychlorierte Dibenzo(p)-dioxine und Dibenzofurane
		PCP	Pentachlorphenol
MD	Mineraldünger	PSM	Pflanzenschutzmittel
Mg	Magnesium	<i>r</i>	Spearman'scher Korrelationskoeffizient
Mischbetrieb	landwirtschaftlicher Betrieb mit relevanten Erlösen über Marktfrüchte und Viehhaltung	R ²	Bestimmtheitsmaß
		Rapskuchen	Rückstand aus der Kaltpressung von Rapssaat
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe	Rauhigkeit	Oberflächeneigenschaft von Rezeptoroberflächen, die u.a. die Wind- und Depositionsgeschwindigkeit beeinflussen (z.B. Wälder und Bebauung)
Mo	Molybdän	Rezeptoroberfläche	Oberflächen des Empfängers der atmosphärischen Deposition
MOO	Moore (einschl. kultivierte Moore) (Nordwest)	RP	Rheinland-Pfalz
MV	Mecklenburg-Vorpommern	rural	ländliche Siedlungsstruktur
N	Stickstoff	SANno	Sande (Nordost)
Nachlieferung	Nachlieferung von Pflanzennährstoffen aus dem Bodenvorrat	SANnw	Sande (Nordwest)
Nährstoffbedarf	von Pflanzen benötigte Menge an Nährstoffen in Abhängigkeit vom angestrebten Ertragsniveau	Sb	Antimon
Naphthalin	Naphthalin	Se	Selen
NEL	Energiegehalt des Futters als Netto-Energie-Laktation	Sedimentation	das Ablagern von Teilchen oder Gasen in der Atmosphäre unter dem Einfluss der Schwerkraft

Serodünger	Düngemittel aus Sekundärrohstoffen bzw. Rest- und Abfallstoffen	Wachstumsregler	Einsatz bei Halmgetreide und Raps zur Halmverkürzung und -stärkung
SH	Schleswig-Holstein	WD	Wirtschaftsdünger
SIG	Sedimente im Gezeitenbereich	WGK	Wassergefährdungsklasse
SL	Saarland	WHG	Wasserhaushaltsgesetz
SLÖ	Sandlöss	WD	Wirtschaftsdünger; organische Düngemittel landwirtschaftlicher Betriebe
SMM	saure Magmatite und Metamorphite	Zn	Zink
SN	Sachsen		
Sn	Zinn		
Sonderkulturen	Kulturen mit hoher Flächenproduktivität bei hohem Arbeitsaufwand wie Gemüse, Obst, Zierpflanzen		
SST	Sandsteine		
ST	Sachsen-Anhalt		
stäA	ständiger Ausschuss (z.B. der LAWA)		
Streufrachten	Laub und kleine Äste		
TH	Thüringen		
TI	Thallium		
TM	Trockenmasse		
TRANSFER-DB	Datenbank des Umweltbundesamtes zur Ermittlung des Transfers von Schadstoffen vom Boden in Pflanzen; enthält Datenpaare zu Schadstoffgehalten in Boden und Pflanze		
TS	Trockensubstanz		
TST	Tongesteine		
TUS	Terrassen- und Schotterablagerungen		
urban	städtische Siedlungsstruktur		
VDLUFA	Verband deutscher landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten		

ANBAU- UND BEWIRTSCHAFTUNGSTYPEN

A	Konventioneller Ackerbau	A_34	Weizen/Gerste/Raps/Silomais
A_01	Weizen/Zuckerrüben/Wintergerste	A_35	Getreide/Raps
A_02	Weizen/Zuckerrüben (Raps)/Wintergerste	A_36	Getreide/Raps
A_03	Weizen/Raps/Wintergerste	A_37	Weizen/Wintergerste/Mais
A_04	Weizen/(Sommer)Gerste/Raps	A_38	Weizen/Wintergerste/Silomais
A_05	Weizen/Hackfrüchte	A_39	Weizen/Wintergerste/Silomais/Raps
A_06	Roggen (Getreide)/Silomais(Raps)	A_40	Gerste/Mais
A_07	Weizen/(Sommer)Gerste/Körnermais	A_41	Gerste/Silomais
A_08	Weizen/(Sommer)Gerste/Körnermais	A_42	Weizen/Gerste/Zuckerrüben/Raps
A_09	Weizen/(Winter)Gerste/Mais	G	Grünlandwirtschaft
A_10	Weizen/Wintergerste/Silomais/Raps	G_1	Wiese
A_11	Weizen (Getreide)/Silomais	G_2	Mähweide
A_12	Weizen (Getreide)/Silomais	G_3	Weide
A_13	Weizen (Getreide)/Silomais	G_4	Mähweide/Wiese
A_14	Gerste/Mais/Kartoffeln	Öko	Ökolandbau
A_15	Gerste/Mais	Oeko_1	Mischbetrieb im Ökolandbau (Milchvieh)
A_16	Weizen/Hackfrüchte/Silomais	Oeko_2	Marktfruchtbetrieb im Ökolandbau
A_17	Weizen/Wintergerste/Raps	S	Sonderkultur
A_18	Weizen/Wintergerste/Raps/Silomais	S_1	Anbau von Äpfeln
A_19	Weizen/Sommergerste/Raps/Silomais	S_2	Anbau von Erdbeeren
A_20	Weizen/Sommergerste/Hackfrüchte	S_3	Anbau von Gemüse (Möhren/Karotten)
A_21	Sommergerste/Raps/Silomais	S_4	Anbau von Spargel
A_22	Weizen/Gerste/Raps/Silomais	S_5	Weinbau
A_23	Weizen/Sommergerste/Zuckerrüben	S_6	Baumschulen
A_24	Weizen/Sommergerste/Hackfrüchte	W	Forstwirtschaft (mit und ohne Waldkalkung)
A_25	Weizen/Gerste/Zuckerrüben/Raps	W_1	Laub- und Mischwald
A_26	Weizen/Sommergerste/Zuckerrüben/Mais	W_2	Nadelwald
A_27	Getreide/Kartoffeln		
A_28	Getreide/Kartoffeln/Silomais		
A_29	Getreide/Silomais/Kartoffeln		
A_30	Weizen/Wintergerste/Raps		
A_31	Weizen/Wintergerste/Raps		
A_32	Weizen/Wintergerste/Raps		
A_33	Weizen/Gerste/Raps/Silomais		

H LITERATURVERZEICHNIS

- ABFKLÄRV – KLÄRSCHLAMMVERORDNUNG vom 15. April 1992 (BGBl. I 1992 S. 912; 1997 S. 446; 25.3.2002 S. 1193; 25.4.2002 S. 1488; 26.11.2003 S. 2373) zuletzt geändert durch Artikel 2 der Verordnung vom 25. April 2002 (BGBl. I S. 1488).
- ACHILLES, W. et al. (2001): Betriebsplanung Landwirtschaft 2001/2002, Darmstadt 2001 (= Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (Hg), Datensammlung, 17. Auflage).
- ACHILLES, A. et al. (2002): Obstbau. Betriebswirtschaftliche und produktionstechnische Kalkulationsdaten, Darmstadt 2002 (= Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (Hg), Datensammlung, 3. Auflage).
- AD-HOC-AG SCHWERMETALLTRANSFER BODEN/PFLANZE des AK Bodenbelastung der LABO (1998): Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfadef Bodenverunreinigungen/Altlasten – Pflanze. In: ROSENKRANZ et al. (Hrsg.): Bodenschutz. Erich-Schmidt-Verlag, Berlin, Kenn-Nr. 9009.
- ADRIANO, D.C. (2001): Trace Elements in Terrestrial Environments. 2. Aufl., Springer, New York, 411- 458.
- ALLOWAY, B.J. [Hrsg.] (1999): Schwermetalle in Böden. Analytik, Konzentrationen, Wechselwirkungen, Springer, Berlin.
- BACHMANN, G.; BANNICK, C.-G.; GIESE, E.; GLANTE, F.; KIENE, A.; KONIETZKA, R.; RÜCK, F.; SCHMIDT, S.; TERYTZE, K. & VON BORRIES, D. F. (1997): Fachliche Eckpunkte zur Ableitung von Bodenwerten im Rahmen des Bundes-Bodenschutzgesetzes. In: ROSENKRANZ et al. (Hrsg.), Bodenschutz, Erich Schmidt Verlag, Berlin, Kenn-Nr. 3500.
- BANNICK, C. G.; FRANZIUS, V.; HAHN, J.; KESSLER, H.; MARKARD, C.; PENNING, J. & VOGEL, I. (2006): Zum Stand der fachlichen Weiterentwicklung des Konzeptes "Gute Qualität und sichere Erträge". In: Müll und Abfall 3 (38), S. 134-140.
- BANNICK, C.G. (2003): Konzepte zur Begrenzung von Schadstoffeinträgen bei der Düngung landwirtschaftlicher Nutzflächen. Die Konzeption des Bundes, Vortrag im Rahmen des Forums zum Gebietsbezogenen Bodenschutzes am 24.06.2003 in Neumünster [http://www.umwelt.schleswig-holstein.de/servlet/is/31421/Bannick_Claus_Vortrag.pdf].
- BANNICK, C.G.; BIEBER, E.; BÖKEN, H.; BRACH, M. et al. (2001): Grundsätze und Maßnahmen für eine vorsorgeorientierte Begrenzung von Schadstoffeinträgen in landbaulich genutzten Böden, im Auftrag des Umweltbundesamtes, UBA-Texte 59/01, hrsg. v. Umweltbundesamt, Berlin.
- BARKOWSKI, D. et al. (2005): Organische Schadstoffe in Klärschlämmen – Bewertung und Ableitung von Anforderungen an die landwirtschaftliche Verwertung, Studie der IFUA Projekt-GmbH im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW.
- BayLfU – Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (1998): Verkehrsbezogene Immissionen und Immissionswirkungen von Antimon und anderen Metallen, Heft 153.
- BayLfU – Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (2003a): Immissionsökologischer Bericht 2000-2001, Augsburg.
- BayLfU – Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (2003b): Ermittlung der atmosphärischen Deposition von persistenten Organohalogenverbindungen (POP) in Bayern.

- BayLWG – Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau (2004): Rebschutzleitfaden 2004, Würzburg.
- BBodSchG – Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten vom 17. März 1998. In: BGBl. I 1998, S. 502.
- BBodSchV – Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999. In: BGBl. I 1999, S. 1554.
- BBR – Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung: Kreisgrenzen Deutschlands. Stand 31.12.2001 und 23.06.2004.
- BELLIN, C.A. & O'CONNOR, G.A. (1990): Plant uptake of pentachlorophenol from sludge-amended soils. In: J. Environ. Qual., 19, S. 596-602.
- BFEL (2003a): Autor: BRÜGGEMANN, J.: Schwermetall- und Spurenelementgehalte in Gerste, Weizen und Roggen (Besondere Ernteterminnung, BEE). Unveröffentlicht.
- BFEL (2003b): Autoren: EICH, E.; RABE, E.; KERSTING, H.J.: Rückstände von Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmitteln sowie von Polychlorierten Biphenylen (PCB) und Phthalaten in Weizen und Raps (Besondere Ernteterminnung, BEE). Unveröffentlicht.
- BFH – Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft [Hrsg.] (2004): LEVEL-II-Datenbank. 1.6.2004.
- BGR – Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2004a): Mittlere Sickerwasserrate aus dem Boden. Rasterdaten für Tafel 4.5 des Hydrologischen Atlas Deutschlands im Maßstab 1:1.000.000, CD-ROM, 15.09.2004.
- BGR – Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2004b): Nutzungsdifferenzierte Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1:1.000.000, CD-ROM, 15.09.2004.
- BGR – Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2004c): Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser niedersächsischer BDF, 26.10.2004.
- BGR – Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2006): Mitteilung über Hintergrundwerte von Arsenkonzentrationen in Böden der Bundesrepublik Deutschland, Mitteilung an das Umweltbundesamt (unveröffentlicht).
- BIELERT, U.; HEINRICHS, H. & BECKER, K.-W. (1999): Validierung von Boden-Eluat-Gehalten zur Prognose von Inhaltsstoffen des Boden-Sickerwassers für das untergesetzliche Regelwerk / BBodSchV, im Auftrag des Umweltbundesamtes, UBA-Texte 86/99, hrsg. v. Umweltbundesamt, Berlin.
- BioABFV – Bioabfallverordnung. Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden vom 21. September 1998, zuletzt geändert durch Artikel 3 der Verordnung vom 25. April 2002. In: BGBl. I, S. 1488.
- BIRKE, Ch. (1991): Der Schwermetalltransfer aus langjährig mit Siedlungsabfällen gedüngten Böden in Kulturpflanzen und dessen Prognose durch chemische Extraktionsverfahren, Dissertation Universität Bonn [zitiert in KNOCHE 1996].
- BIRKE, Ch. & WERNER, W. (1991): Eignung chemischer Bodenextraktionsverfahren zur Prognose der Schwermetallgehalte in Pflanzen. In: Berichte aus der ökologischen Forschung 6/1991, hrsg. v. Forschungszentrum Jülich GmbH, S. 224-288.

- BLUM, U.; RUPPRECHT, M. & SINNER, H-U. (2005): Konzentrationen von Schwermetallen in Bodenlösungen aus bayerischen Wäldern. In: Z. Umweltchem. Ökotox. 17 (4), S. 208-217.
- BMELF (1997) – Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten [Hrsg.]: Dauerbeobachtungsflächen zur Umweltkontrolle im Wald. Level II. Erste Ergebnisse, Bonn.
- BML – Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2000): Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen, Bonn.
- BMU (1999) – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Bekanntmachung über Methoden und Maßstäbe für die Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 18. Juni 1999, Bundesanzeiger Nr. 161a, ausgegeben am 28. August 1999.
- BMU & UBA (2002) – Bundesministerium für Umwelt Naturschutz und Reaktorsicherheit / Umweltbundesamt, Dioxine: Daten aus Deutschland. Daten zur Dioxinbelastung der Umwelt, 3. Bericht der Bund/Länder-Arbeitsgruppe DOXINE / Dioxin-Referenzmessprogramm, 4. Bericht der Bund/Länder-Arbeitsgruppe DIOXINE.
- BMU & UBA (laufendes Projekt 2004-2007): Projekt 204 63 252, FAL-AOE/ÖKO-DATA, ECN, TNO-MEP - "Nationale Umsetzung UNECE-Luftreinhaltkonvention (Wirkungen), ICP Modelling & Mapping NFC; Schwermetalle (Critical Loads/Deposition); Stickstoff und Säure (Deposition); Stickstoff (Wirkungen); Materialkorrosion; kritische Ozonflüsse", "National implementation of the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (Effects): ICP Modelling&Mapping NFC; Heavy Metals (Critical Loads/Deposition); Nitrogen and Acidity (Deposition); Nitrogen (Effects); Material corrosion; critical Ozone fluxes".
- BMVEL (2000) – Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, Arbeitskreis B der Bund-Länder-Arbeitsgruppe Level II: Critical Loads für Waldökosysteme – Methoden und Ergebnisse für Standorte des Level II-Programms.
- BMVEL (2001) – Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, Arbeitskreis B der Bund-Länder-Arbeitsgruppe Level II: Luftqualität und atmosphärische Stoffeinträge an Level II-Dauerbeobachtungsflächen in Deutschland.
- BMVEL (2004) – Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft: Ergebnisse der Bundeswaldinventur [<http://www.bundeswaldinventur.de/enid/4u.html>].
- BRADFORD, G.R.; BAIR, F.L. & HUNSAKER, V. (1971): Trace and major element contents of soil saturation extracts. In: Soil Sci., 112, S. 225-230.
- BREITSCHWERDT, A.; HERRCHEN, M.; KLEIN, M.; KÖRDEL, W.; STORM, A. & WAHLE, U. (2002): Erhebungsuntersuchungen zum Transfer organischer Schadstoffe vom Boden in Nahrungs- und Futterpflanzen und Ableitung von Prüfwerten nach dem Bundes-Bodenschutzgesetz, im Auftrag des Umweltbundesamtes, UBA-Texte 50/02, hrsg. v. Umweltbundesamt, Berlin.
- BRÜGGEMANN, J. (1997): Schwermetallgehalte in Raps 1995-1997 (Besondere Erntermittlung BEE). Hrsg.: Bundesforschungsanstalt für Ernährung und Lebensmittel.

- BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (2004): Mitteilung der Regierung der Bundesrepublik Deutschland vom August 2004: „3. Bericht gemäß Artikel 10 der Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen“; Berlin.
- BUWAL – Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (1997): Dioxine und Furane. In: Bundesamt für Umwelt Schweiz (Hrsg.), Schriftenreihe Umwelt Nr. 290, Bern.
- CAMPBELL, D.J. & BECKETT, P.H.T. (1988): The soil solution in a soil treated with digested sewage sludge. In: J. Soil Sci., 39, S. 283-298.
- CASTERLINE, J.L. JR.; BARNETT, N.M. & KU, Y. (1985): Uptake, translocation and transformation of pentachlorophenol in soybean and spinach plants. In: Environ. Res., 37, S. 101-118.
- CRÖBMAN, G. (1990): Zur Mobilität und Akkumulation ausgewählter anorganischer und organischer Schadstoffe bei Pflanzen und Nutztieren. In: VDI-Berichte 837, S. 799-813.
- CRÖBMAN, G. (1992a): PAK in Böden und Pflanzen – Ein Beitrag zur Gefährdungsabschätzung von Altlasten, Band II: Untersuchungsergebnisse, Arbeitshefte Ruhrgebiet, hrsg. v. Kommunalverband Ruhrgebiet (KVR), Essen.
- CRÖBMAN, G. (1993): PCB in Böden und Pflanzen – Vorkommen, Eintrag, Abbau und Anreicherung. In: Zum Carry over von Polychlorierten Biphenylen (PCB). In: Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Heft 418, S. 44-53, Landwirtschaftsverlag, Münster.
- DBU (2003) – Deutsche Bundesstiftung Umwelt: Verbund-Forschungsprojekt „Nachhaltige Kompostverwertung in der Landwirtschaft“: Ergebnisse Übersichtsuntersuchungen Komposte, Erträge, agrökulturchemische Untersuchungen Böden und Ernteprodukte, Abschlussbericht auf CD-ROM.
- DELSCHEN, T. (1989): Untersuchungen zur Schwermetallverfügbarkeit in klärschlammgedüngten Böden unter Feldbedingungen und im Gefäßversuch, Dissertation Universität Bonn.
- DELSCHEN, T.; HEMBROCK-HEGER, A. & NECKER, U. (1996): Systematische Untersuchungen zum Verhalten von PAK und PCB im System Boden/Pflanze auf der Lysimeteranlage Waldfeucht (1989-1994). In: Landesumweltamt NRW (Hrsg.): Lysimeterversuche zum Verhalten persistenter organischer Schadstoffe im System Boden/Pflanze, Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten, Bd. 13.1.
- DENIER VAN DER GRON, H.A.C.; VAN HET BOLSCHER, M.; VISSCHEDIJK, A.J.H.; ZANDVELD, P.Y.J. (2005): Study to the effectiveness of the UNECE Heavy Metals Protocol and costs of possible additional measures. Phase I: Estimation of emission reduction resulting from the implementation of the HM Protocol, TNO-Report for the Netherlands Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, Apeldoorn.
- DESTATIS (2001): Statistisches Bundesamt, Düngemittelversorgung Wirtschaftsjahr 2002/2003. Fachserie 4, Reihe 8.2, Wiesbaden.
- DESTATIS (2006): Statistisches Bundesamt, Erzeugung und Verbrauch von Nahrungsmitteln. Presseexemplar, Wiesbaden.
- DE VRIES, W. (2000): Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. Strategy for a scientific evaluation of the data, European Commission UN/ECE 2000, Brussels/Geneva.

- DIERCKES, C. (1999): Verhalten von Schwermetallen im Regenabfluss von Verkehrsflächen bei der Versickerung über poröse Deckbeläge. In: Forum Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft der Universität-GH Essen, Heft 14.
- DIERSCHKE, H. & BRIEMLE, G. (2002): Kulturgrasland. Wiesen und Weiden und verwandte Staudenfluren. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- DIN ISO 11266 (1997): Bodenbeschaffenheit. Anleitung für Laboratoriumsuntersuchungen zur biologischen Aktivität von organischen Chemikalien im Boden unter aeroben Bedingungen.
- DIN ISO 15175 (2005): Bodenbeschaffenheit. Ermittlung von Kennwerten des Bodens hinsichtlich des Wirkungspfades Boden – Grundwasser.
- DÖHLER, H. et al. (2004): Erfassung von Schwermetallströmen in landwirtschaftlichen Tierproduktionsbetrieben und Erarbeitung einer Konzeption zur Verringerung der Schwermetalleinträge durch Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft in Agrosystemen, im Auftrag des Umweltbundesamtes, UBA-Texte 06/04, hrsg. v. Umweltbundesamt, Berlin.
- DUIJNISVELD, W.H.M.; DITTRICH, K.; GÄBLER, H.-E.; KLUMP, G. & UTERMANN, J. (2006): Überprüfung und Fortschreibung der Vorsorgewerte für Böden nach BBodSchV. Teilvorhaben II: Hintergrundkonzentrationen für anorganische Spurenstoffe im Sickerwasser und oberflächennahen Grundwasser repräsentativer Standorte, UBA-Forschungsbericht 20171242/02 im Auftrag des Umweltbundesamtes [Veröffentlichung in Vorbereitung in der Reihe UBA-Texte, hrsg. v. Umweltbundesamt].
- DÜV (1996) – Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung) vom 26.01.1996. In: BGBl. I, S. 118.
- DURNER, W. (2001): Sickerwasserprognose aus naturwissenschaftlicher Sicht. In: Proceedings des GAB Altlastensymposiums 2001, 21. und 22. Mai 2001, Nürnberg, S. 1-11.
- DVWK (2000) – Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.: Grundwassergefährdung durch organische Luftschadstoffe, DVWK-Materialien 1/2000.
- EHRHARD, M.; EVERINK, C.; JULIUS, C.; KREINS, P.; SIETZ, D.; MEYER, J. (2002): Bundesweite Betrachtung der Zusammenhänge zwischen Agrarstatistikdaten und aktuellen Daten zur Bodennutzung. Forschungsprojekt des Potsdam Instituts für Klimaforschung und der Forschungsstelle für Agrarpolitik und Agrarsoziologie Bonn, im Auftrag des Umweltbundesamtes, UBA-Texte 71/02, hrsg. v. Umweltbundesamt, Berlin.
- EIKMANN, T. & KLOKE, A. (1993): Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-)Stoffe in Böden. In: ROSENKRANZ et al. (Hrsg.): Bodenschutz, Erich-Schmidt-Verlag, Berlin, Kenn-Nr. 3590.
- ELLENBERG, H. [Hrsg.] (1986): Ökosystemforschung – Ergebnisse des Sollingprojekts, Ulmer Verlag, Stuttgart.
- ELLING, W.; FIEDLER, C.; SCHRAMMEL, P. (1989): Untersuchung von Elementgehalten in Jahres-Zuwachsschichten des Holzes erkrankter Bäume, FH Weihenstephan, Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung.
- ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA 88 (1989): Polychlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Dibenzofurans, World Health Organization, Genf.

- ERISMAN, J.W. et al. (2002): Final Report of the Project Input – Output Relationships for Intensive Monitoring Sites.
- FAL - BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2006): Schwermetall- und Mineralstoffgehalte in Ernteprodukten. Abschlussbericht Teilprojekt zum UBA-Forschungsvorhaben „Vergleichende Auswertung von Stoffeinträgen über verschiedene Eintragspfade“ FKZ 2030740275/02. März 2006. Bearbeitung: Dr. Sylvia Kratz. (Unveröffentlicht)
- FEHLAU, K.-P. et al. (2000): Vollzugshilfe Bodenschutz und Altlastensanierung – Erläuterungen zur Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. In: Bodenschutz & Altlasten, Bd. 7.
- FIEDLER, H.J. & RÖSLER, H.J. (1993): Spurenelemente in der Umwelt, Gustav-Fischer-Verlag, Jena.
- FILIPINSKI, M. & GRUPE, M. (1990): Verteilungsmuster lithogener, pedogener und anthropogener Schwermetalle in Böden. In: Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 153, S. 69-73.
- FOKEN, Th.; DLUGI, R. & KRAMM, G. (1995): On the determination of dry deposition and emission of gaseous compounds at the biosphere-atmosphere interface. In: Meteorol. Zeitschrift 06/1995, N.F. 4, S. 91-118.
- FÖRSTNER, U. & VAN RAAIJ, E. (1996): Identifizierung, Quantifizierung und Abbauverhalten ausgewählter organischer Schadstoffe im Kompost. Bericht zum Teilvorhaben 6 des BMBF-Verbundvorhabens „Neue Techniken der Kompostierung“.
- FORTNAGEL, P. (1995): Stand der Kenntnis über den mikrobiologischen Abbau von Dioxinen. Bedeutung für den Boden. In: Dechema (Hrsg.): Kriterien zur Beurteilung organischer Bodenkontaminationen: Dioxine /PCDD/F und Phthalate, Frankfurt 1995.
- FRANZ, T.P.; EISENREICH S.J. & HOLSEN, T.M. (1998): Dry deposition of particulate polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons to Lake Michigan. In: Environmental Science & Technology 32, S. 3681-3688.
- FRITSCH, B. (2004): Erfassung und Einschätzung der Schwermetallbelastung in der Umgebungsluft für die Bundesrepublik Deutschland anhand von Routinemessungen der Länder und ggf. Sondermessungen. Forschungsvorhaben im Auftrag des Umweltbundesamtes. Herausgegeben vom Institut für Energetik und Umwelt GmbH (IE):
- FRITZ, W. (1983a): Modellversuche zum Übergang von Benzo(a)pyren aus dem Boden in Erntegüter. In: Z. Hyg. Grenzgeb. 29, S. 370-373.
- FRITZ, W. (1983b): Untersuchungen zum Verhalten von Benz(a)pyren im Boden und zum Übergang aus dem Boden in die Erntegüter. In: Zbl. Mikrobiol. 138, S. 605-616.
- FÜHR, F. (1989): Bildung und Bioverfügbarkeit von gebundenen Herbizidrückständen im Boden. In: Forschung und Beratung, Reihe C, Heft 46, S. 143-154.
- FVA (1998) – Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz: 10 Jahre erfolgreiche Bodenschutzkalkung in den rheinlandpfälzischen Wäldern. Notwendigkeit, Ziele, Wirksamkeit, Nebenwirkungen, Verfahren, Risiken des Nichtstuns.

- GAUGER et al. (2000): Kritische Luftschadstoff-Konzentration und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme, hg. vom Institut für Navigation der Universität Stuttgart - Gauger, Th.; Köble, R.; Anshelm, F. Teil 1: Deposition Loads Endbericht 297 85 079 1987-1989 und 1993-1995
- GAUGER, TH.; ANSHELM, F., SCHUSTER, H.; DRAAIJERS, G.P.J.; BLEEKER, A.; ERISMAN, J.W.; VERMEULEN, A.T.; NAGEL, H.-D. (2002): Kartierung ökosystembezogener Langzeittrends atmosphärischer Stoffeinträge und Luftschadstoffkonzentrationen in Deutschland und deren Vergleich mit Critical Loads und Critical Levels, Forschungsvorhaben im Auftrag des BMU/UBA, FE-Nr. 29942210, Institut für Navigation, Universität Stuttgart.
- GEHRMANN, J. (2003): Versauerungsgefährdung der Waldböden in Nordrhein-Westfalen. Vortrag im Rahmen des Fachgesprächs Auswertung digitaler Bodenbelastungskarten im Hinblick auf den Wirkungspfad Boden – Grundwasser für Schwermetalle in Wäldern am 5.12.2003 im Landesumweltamt NRW, Essen.
- GLADTKE, D. (2000): Deposition von Staubinhaltsstoffen. Messverfahren, Belastungssituation in NRW, Auffinden von Belastungsschwerpunkten, hrsg. v. Landesumweltamt NRW.
- GOCHT, T. (2005): Die vier Griechischen Elemente: Massenbilanzierung von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Kleineinzugsgebieten des ländlichen Raumes. Vol. VI, 140, 42.
- GRIEGRICH, J. & MÖHLER, S. (2001): Bioremediation and Economic Renewal of Industrially Degraded Land by Biomass Fuel Crops, Teilstudie des IFEU-Instituts im Auftrag der Europäischen Kommission, Brüssel.
- GROSSMANN, J. & UDLUFT, P. (1991): The extraction of soil water by the suction-cup method: A review. In: Soil Science 42, S. 83-93.
- GROSSMANN, J.; QUENTIN, K.-E.; UDLUFT, P. (1987): Sickerwassergewinnung mittels Saugkerzen – eine Literaturstudie. In: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 150, S. 258-261.
- GRUPE, M. & KUNTZE, H. (1988): Zur Ermittlung der Schwermetallverfügbarkeit lithogen und anthropogen belasteter Standorte. 1. Cadmium und Kupfer. In: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 151, S. 319-324.
- HAAS, G. & DEITERT, C. (2004): Stoffflussanalyse und Produktionseffizienz der Milchviehhaltung unterschiedlich intensiv ökologisch wirtschaftender Betriebe, Institut für organische Landwirtschaft (IOL), Universität Bonn, Forschungsprojekt Nr. 02OE462 im Auftrag des BMVEL, Bonn.
- HÄFNER, M. (1975): Über die Aufnahme von Hexachlorbenzol und Pentachlornitrobenzol durch Gemüsepflanzen, Gesunde Pflanzen, 27. Jahrg., Heft 9.
- HARMS, H. (1989): Aufnahme, Metabolismus und Persistenz organischer Chemikalien in pflanzlichen Systemen. In: Forschung und Beratung, Reihe C, Heft 46, S. 155-173.
- HASSELBACH, G. & v. BOGUSLAWSKI, E. (1991): Bodenspezifische Einflüsse auf die Schwermetallaufnahme der Pflanzen und Einordnung der Ergebnisse in Bodenschutznormen. In: Berichte aus der ökologischen Forschung Band 6/1991, hrsg. v. Forschungszentrum Jülich GmbH, S. 126-179.
- HEGE, U. (2003): Nährstoffsalden und Nitratgehalte des Sickerwassers in ökologisch und üblich bewirtschafteten Ackerflächen, Vortrag am 19.02.2003 in Triesdorf auf der Tagung zum Ökologischen Landbau der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL Bayern).

- HEINRICH, K. (1998): Untersuchungen zum Boden/Pflanze-Transfer ausgewählter organischer Umweltschadstoffe in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften, Dissertation TU Dresden, UFZ-Bericht 11, UFZ Halle/Leipzig.
- HEMBROCK-HEGER, A.; ROTHKRANZ, A. & WILKENS, M. (1992): Untersuchung zur Ist-Belastung von Böden und Nutzpflanzen mit PAK und PCB. In: LÖLF (Hrsg.): Beuteilung von PAK und PCB in Kulturböden. Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten.
- HERRMANN, R. & STRECK, G. (2002): Vorkommen, Verteilung und Deposition von xenoöstrogenen Kohlenwasserstoffen in einem Waldökosystem. Endbericht zum Forschungsprojekt ADV-Nr. 109170 Universität Bayreuth, Lehrstuhl für Hydrologie.
- HERMS, U. & BRÜMMER, G. (1980): Einfluss der Bodenreaktion auf Löslichkeit und tolerierbare Gesamtgehalte an Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei in Böden und kompostierten Siedlungsabfällen. In: Landwirtschaftliche Forschung 33, 4, S. 408-423.
- HERMS, U. (1989): Löslichkeit von Schwermetallen in Böden unter variierenden Milieubedingungen. In: Dechema: Beurteilung von Schwermetall-Kontaminationen im Boden, S. 189-199.
- HESTIA (2005): Hackschnitzel als Brennstoff [http://www.hestia.de/hestia_formulare_dl/Grundlagen%20Hackschnitzel_Hestia.pdf].
- HEYN, J. & JANSSEN, E. (1995): Gehalte an Makro- und Mikronährstoffen sowie Schwermetallen in Breiproben von Zuckerrüben aus Feldversuchen. In: Kongressband zum 107. VDLUFA-Kongress 1995 in Garmisch-Partenkirchen, S. 753-756, VDLUFA-Schriftenreihe 40.
- HEYN, J. & SCHAAF, H. (2002): Hessische Richtlinien zur Ableitung von Düngeempfehlungen aus Bodenuntersuchungen, Teil 2: Bodenreaktion und Grundnährstoffe, Kassel 2002 (= Hessisches Dienstleistungszentrum für Landwirtschaft, Gartenbau und Naturschutz, LUFA Kassel Schriftenreihe Heft 10).
- HILLER, D.; WINZIG, G. & DORAU, C. (2001): Bodenchemische Untersuchungen von Versickerungsanlagen als Grundlage für eine nachhaltige Niederschlagswasserbewirtschaftung im Sinne des Boden- und Grundwasserschutzes, Essen 2001 (= Forschungsprojekt der Universität Essen – FB angewandte Bodenkunde – im Auftrag des MUNLV NRW).
- HINTERMAIER-ERHARD, G. & ZECH, W. (1997): Wörterbuch der Bodenkunde. Enke, Stuttgart.
- HÖLTING, B.; HAERTLÉ, T.; HOHBERGER, K.-H.; NACHTIGALL, K.H.; VILLINGER, E.; WEINZIERL, W. & WROBEL, J.-P. (1995): Konzept zur Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung. Geol. Jb. C 63. S. 5-24.
- HORNBURG, V. & BRÜMMER, G. (1987): Untersuchungen zur Verfügbarkeit von Cadmium in schleswig-holsteinischen Böden. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 55/I, S. 357-362.
- HSDB-Datenbank (2002) (Hazardous Substances Database) der US National Library of Medicine.
- HÜLSTER, A. & H. MARSCHNER (1992): Transfer von Dioxinen aus unterschiedlich stark Dioxin-belasteten Böden in Nahrungs- und Futterpflanzen. Abschlussbericht BMFT-Projekt 0339353A.
- HÜLSTER, A. & MARSCHNER, H. (1995): Die Bedeutung des Transferpfades Boden/Pflanze für Dioxine. In: Dechema (Hrsg.) (1995): Kriterien zur Beurteilung organischer Bodenkontaminationen: Dioxine /PCDD/F) und Phthalate. Frankfurt

- HUSCHEK, G. & KRENGEL, D. (2004): Länderübergreifende Auswertung von Daten der Boden-Dauerbeobachtung der Länder. UBA-Text 50/04. www.umweltbundesamt.org/fpdf-l/2824.pdf.
- ICP FORESTS (2003): United Nations Economic Commission for Europe, Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests: Manual on Methods and Criteria for Harmonized Sampling, Assessment, Monitoring and Analysis of the Effects of Air Pollution on Forests, Federal Research Centre for Forestry and Forest Products (BFH), Update 6/2003, Hamburg.
- ISERMANN, K. (1983): Revitalisierung geschädigter Fichten-Altbestände durch Mineraldüngung, AFZ 42, S.997-1000.
- IVA – Industrieverband Agrar e.V (2000): Wirkstoffe in Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmitteln, München 2000.
- JACOBSEN, C.; RADEMACHER, P.; MEESENBURG, H.; MEIWES, K.J. (2002): Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten. Literaturstudie und Datensammlung. Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt. Juli 2002.
- JONES, K.; GRIMMER, G.; JACOB, J. & JOHNSTON, A.E. (1989): Changes in the polynuclear aromatic hydrocarbon content of wheat grain and pasture grassland over the last century from one site in the United Kingdom. *Science of the Total Environment* 78, S. 117-130.
- KALTSCHMITT, M. & HARTMANN (Hrsg.) (2001): Energie aus Biomasse. Grundlagen, Techniken und Verfahren. Springer
- KAMPE, W.; ZÜRCHER, C. & JOBST, H. (1987): Potentielle organische Schadstoffe in Böden und Pflanzen nach intensiver Klärschlammanwendung. *VDLUFA -Schriftenr.* 23, 507-532.
- KAUPP, H. & MCLACHLAN, M.S. (1999), Atmospheric particle size distributions of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their implications for wet and dry deposition. In: *Atmospheric Environment* 33, 85 -95.
- KELLER, A.; ROSSIER, N. & DESAULES, A. (2005): Schwermetallbilanzen von Landwirtschaftspartellen der nationalen Bodenbeobachtung. NABO – Nationales Bodenbeobachtungsnetz der Schweiz. In: *Schriftenreihe der FAL* 54.
- KERLER, F. & SCHÖNHERR, J. (1988): Accumulation of lipophilic chemicals in plant cuticles: prediction from octanol/water partition coefficients. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 17, 1-6.
- KHAN (1985): Bound pesticide residues in soil and plants, *Residue Review* 84.
- KILIAN, W. et al. (1998): Die Düngung im Wald. Forstliche Bundesversuchsanstalt – Österreichisches Waldforschungszentrum. Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz des BMLF. [<http://fbva.forvie.ac.at/inst3/publ/kilian/duenger/inhalt.html>]
- KLOSKOWSKI, R.; SCHEUNERT, I.; KLEIN, W. & KORTE, F. (1981): Laboratory screening of distribution, conversion and mineralization of chemicals in the soil-plant-system and comparison to outdoor experimental data. *Chemosphere* 10, S. 1089 – 1100.

- KLUGE, R. et al. (2003): Verbund-Forschungsprojekt „Nachhaltige Kompostverwertung in der Landwirtschaft“ der Gütegemeinschaft Kompost Region Süd, Staatlichen Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Augustenberg, Institut für Agrarpolitik und landwirtschaftliche Marktlehre an der Universität Hohenheim, Fachbereich Betriebswirtschaft an der Fachhochschule Nürtingen, gefördert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Leonberg 2003.
- KNOCHE, H. (1996): Schadstoffe in Ökosystemen – Ableitung von Bodennormwerten aus vorliegenden Analysedaten. Fraunhofer Institut Umwelchemie und Ökotoxikologie. Wissenschafts-Verlag Dr. Wigbert Maraun, Frankfurt.
- KNOCHE, H., BRAND, P., VIERECK-GÖTTE, L. & BÖKEN, H. (1999): Schwermetalltransfer Boden – Pflanze. Ergebnisse der Auswertungen hinsichtlich der Königswasser- und Ammoniumnitrat-Extraktion anhand der Datenbank TRANSFER. UBA-Texte 11/99.
- KONTAMINANTENVERORDNUNG DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFT (2001): Verordnung (EG) Nr. 2375/2001 des Rates v. 29.11.2001; Abl v. 6. Dezember 2001, Nr.L 321 S. 1.
- KORTE, F. (1992): Lehrbuch der ökologischen Chemie. Thieme Verlag, Stuttgart.
- KRATZ, S. & KÖRDEL, W. (2005): Begrenzung von Schadstoffeinträgen bei Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft und Abfallverwertung – Teil Stoffuntersuchungen, Forschungsprojekt des Umweltbundesamtes FKZ 202 33 305/02, Braunschweig/Schmallenberg 2005.
- KTBL (2002): Ökologischer Landbau – Kalkulationsdaten zu Ackerfrüchten, Feldgemüse, Rindern, Schafen und Geflügel, mit CD-ROM zu Produktionsverfahren der Außenwirtschaft. Darmstadt.
- KTBL (2004): Weinbau und Kellereiwirtschaft, Darmstadt 2004.
- KUHLBUSCH, T. & JOHN, A. (2000): Korngrößenabhängige Untersuchung von Schwebstaub und Inhaltsstoffen. Gerhard-Mercator-Universität Duisburg.
- LABO - BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. 3. überarbeitete und ergänzte Auflage 2003
- LAMERSDORF, N. (1988): Verteilung und Akkumulation von Spurenelementen in Waldökosystemen. In: Ulrich, B. (Hrsg.) Ber. Forschungszentr. Waldökosyst. B36
- LANDESANSTALT FÜR IMMISSIONSSCHUTZ (1980): Umweltbelastung durch Thallium. Hrsg.: Minister für Arbeit, Gesundheit und Soziales and Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Nordrhein-Westfalen. 196 S.
- LANDESANSTALT FÜR PFLANZENBAU UND PFLANZENSCHUTZ RHEINLAND-PFALZ (2000): Sachgerechte Düngung für Acker- und Grünland. Leitfaden zur Erstellung von Nährstoffvergleichen nach der Düngeverordnung und zur Düngeplanung für Acker- und Grünland, Mainz.
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (2003): Immissionsschutzbericht 2002.
- LANDESBETRIEB LANDWIRTSCHAFT HESSEN (2005): Aktuelle Fachinformationen Pflanzenproduktion. Zur Düngung von Grünland. In: Merkblätter Grünlandwirtschaft und Futterbau, Heft 13.
- LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (k.A.): Datenblätter zur stofflichen Verwertung von Bioabfällen. Fachbeiträge des Landesumweltamtes.

- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2004): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser. Dezember 2004.
- LEISTER, D.L. & BAKER, J.E. (1994): Atmospheric deposition of organic contaminants to the Chesapeake Bay. *Atmospheric Environment* 28 (8), S. 1499 – 1520 .
- LfP - LANDESANSTALT FÜR PFLANZENSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (2004): Pflanzenschutzmaßnahmen in der Baumschule 2004, Stuttgart 2004.
- LfU – LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (2003): Schadstoffe in klärschlammgedüngten Ackerböden Baden-Württembergs. *Bodenschutz* 15. Karlsruhe.
- LGA – LANDESGESUNDHEITSAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (2004): Feinstaubbelastungen und deren gesundheitliche Wirkungen bei Kindern Untersuchung 2001/02- Berichtsband - im Auftrag des Sozialministeriums Baden-Württemberg gefördert vom Programm Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung (BWPLUS) in Zusammenarbeit mit der UMEG Karlsruhe, dem Deutschen Wetterdienst Freiburg und dem Institut für Umweltmedizinische Forschung (IUF) Düsseldorf.
- LIEBE, F.; WELP, G. & BRÜMMER, G. (1997): Mobilität anorganischer Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens. Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz 2. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen. Essen.
- LINNE, C. & MARTENS, R. (1978): Überprüfung des Kontaminationsrisikos durch polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe im Erntegut von Möhren und Pilzen bei Anwendung von Müllkompost. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde*. 141, 265-274.
- LITZ, N., WILCKE, W. & WILKE, B.-N. (Hrsg.) (2004): Bodengefährdende Stoffe. Bewertung, Stoffdaten, Ökotoxikologie, Sanierung. Ecotech, Landsberg.
- LÖBF NRW – LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN NRW (2005): Schwermetallkonzentrationen im Bodensickerwasser an vier Waldmessstationen. 2002 und 2003. 28.7.05.
- LUA BRANDENBURG - LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (2002): Staubbiederschlag und Niederschlagsdeposition im Land Brandenburg. Studien und Tagungsberichte Band 36.
- LUA NRW – LANDESUMWELTAMT NRW (2005): Schwermetallkonzentrationen im Boden an vier Waldmessstationen. Schriftl. Mittlg. 4.8.2005.
- LUFA Augustenberg; Universität Hohenheim & FH Nürtingen (2003): Nachhaltige Kompostverwertung in der Landwirtschaft, Osnabrück 2003 (Forschungsprojekt gefördert von der DBU Deutschen Bundesstiftung Umwelt).
- LUFA / Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern (2004): Düngung – Hinweise und Richtwerte für die landwirtschaftliche Praxis – Leitfaden zur Umsetzung der Düngeverordnung; LMS Landwirtschaftsberatung Mecklenburg-Vorpommern, Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern; Schwerin
- LWK - LANDWIRTSCHAFTSKAMMER HANNOVER (2003): Empfehlungen zu Stickstoffdüngungen nach der Nmin-Methode, Februar 2003 [www.lwk-hannover.de/download.cfm/file/281,stickstoffduengung~pdf.html]
- LWK Hannover (2005): Abbau der Bodenvorräte stoppen. [www.lwk-hannover.de/download.cfm/file/281,pkmg20051~pdf.html]

- LVVO (2004), Staatliche Lehr- und Versuchsanstalt für Wein- und Obstbau Weinsberg, Rebschutzmittel. Kosten und Dokumentation, Mai 2004
- LWK (2004), Landwirtschaftskammer Hannover, Berechnungsflächen in Deutschland 2001, persönliche Mitteilung von Hr. Fricke
- LWK NW - Landwirtschaftskammer NRW (2005): Pflanzenschutzdienst. [<http://www.pflanzenschutzdienst.de/be/Forst/forst.shtm>]
- LWK Weser-Ems (2001): Nmin-Gehalte 2001 für die Düngbedarfsermittlung. [http://www.lwk-we.de/pdf/1_2_2NMIN01.pdf]
- LWK Westfalen-Lippe (2003): Meyer, E., März, C., Pflanzenschutz im Spargelanbau, Januar 2003.
- MACHELETT, B.; METZ, R. & BERGMANN, H. (1993): Schwermetalltransferuntersuchungen an landwirtschaftlichen und gärtnerischen Nutzpflanzen unter gleichen Anbaubedingungen. In: VDLUFA (Verband deutscher landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) - Schriftenreihe 37, Kongressband 1993, 579-582.
- MALBURG-GRAF, B. (2003): Schwermetallbilanzen als Indikatoren nachhaltiger Landwirtschaftlicher Bodennutzung. Eine Untersuchung auf zwei räumlichen Ebenen in der Region Stuttgart (Baden-Württemberg).
- MARQUES, M.C. (1998): Eintrag von luftgetragenen partikelgebundenen Spurenstoffen in Wälder durch trockene Deposition. Diss. Univ. Göttingen.
- MARSCHNER, H. (1986): Mineral nutrition in higher plants. Academic Press, London.
- MARTIN, H. (2000): Entwicklung von Passivsammlern zum zeitlich integrierenden Depositions- und Grundwassermonitoring: Adsorberkartuschen und Keramikdosimeter. Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten. Reihe C: Hydro, Ingenieur- und Umweltgeologie. Schriftleitung P. Grathwohl, G. Teusch.
- MAYER, R. (1981): Natürliche und anthropogene Komponenten des Schwermetallhaushaltes von Waldökosystemen. - Göttinger Bodenkundl. Ber. 70: 1-292.
- MCLACHLAN (k.A.): Sammelmethode für die Bestimmung des Eintrags organischer Spurenstoffe in Böden. [<http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/bofaweb/berichte/mzb05/mzb0574.htm>]
- METZ, R. & KLOKE, A. (1998): Einfluss der Sortenwahl auf den Cd-Transfer Boden – Pflanze. VDLUFA-Schriftenreihe 49 (Kongressband 1998), S. 139 – 142.
- METZ, R., BÜRCKY, K., HÜBNER, W. (2002): Schwermetalltransfer Boden–Pflanze bei Zuckerrüben. In: Mengen– und Spurenelemente, 21. Workshop 2002, Friedrich–Schiller–Universität Jena, S. 215–220.
- METZ, R.; MACHELETT, B. U. GRÜN, M. (1998): Einfluss der Fruchtarten auf den Schwermetalltransfer Boden–Pflanze. In: Ökologische Hefte 9, Humboldt-Universität Berlin.
- MÜLLER, J.F.; HÜLSTER, A.; PÄPKE, O.; BALL, M.; MARSCHNER, M. (1993): Transfer pathways of PCDD/F to Fruits. Chemosphere 27, S. 195 – 201.
- MUNLV NRW - Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (2004): Abfälle aus Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen. Teil D: Organische Schadstoffe in Klärschlamm aus der kommunalen Abwasserreinigung, Düsseldorf

- NESTLER, A. (2000): Transfer von Hexachlorcyclohexan, Polychlorierten Biphenylen und Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen im Pfad Boden – Pflanze. Berlin
- NORRA (1997): Anorganische Schadstoffbelastungen in Stäuben, Straßensedimenten, Böden und Pflanzen entlang innerstädtischer Straßen an Beispielen von sechs Standorten in Karlsruhe. Institut für Geographie und Geoökologie Universität Karlsruhe.
- OBERNBERGER, I. (1998): Ashes and particulate emissions from biomass combustion. Formation, characterisation, evaluation, treatment. In: Thermal Biomass Utilization. Institute of Chemical Engineering Technical University Graz, Vol. 3. dbv Verlag TU Graz
- OFFENBÄCHER, G. & POLETSCHNY, H. (1992): PCB in durch Siedlungsabfälle beeinflussten Böden und Transfer von PCB in die Pflanze.
- ONSAGER, J.A.; RUSK, H.W. & BUTLER, L.I. (1970): Residues of aldrin, dieldrin, chlordane, and DDT in soil and sugarbeets. *Journal of Economic Entomology* 63, S. 1143 – 1146.
- PREUßER, M.; RUHOLL, H. & SCHWERTMANN, J. (1993): Transfer polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe aus kontaminierten Böden in Gemüsepflanzen. In: ARENDT, F.; ANNOKKEE, G. J.; BOSMAN, R. & VAN DEN BRINK, W. J. (Hrsg.): Altlastensanierung '93, Band 2, S. 1221-1222.
- PRINZ, B.; KRAUSE, G.H.M. & RADEMACHER, L. (1991): Criteria for the evaluation of dioxins in the environment. *Chemosphere* 23, S. 1743-1761
- QUIPING, Y.; PURI, R.; KAPILA, S.; LOWER, W.; YANDERS, A. (1991): Studies on uptake of PCB by *Hordeum vulgare* (barley) and *Lycopersicon esculentum* (tomato). *Chemosphere* 23, 1397-1406.
- RADEMACHER, P. (2001): Atmospheric Heavy Metals and Forest Ecosystems. Federal Research Centre for Forestry and Forest Products (BFH). Convention on Long-Ränge Transboundary Air Pollution International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests. United Nations Economic Commission.
- RAFFIUS (1999): Eintrag luftgetragener und luftbürtiger organischer Substanzen in den Boden unter spezieller Berücksichtigung möglicher Einflüsse auf die Grundwasserqualität; Diss. BTU Cottbus, zugleich als FE-Vorhaben "Grundwasserbelastung durch organische Luftschadstoffe" beim DVWK gelaufen; fachliche Begleitung R.Schleyer (UBA Langen, Inst.WaBoLu)
- RANFFT, K. (1984): Potentielle Schadstoffe. In: Landwirtschaftliche Forschung 1984, S. 182-187.
- RASP, H. (1993): Abfall- und Reststoffe aus der industriellen Produktion als Dünge- und Bodenverbesserungsmittel im Landbau - eine Übersicht, In: HÖSEL, G.; BILITEWSKI, B.; SCHENKEL, W.; SCHNURER, H. (Hrsg.): Müll-Handbuch, Loseblattsammlung, laufende Nummer 6555, Lieferung 6/93.
- REDELBERGER, H. (2004): Management-Handbuch für die ökologische Landwirtschaft. Verfahren – Kostenrechnungen – Baulösungen“; KTBL, Darmstadt.
- REINHOLD, J. (2004): Neubewertung von Kompostqualitäten, Forschungsprojekt im Auftrag des Umweltbundesamtes FKZ 363 01 049, Werder 2004 (UBA-Texte 15/04)
- RENNER, T. (1997): Deposition von Pflanzenschutzmitteln in Niederschlägen in einem hessischen Emissionsgebiet und an einem emissionsfernen Standort. Schriftenreihe Umweltplanung Arbeits- und Umweltschutz, Bd. 228, Hessische Landesanstalt für Umwelt, Wiesbaden, 200 S.

- RHmV, VERORDNUNG ÜBER HÖCHSTMENGEN AN RÜCKSTÄNDEN VON PFLANZENSCHUTZ- UND SCHÄDLINGSBEKÄMPFUNGSMITTELN, DÜNGEMITTELN UND SONSTIGEN MITTELN IN ODER AUF LEBENSMITTELN UND TABAKERZEUGNISSEN (RÜCKSTANDS-HÖCHSTMENGENVERORDNUNG) vom 21.10.1999. Bundesgesetzblatt I 1, S. 2083, geändert am 20.11.2000 in Bundesgesetzblatt I S. 1574. [www.umwelt-online.de incl. 8 Änderungen bis 2003].
- ROGASIK, J. & REINHOLD, J. (2005): Organische Düngung. Grundlagen der guten fachlichen Praxis, herausgegeben von der Bundesgütegemeinschaft Kompost BGK, Köln 2005
- ROSOPULO, A. & DIEZ, T. (1983): Die Anreicherung von Schwermetallen verschiedener auf kontaminierten Böden angebauter Pflanzen. In: Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft 39, S. 751-767.
- ROSSBERG, D. (2002): Neptun 2000 – Erhebung von Daten zum tatsächlichen Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, BBA-Bericht 98/2002
- RYAN, J. A., BELL, R. M., DAVIDSON, J. M. & O'CONNOR, G. A. (1988): Plant uptake of non-ionic organic chemicals from soils. Chemosphere 12, 2299-2323.
- SAUERBECK, D. & LÜBBEN, S. (1991a) (Hrsg.): Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen. Gesamtüberblick. In: Berichte aus der ökologischen Forschung Band 6 / 1991, Forschungszentrum Jülich GmbH, S. 1-91.
- SAUERBECK, D. & LÜBBEN, S. (1991b): Vergleich der Resultate von Gefäß- und Freilandversuchen. In: Berichte aus der ökologischen Forschung Band 6 / 1991, Forschungszentrum Jülich GmbH, S. 289-313.
- SAUERBECK, D. & STYPEREK, P. (1988): Schadstoffe im Boden, insbesondere Schwermetalle und organische Schadstoffe aus langjähriger Anwendung von Siedlungsabfällen. UBA-Texte 16/88. Umweltbundesamt, Berlin.
- SAUERBECK, D. (1989): Der Transfer von Schwermetallen in die Pflanze. In: Dechema: Beurteilung von Schwermetall-Kontaminationen im Boden, S. 281-317.
- SAUERBECK, D. (1995): Risikobewertung auf Basis der möglichen Zufuhren an Schadstoffen und ihres Verhaltens im Boden. In: Nachhaltiges Niedersachsen, Dauerhaft umweltgerechte Entwicklung 2, Die landwirtschaftliche Verwertung von kommunalem Klärschlamm in Niedersachsen. Ein Beitrag zur Stoffstrombewirtschaftung. (Hrsg.): Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim.
- SCHAAF, H. (1994): Die Gehalte an Nährstoffen und Mikronährstoffen sowie Schwermetallen in Komposten, in: Müllhandbuch Nr. 6512, Lfg. 2/94
- SCHALLER, A. & DIEZ, TH. (1991): Pflanzenspezifische Aspekte der Schwermetallaufnahme und Vergleich mit den Richt- und Grenzwerten für Lebens- und Futtermittel. In: Berichte aus der ökologischen Forschung Band 6 / 1991, Forschungszentrum Jülich GmbH, S. 92-125.
- SCHAEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde, Spektrum Verlag, Heidelberg.
- SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald. Qualitätsziel einer dynamischen Waldentwicklung. Ulmer Eugen Verlag.
- SCHEUNERT, I.; DÖRFLER, U.; QUAST, I.; SCHROLL, R.; TOPP, E.; WOLF, E. & KORTE, F. (1989): Entwicklung öko-toxikologischer Testverfahren für Chemikalien in Böden. In: Forschung und Beratung Reihe C, Heft 46, S. 122-141.

- SCHLESWIG-HOLSTEIN (2004): Agrarbericht des Landes Schleswig-Holstein. Gartenbau.
[www.umwelt.schleswig-holstein.de/servlet/is/38173/baumschule.htm]
- SCHLEYER, R.; FILLIBECK, J.; HAMMER, J. & RAFFIUS, B. (1996), Beeinflussung der Grundwasserqualität durch Deposition anthropogener organischer Schadstoffe aus der Atmosphäre.- WaBoLu-Hefte 10/96, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Berlin: 321 S.
- SCHMIDT, H. (2004), Viehloser Ackerbau im ökologischen Landbau – Evaluierung des derzeitigen Erkenntnisstandes anhand von Betriebsbeispielen und Expertenbefragungen; Uni Gießen, Forschungsprojekt Nr.: 02OE458 im Auftrag des BMVEL
- SCHNEIDER J. & Lorbeer G. (2002): Analyse von PM10- und PM2,5-Inhaltsstoffen an zwei Messstellen Wien, 07/2002. Umweltbundesamt Österreich (Berichte; BE-208)
[<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/BE208.pdf>]
- SCHNÖDER, F., MITTELSTAEDT, W., FÜHR., F. (1996): Das Verhalten von ¹⁴C-Fluoranthren und Benzo(a)pyren sowie ¹⁴C-PCB 28 und –PCB 52 im Agrarökosystem – Lysimeterversuche mit einer Parabraunerde aus Löss . In. Landesumweltamt NRW (Hrsg.): Lysimeterversuche zum Verhalten persistenter organischer Schadstoffe im System Boden/Pflanze. Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten, Bd. 13. Teil 2.
- SCHNUG, E. et al. (2006): Quantifizierung diffuser und nutzungsspezifischer Stoffeinträge in Böden über verschiedene Eintragspfade – Ermittlung von Stoffgehalten in Nahrungs- und Futtermittelpflanzen in unbelasteten Böden. Forschungsprojekt des Umweltbundesamtes F+E-FKZ 203 74 275/2.
- SCHROLL, R. & SCHEUNERT, I. (1993): Uptake pathways of Octachlorodibenzo-p-dioxin from soil by carrots. Chemosphere 26, S. 1631-1640
- SCHULTE, A.; BALAZS, A.; BLOCK, J. & GEHRMANN, J. (1996), Entwicklung der Niederschlagsdeposition von Schwermetallen in West-Deutschland. 1. Blei und Cadmium. In: Z. Pflanzenernährung, Bodenkunde, 159, 377-383
- SCHULZ, E.; HEINRICH, K. & KLIMANEK, E.M. (2000): Abschätzung der Mobilität und Verfügbarkeit von Organochemikalien im Boden. In: FRIESE, K.; WITTER, B.; MIEHLICH, G. & RODE, M. (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. S. 309-316
- SCHÜTZE, G. & NAGEL, H.-D. (1998): Kriterien für die Erarbeitung von Immissionsminderungszielen zum Schutz der Böden und Abschätzung der langfristigen räumlichen Auswirkungen anthropogener Stoffeinträge auf die Bodenfunktion. UBA-Texte 19/98, Umweltbundesamt.
- SCHÜTZE, G.; BECKER, R.; DÄMMGEN, U.; NAGEL, H.-D.; SCHLUTOW, A.; WEIGEL, H.J. (2003): Risikoabschätzung der Cadmium-Belastung für Mensch und Umwelt infolge der Anwendung von cadmiumhaltigen Düngemitteln. In: Landbauforschung Völkenrode 2/3 / 2003 (53), S. 63-170.
- SIEGFRIED, R. & MÜLLER, H. (1978): Über die 3,4-Benzopyren-Kontamination von Wurzel- und Blattgemüse aus Böden mit unterschiedlichem 3,4-Benzopyren-Gehalt. In: Landwirtschaftliche Forschung Nr. 31, 2-3, S. 133-140. Zitiert in Knoche (1996)
- SIEWERS, U.; HERPIN, U.; STRAßBURG, S. (2000): Schwermetalleinträge in Deutschland. Moos-Monitoring 1995/96 Teil 2. Geologisches Jahrbuch. Sonderhefte. Hrsg.: Bundesforschungsanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und den Staatlichen Geologischen Diensten in der Bundesrepublik Deutschland. Reihe D, Heft SD 3, Mineralogie, Petrographie, Geochemie, Lagerstättenkunde.

- SIMS, R.C. & OVERCASH, M.R. (1983): Fate of polynuclear aromatic compounds (PNAs) in soil-plant systems. Residue Review 88, S. 1 – 67)
- SOUCI, S.W.; FACHMANN, W.; KRAUT, H. (1986): Die Zusammensetzung der Lebensmittel, Nährwert-Tabellen 1986/87. Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft, Stuttgart.
- SOUCI, S.W.; FACHMANN, W.; KRAUT, H. (2000): Die Zusammensetzung der Lebensmittel, Nährwert-Tabellen. Hrsg: Deutsche Forschungsanstalt für Lebensmittelchemie, Garching. Bearbeitet von H. Scherz und F. Senger. 6. Auflage. Medpharm, Stuttgart.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (Hrsg.) (1997): CORINE-Landcover. Daten zur Bodenbedeckung. Gesamtdatenbestand Deutschland“. 2 CD-ROMs.
- STEIN-BACHINGER, K.; BACHINGER, J. & SCHMITT, L. (2004): NÄHRSTOFFMANAGEMENT IM ÖKOLOGISCHEN LANDBAU. EIN HANDBUCH FÜR BERATUNG UND PRAXIS; KTBL, DARMSTADT 2004
- TOPP, E.-M.; SCHEUNERT, I.; ATTAR, A. & KORTE, F. (1986): Factors affecting the uptake of ¹⁴C-labeled organic chemicals by plants from soil. Ecotoxicol. Environ. Saf. 11, 219-228.
- TRAPP, S.; MATTHIES, M.; SCHEUNERT, I. & TOPP, E.-M. (1990): Modelling the bioconcentration of organic chemicals in plants. Environ. Sci. Technol. 24, 1246-1252.
- TRÜBY, P. (1994): Zum Schwermetallhaushalt von Waldbäumen. Freiburger Bodenkundl. Abh. 33, 286 S.
- UBA – UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1997): TRANSFER - Datenbanksystem zur Analyse des Transfers von Schwermetallen vom Boden in die Pflanze. 07.05.2004.
- UFT – UNIVERSITÄT BREMEN (2003): Persistente Organische Verbindungen (POPs). [<http://www.oc-praktikum.de/texte/POPs.pdf>].
- UIHLEIN, A.; REINHARDT, G.; BRASCHKAT, J.; HÖPFNER, U.; KNÖRR, W. & LAMBRECHT, U. (2003): Analyse von Minderungspotenzialen der partikelrelevanten Emissionen durch die Landwirtschaft in Baden-Württemberg, Studie im Rahmen des Programms Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung (BWPLUS) des Landes Baden-Württemberg, Heidelberg.
- UMEG (2003): Sickerwasserbeschaffenheit 2002. Intensiv-Messstellen Baden-Württemberg. Onlinejournal U621-MDBW11-J02. [www.umeg.de]
- UMEG (2003a), Atmosphärische Deposition. Vergleichswerte 0.10. U1361 – B01-de.
- UMEG (2003b): Streufrachten. Intensiv-Messstellen Baden Württemberg. U8521 – MDBW11-de.
- UMEG (2003c): Waldstreu. Stoffgehalte. Intensiv-Messstellen Baden-Württemberg. U5232 – MDBW11.de.
- UMEG (2004): Bilanzbericht Bruchsal 2003. Umweltbilanz und Umweltprognose Forstwirtschaft und Verkehr. – Ergebnisse vom Intensiv-Monitoring Bruchsal, Gemeinde Forst (Baden-Württemberg). Stand 2003 – U914- MDBW1101-J0292-de.
- UMK – ARBEITSGRUPPE DER UMWELTMINISTERKONFERENZ (2000): Ursachen der Klärschlammbelastung mit gefährliche Stoffen – Maßnahmenplan, 2000.

- UN ECE (2003): Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe Technical Report 2003 Prepared by: Forest Intensive Monitoring Coordinating Institute, 2003 Convention On Long-Range Transboundary Air Pollution International Co-Operative Programme On Assessment And Monitoring Of Air Pollution Effects On Forests And European Union Scheme On The Protection Of Forests Against Atmospheric Pollution
- UN ECE (o.J.): Cause-effect Relationships of Forest Ecosystems. Joint report by ICP Forests and ICP Integrated Monitoring. Federal Research Centre for Forestry and Forest Products (BFH). Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests. United Nations Economic Commission. Finnish Environment Institute (SYKE).
- UN ECE (o.J.), MANUAL ON METHODOLOGIES AND CRITERIA FOR MAPPING CRITICAL LEVELS/LOADS AND GEOGRAPHICAL AREAS WHERE THEY ARE EXCEEDED. UN ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Task Force on Mapping with the assistance of the Coordination Center for Effects (CCE) Compiled / ed. by Beate Werner and Till Spranger (UBA, Berlin, Germany).
- UTERMANN, J.; DÜWEL, O.; FUCHS, M. & GÄBLER, H.-E. (1999): Methodische Anforderungen an die Flächenrepräsentanz von Hintergrundwerten in Oberböden. UBA-Texte 95/99. Umweltbundesamt, Berlin.
- UVM / LfU BADEN-WÜRTTEMBERG (1998): Literaturstudie zum Transfer von organischen Schadstoffen im System Boden/Pflanze und Boden/Sickerwasser. [<http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/xfaweb/direkt/start.pl?file=/bofaweb/berichte/tbb05/tbb05141.htm>].
- VDLUFA (k.A.): Datenbank Inventare von Abfällen.
- VERMA, A. & PILLAI, K. K. (1991): Bioavailability of soil-bound residues of DDT and HCH to certain plants. Soil Sci. Biochem. 23, 347-351.
- WIEDENMANN, M. (1999): Entwicklung einer Methode zur Bestimmung der Trockendeposition von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAHs) und vergleichende Messungen der Einträge (trockene und nasse Deposition) an zwei unterschiedlich belasteten Standorten. Dissertation am Lehrstuhl für Ökologische Chemie und Umweltanalytik der Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau der TU München.
- WILCKE, W. & DÖHLER, H. (1995): Schwermetalle in der Landwirtschaft. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (Hrsg.).
- WILD, S.R. & JONES, K.C. (1992): Organic chemicals entering agricultural soils in sewage sludges: screening for their potential to transfer to crop plants and livestock. In: The Science of the total Environment 119, S. 85-119.
- WILD, S.R., OBBARD, J.P., MUNN, C.I., BERROW, M.L., JONES, K.C. (1991): The long-term persistence of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) in an agricultural soil amended with metal contaminated sewage-sludge. In: The Science of the total Environment 101, S. 235- 253.
- ZIEGLER, J. (2002): Freilandgemüsebau. Daten zur Kalkulation der Arbeitswirtschaft und Deckungsbeiträge, Darmstadt 2002, hrsg. v. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, Datensammlung, 6. Aufl.
- ZÖTTL, H.W. (1985): Waldschäden und Nährelementversorgung, In: Düsseldorfer Geobot. Kolloq. 2, S.31-41.

ZVG – Zentralverband Gartenbau e.V. (Hrsg.) (2002): Handbuch Kompost im Gartenbau, Bonn.