

Forschungsbericht FZKA-BWPLUS

**Analyse von Minderungspotenzialen der partikelrelevanten
Emissionen durch die Landwirtschaft
in Baden-Württemberg**

Andreas Uihlein, Guido Reinhardt, Jörg Braschkat,
Ulrich Höpfner, Wolfram Knörr, Udo Lambrecht

ifeu – Institut für Energie- und
Umweltforschung Heidelberg GmbH

Förderkennzeichen: BWE 20009

Die Arbeiten des Programms Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung werden mit Mitteln des
Landes Baden-Württemberg gefördert

September 2003

Inhalt

1	Einleitung	1
1.1	Hintergrund.....	1
1.2	Fragestellungen und Ziele	2
2	Vorgehensweise und Festlegungen.....	3
2.1	Vorgehensweise	3
2.2	Systemgrenzen und Differenzierungstiefe.....	3
2.3	Auswahl der Parameter und Prozesse	3
2.4	Bestimmung der Emissionsfaktoren und Aktivitäten	5
2.5	Bilanzierung und Bewertung.....	5
3	Analyse und Interpretation der Emissionen.....	6
3.1	Überblick über die Gesamtergebnisse	6
3.2	Emissionen in Baden-Württemberg.....	7
3.3	Emissionen in Deutschland, Europa und Gesamtemissionen.....	15
3.4	Qualität und Differenzierungstiefe der Daten	20
3.5	Vergleich der Landwirtschaft mit anderen Sektoren.....	21
3.6	Relevanz der Emissionen durch die Landwirtschaft.....	22
3.7	Forschungsbedarf: Datenbasis und Relevanz.....	26
4	Analyse von Minderungsmaßnahmen	27
4.1	Ableitung und Quantifizierung der Minderungsmaßnahmen	27
4.2	Potenziale der Minderungsmaßnahmen.....	29
4.3	Forschungsbedarf im Bereich Minderungsmaßnahmen.....	31
5	Zusammenfassung und Ausblick.....	32
5.1	Analyse der Emissionen	32
5.2	Interpretation und Minderungsmaßnahmen	32
5.3	Forschungsbedarf.....	34
5.4	Ausblick	34
	Anhang	35 - 127

Inhaltsverzeichnis Anhang

A	Detaillierte Einzelbetrachtung der Prozesse	36
A.1	Bereitstellung von Bioziden	36
A.2	Bereitstellung von Schmiermitteln	37
A.3	Bereitstellung von Futtermitteln	39
A.4	Bereitstellung von Saat- und Pflanzgut	47
A.5	Bereitstellung von Jungvieh.....	50
A.6	Bereitstellung von Hilfsstoffen	52
A.7	Bereitstellung und Einsatz von Mineraldüngern	56
A.8	Bereitstellung und Nutzung von Energie	60
A.9	Bereitstellung und Nutzung von Treibstoff.....	62
A.10	Tierhaltung.....	65
A.11	Lagerung von Wirtschaftsdüngern.....	72
A.12	Einsatz von Wirtschaftsdüngern	75
A.13	Einsatz von Klärschlamm	79
A.14	Bodenbearbeitung und Ernte.....	80
A.15	Winderosion.....	85
A.16	Nutzung von Straßen und Feldwegen	87
A.17	Umschlag von Getreide	91
A.18	Emissionsfaktoren von Transportprozessen	92
B	Bilanztabellen.....	95
B.1	Gesamtemissionen (weltweit).....	95
B.2	Emissionen in Europa.....	97
B.3	Emissionen in Deutschland	99
B.4	Emissionen in Baden-Württemberg.....	101
C	Minderungsmaßnahmen	103
C.1	Parameter- und prozessspezifische Maßnahmen	103
C.2	Weitere Minderungsmöglichkeiten	112
C.3	Reduktionspotenziale der Minderungsmaßnahmen	115
D	Glossar / Abkürzungsverzeichnis	117
E	Literaturverzeichnis.....	118

1 Einleitung

1.1 Hintergrund

Seit einiger Zeit wird das Gesundheitsrisiko durch Feinstaub in der Atemluft zunehmend als Problem erkannt. Sowohl Erkrankungen der Atemwege und des Herz-Kreislauf-Systems als auch eine Zunahme der Sterblichkeitsrate und des Krebsrisikos können durch Feinstaub ausgelöst werden (z.B. /DOCKERY 1993/, /POPE 1995/, /POPE 2002/).

Vor diesem Hintergrund wurden von der Europäische Union in der Tochterraichtlinie 1999/30/EG Grenzwerte für PM_{10} festgelegt /EG 1999/. Ab dem Jahr 2005 sollen Konzentrationen von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel eingehalten werden, ab 2010 soll voraussichtlich ein Grenzwert von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gelten.

Diese Grenzwerte werden heute zum Teil deutlich überschritten. Strategien zur Minderung der Partikelbelastung zielten bisher vor allem auf die direkten Emissionen aus Kraftwerken und des motorisierten Verkehrs. Weniger Augenmerk wurde hingegen auf Emissionen durch die Landwirtschaft gelegt. So kann z.B. die direkte Emission von Rußpartikeln durch Schlepper eine nicht zu unterschätzende Quelle darstellen, die auf Grund der stark rückläufigen Emissionen im Verkehrsbereich und der deutlich langsameren Bestandesumschichtung bei Landmaschinen im Vergleich zu LKWs und PKWs in Zukunft noch an Bedeutung gewinnen kann. Auch andere mit der Landwirtschaft in Zusammenhang stehende Prozesse, wie z.B. die Verwehung von Bodenpartikeln, wurden bisher nicht mit der nötigen Aufmerksamkeit beachtet.

Feinstaub besteht darüber hinaus nicht nur aus festen Bestandteilen (z.B. Bodenmaterial, Asche, Schwermetalle) und kohlenstoffhaltigem Material (z.B. Ruß, Teer, Öl, Sporen), sondern auch aus sekundär gebildetem Sulfat, Ammonium und Nitratpartikeln. Insbesondere für die Ammoniakemissionen hat die Landwirtschaft mit der Viehhaltung sowie der Anwendung wirtschaftseigener und mineralischer Düngemittel eine erhebliche Bedeutung.

In der Landwirtschaft bestehen somit Quellen partikelrelevanter Emissionen, deren Umfang und Bedeutung bisher noch nicht hinreichend berücksichtigt wurde. Darüber hinaus treten Emissionen nicht nur auf dem landwirtschaftlichen Betrieb selbst auf, sondern werden auch durch vorgelagerte Prozesse, wie zum Beispiel der Produktion von Düngemitteln, hervorgerufen.

Diese Studie befasst sich daher mit folgenden Fragen:

- Wie hoch ist der Anteil der Landwirtschaft an den gesamten partikelrelevanten Emissionen in Baden-Württemberg?
- Welche Quellen innerhalb der Landwirtschaft sind in welchem Maße daran beteiligt?
- Welche Maßnahmen zur Verminderung der Emissionen durch die Landwirtschaft bieten sich an und welche Emissionsminderungen können durch diese erwartet werden?

1.2 Fragestellungen und Ziele

Ziel dieses Vorhabens ist die Identifikation möglichst wirksamer Maßnahmen zur Minderung der Feinstaubbelastung in Baden-Württemberg im Gesamtbereich der Landwirtschaft und die Quantifizierung der entsprechenden Potenziale.

Hierzu soll zunächst eine Bestandsaufnahme der von der baden-württembergischen Landwirtschaft ausgehenden partikelrelevanten Emissionen (Feinstäube und Vorläufersubstanzen) durchgeführt werden. Hierin eingeschlossen sind auch alle der Landwirtschaft vorgelagerten Emissionen wie sie zum Beispiel bei der Produktion von Düngemitteln oder Traktortreibstoff entstehen.

Darüber hinaus sollen effiziente Minderungsmaßnahmen für die Emission primärer Partikel wie auch der Vorläufersubstanzen von Sulfat- und Nitrataerosolen im Bereich der Landwirtschaft abgeleitet und quantifiziert und deren Reduktionspotenziale bestimmt werden.

Das Ziel des vorliegenden Vorhabens kann somit in folgende Teilziele untergliedert werden:

- Identifikation und Quantifizierung der Emission von Feinstäuben und Vorläufersubstanzen aus der Landwirtschaft Baden-Württembergs einschließlich vorgelagerter Prozesse
 - differenziert nach Teilbereichen
 - differenziert nach Emissionsorten
- Bewertung der entsprechenden Relevanz der Landwirtschaft in Baden-Württemberg
- Identifikation und Quantifizierung von Minderungsmaßnahmen in der Landwirtschaft Baden-Württembergs

2 Vorgehensweise und Festlegungen

2.1 Vorgehensweise

Die wesentlichen Arbeitsschritte und die damit verbundenen Informationsflüsse des vorliegenden Projekts sind in Abb. 1 schematisch dargestellt. In den folgenden Abschnitten (Kap. 2.2 - 2.5) werden die Arbeitsschritte näher erläutert.

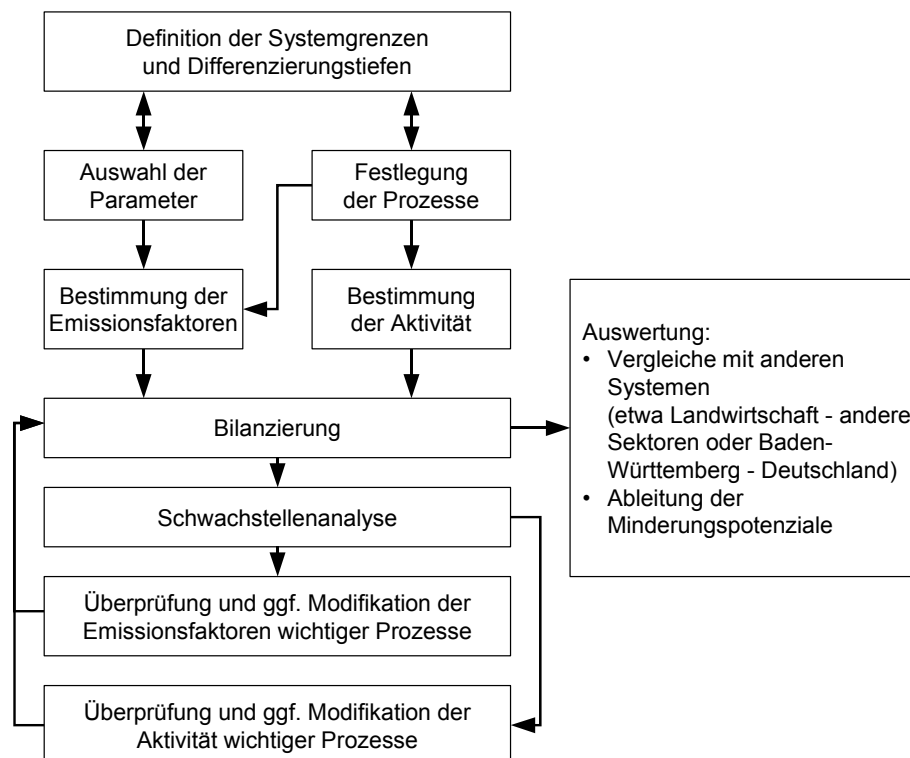


Abb. 1: Arbeitsschritte und Informationsflüsse der Projektbearbeitung

2.2 Systemgrenzen und Differenzierungstiefe

Die Untersuchungen beinhalten den Kernbereich der Landwirtschaft, d.h. Garten-, Obst- und Weinbau sowie die Forstwirtschaft werden nicht berücksichtigt. Der räumliche Bezug umfasst Baden-Württemberg für direkte Aktivitäten (wie z.B. Tierhaltung oder Bodenbearbeitung). Für der Landwirtschaft vorgelagerte Prozesse (z.B. Bereitstellung von Mineraldünger, Bereitstellung von Treibstoff) wird eine weltweite Betrachtung durchgeführt. Die Emissionen wurden nach vier Ortsklassen differenziert: Emissionen in Baden-Württemberg, in Deutschland, in Europa und weltweite Emissionen (Gesamtemissionen). Bezugsjahr der Untersuchung ist 2000, bei absehbaren Entwicklungen auch 2010.

2.3 Auswahl der Parameter und Prozesse

Bei der Auswahl der Parameter wurde der gegenwärtige Kenntnisstand hinsichtlich der Größenabhängigkeit der Partikelwirkung sowie der für die Bildung von Sekundärpartikel verantwortlichen Stoffe berücksichtigt. Es wurden deshalb als Parameter für Feinstaub die Fraktio-

nen $PM_{2,5}$ und PM_{10} untersucht.¹ Nachrichtlich werden die Gesamtpartikel (PM) mitgeführt. Gasförmige Vorläufersubstanzen spielen eine wichtige Rolle bei der Bildung von sekundären Partikeln. Die wichtigsten dieser Substanzen sind SO_2 , NO_x und NH_3 , welche für diese Untersuchung ausgewählt wurden. Da nicht nur aus diesen anorganischen Substanzen, sondern auch aus organischen Vorläufern sekundäre Partikel entstehen können, wird in dieser Untersuchung nachrichtlich als Leitgröße NMHC mitgeführt.²

Die Auswahl der Prozesse erfolgte in Hinblick auf mögliche Emissionsquellen in der Landwirtschaft und in den ihr vorgelagerten Prozessketten. Die ausgewählten Parameter und Prozesse sind in Tab. 1 zusammengefasst.

Tab. 1: Für die Untersuchung ausgewählte Parameter und Prozesse

	$PM_{2,5}$	PM_{10}	SO_2	NO_x	NH_3	PM	NMHC
Bereitstellung von Bioziden	+	+	+	+	+	+	+
Bereitstellung von Schmiermitteln	+	+	+	+	+	+	+
Bereitstellung von Futtermitteln	+	+	+	+	+	+	+
Bereitstellung von Saat- und Pflanzgut	+	+	+	+	+	+	+
Bereitstellung von Jungvieh	+	+	+	+	+	+	+
Bereitstellung von Hilfsstoffen	+	+	+	+	+	+	+
Bereitstellung von Mineraldüngern	+	+	+	+	+	+	+
Bereitstellung von Energie	+	+	+	+	+	+	+
Bereitstellung von Treibstoff	+	+	+	+	+	+	+
Nutzung von Energie	+	+	+	+	+	+	+
Nutzung von Treibstoff	+	+	+	+	+	+	+
Tierhaltung	+	+	-	-	+	+	-
Einsatz von Mineraldüngern	-	-	-	+	+	-	-
Lagerung von Wirtschaftsdüngern	-	-	-	-	+	-	-
Einsatz von Wirtschaftsdüngern	-	-	-	+	+	-	-
Einsatz von Klärschlamm	-	-	-	+	+	-	-
Bodenbearbeitung	+	+	-	-	-	+	-
Ernte	+	+	-	-	-	+	-
Winderosion	+	+	-	-	-	+	-
Nutzung von Straßen und Feldwegen	+	+	-	-	-	+	-
Umschlag von Getreide	+	+	-	-	-	+	-

- : nicht relevant

IFEU 2003

¹ $PM_{2,5}$; PM_{10} : Partikel, die einen größenselektierenden Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 2,5 μm bzw. 10 μm eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist.

² NMHC: Non-Methane Hydrocarbons, Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe; siehe Anhang

2.4 Bestimmung der Emissionsfaktoren und Aktivitäten

Spezifische Daten für die Emissionen von Partikeln bzw. ihren Vorläufern wurden aus der Literatur sowie aus dem IFEU vorliegenden oder im Laufe der Projektbearbeitung erschließbaren Quellen abgeleitet. Die Aktivitäten der betrachteten Prozesse wurde aus amtlichen Statistiken, Erhebungen von Verbänden und ähnlichen Quellen bestimmt.³

2.5 Bilanzierung und Bewertung

Die Emissionsfaktoren und Aktivitäten der betrachteten Stoffe und Parameter wurden zu entsprechend differenzierten Bilanzen verknüpft und mittels einer Schwachstellenanalyse überprüft. Auf Basis der Schwachstellenanalyse wurden einzelne Emissionsfaktoren einer weiteren Überprüfung unterzogen und ggf. modifiziert. Analog hierzu wurden auch die Aktivitäten einzelner Prozesse überprüft und ggf. modifiziert. Mit den modifizierten Emissionsfaktoren und Aktivitäten wurden abschließend die endgültigen Bilanzen erstellt.

Die Auswertung beinhaltet den Vergleich der Bilanzergebnisse mit denen von anderen Systemen, um die Relevanz der Landwirtschaft für partikelrelevante Emissionen einzuschätzen (Landwirtschaft - andere Sektoren, Baden-Württemberg - Deutschland). Anschließend erfolgt die Ableitung von Minderungsmaßnahmen und die Bestimmung der jeweiligen Potenziale.

³ Aktivität: Prozessbestimmende Basisgröße, z.B. km Fahrleistung oder kg Einsatzmenge

3 Analyse und Interpretation der Emissionen

Im Folgenden werden hier die wesentlichen Ergebnisse der Untersuchung dargestellt. Zunächst wird ein Überblick über die Gesamtergebnisse gegeben, gefolgt von einer detaillierten Darstellung der Emissionen in Baden-Württemberg. Die Emissionen, die durch die Landwirtschaft Baden-Württembergs in Deutschland, in Europa und weltweit verursacht werden, sind in Kap. 3.3 dargestellt. Es folgen die Beurteilung der Datenqualität sowie ein Vergleich zwischen der Landwirtschaft und anderen Sektoren (Kap. 3.5). Abschließend werden die Relevanz der Emissionen durch die Landwirtschaft sowie weiterer Forschungsbedarf angesprochen. Eine tabellarische Zusammenstellung der Emissionen - differenziert nach Ortsklassen, Parametern und Prozessen - findet sich im Anhang B.

3.1 Überblick über die Gesamtergebnisse

Die Ergebnisse lassen eine detaillierte Betrachtung und Bewertung der Quellen relevanter Gase und Partikel und den Orten der Freisetzung zu. In Abb. 2 sind die Gesamtemissionen (weltweit), die auf die Landwirtschaft in Baden-Württemberg zurückgeführt werden können, differenziert nach den Orten ihrer Entstehung dargestellt. Es zeigt sich, dass für alle Parameter außer SO_2 mehr als die Hälfte der Emissionen innerhalb Baden-Württembergs generiert werden. So werden beispielsweise rund 60 % der $\text{PM}_{2,5}$ -Emission direkt in Baden-Württemberg freigesetzt, während sich die übrige Menge mit ca. 20 %, 15 % und 5 % auf Deutschland, Europa und Regionen außerhalb Europas verteilt. Für PM_{10} , PM und insbesondere NH_3 sind die Anteile der Emission innerhalb Baden-Württembergs dominant, beispielsweise fallen etwa 77 % der PM_{10} -Emission und nahezu die gesamte NH_3 -Emission direkt in Baden-Württemberg an. Erwähnenswert ist der große Anteil der außerhalb Deutschlands anfallenden Emissionen bei NO_x und SO_2 .

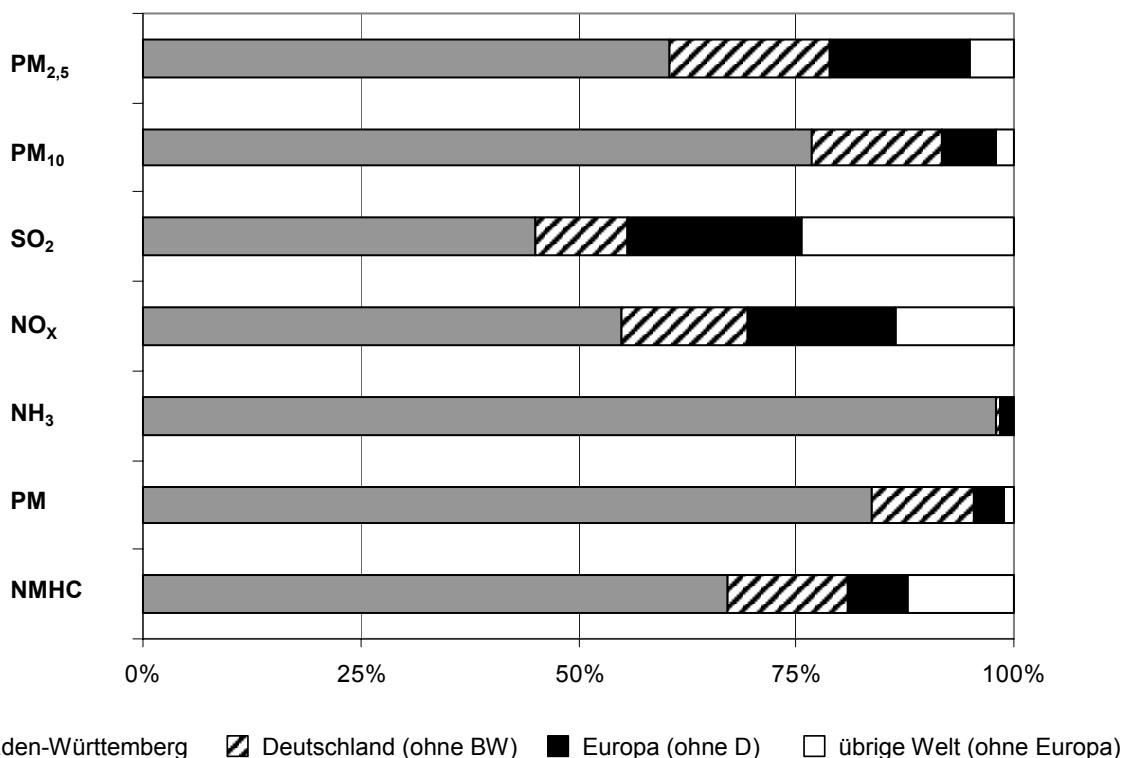


Abb. 2: Emissionen durch die Landwirtschaft Baden-Württembergs nach Ortsklassen im Jahr 2000

Die Unsicherheiten bei der Bestimmung der Emissionen sind für einzelne Parameter und Prozesse teilweise noch sehr groß. Die gezeigten Anteile der einzelnen Ortsklassen an den Emissionen sind daher ebenfalls mit Unsicherheiten behaftet. Mögliche Verschiebungen der Anteile der einzelnen Ortsklassen an den Emissionen sind daher nicht auszuschließen. Im folgenden Abschnitt werden die Emissionen innerhalb Baden-Württembergs detaillierter betrachtet. Hier, wie auch bei der Darstellung der einzelnen Prozesse im Anhang A wird auf die diversen Bandbreiten sowie die vorliegenden Unsicherheiten eingegangen.

3.2 Emissionen in Baden-Württemberg

3.2.1 Emissionen von Partikeln in Baden-Württemberg

Für PM_{10} und PM werden die größten Anteile der Partikelemissionen in Baden-Württemberg durch die Tierhaltung verursacht (Abb. 3). Die Emissionen der Nutzung von Treibstoff übertreffen für $PM_{2,5}$ mit ca. 32 % die Emissionen der Tierhaltung, für PM_{10} und PM spielt die Treibstoffnutzung jedoch nur eine untergeordnete Rolle. Im Gegensatz hierzu bleiben die Anteile von Bodenbearbeitung, Ernte und Winderosion für alle drei Parameter relativ konstant. Die Unsicherheiten bei der Bestimmung der Emissionen sind für einzelne Prozesse teilweise noch sehr groß, daher sind die Anteile der einzelnen Prozesse an den Emissionen mit Unsicherheiten behaftet.

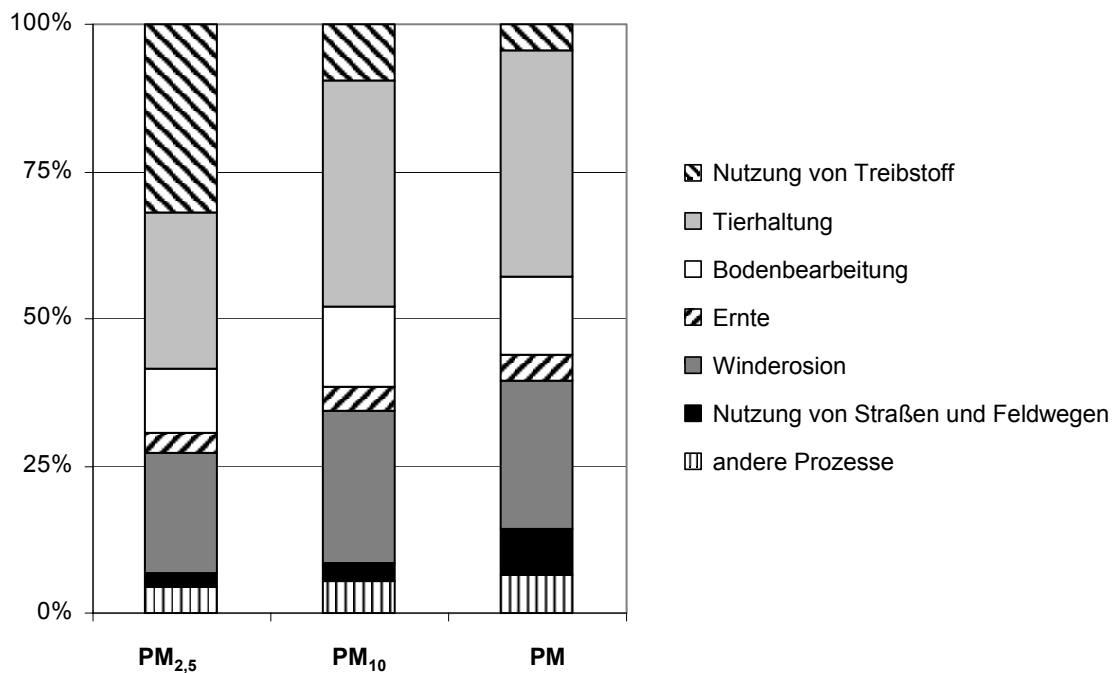


Abb. 3: Anteile der einzelnen Prozesse an den Emissionen von $PM_{2,5}$, PM_{10} und PM in Baden-Württemberg durch die Landwirtschaft Baden-Württembergs im Jahr 2000. Die nicht einzeln dargestellten Prozesse sind unter „andere Prozesse“ zusammengefasst

Emission von $PM_{2,5}$

Die landwirtschaftliche $PM_{2,5}$ -Emission in Baden-Württemberg wird vor allem durch die Tierhaltung und die Nutzung von Treibstoff verursacht (Abb. 4). Die Haltung von Schweinen macht rund 12 %, die Haltung von Rindern etwa 10 % der $PM_{2,5}$ -Emission der Landwirtschaft aus. Die $PM_{2,5}$ -Emission durch die Nutzung von Treibstoff (Emissionen von Dieselpartikeln durch landwirtschaftliche Maschinen) erreicht einen Anteil von ca. 32 %. Weitere bedeutende Quellen stellen die Winderosion (etwa 20 %) und die Bodenbearbeitung (etwa 10 %) dar.

Die Unsicherheiten bei der Bestimmung der Emission von $PM_{2,5}$ sind in einigen Teilbereichen noch als sehr groß zu bezeichnen. Insbesondere für Winderosion, Bodenbearbeitung sowie Straßen- und Feldwegnutzung kann die Unsicherheit im Bereich einer Größenordnung liegen (Abb. 5). Man muss deshalb davon ausgehen, dass die Emissionen durch Winderosion und Bodenbearbeitung eventuell beträchtliche Anteile erreichen können. Trotz der vorliegenden Unsicherheiten können die Tierhaltung und die Nutzung von Treibstoff zu den Hauptquellen von $PM_{2,5}$ in der Landwirtschaft gezählt werden.

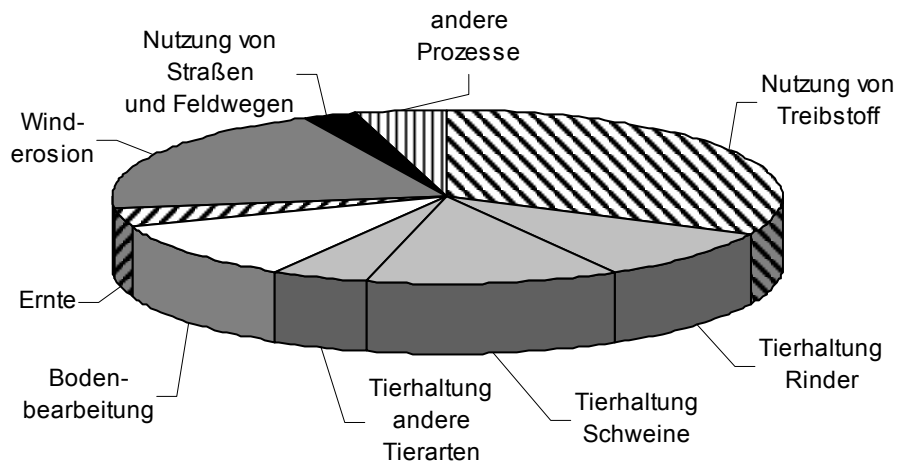


Abb. 4: $PM_{2,5}$ -Emission in Baden-Württemberg durch die Landwirtschaft im Jahr 2000 nach Prozessen

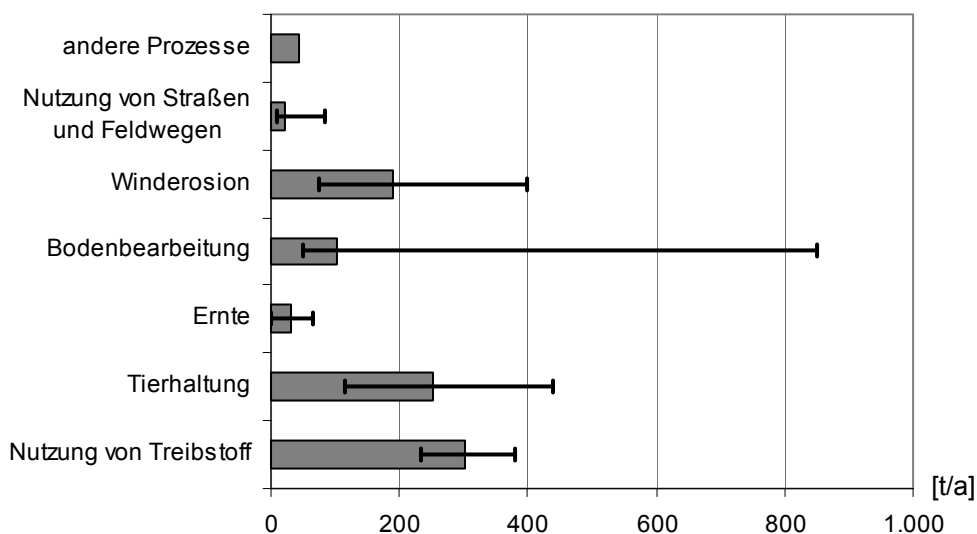


Abb. 5: Bandbreiten der $PM_{2,5}$ -Emission in Baden-Württemberg im Jahr 2000

Emission von PM₁₀

Die von der Landwirtschaft verursachte PM₁₀-Emission in Baden-Württemberg wird von der Emission durch die Tierhaltung dominiert (Abb. 6). Hierzu trägt die Haltung von Schweinen mit rund 20 %, die Haltung von Rindern mit etwa 12 % und die Haltung anderer Tierarten mit 7 % zur PM₁₀-Emission der Landwirtschaft bei. Die Beiträge von Winderosion und Bodenbearbeitung belaufen sich auf etwa 25 % bzw. 14 %. Die Nutzung von Treibstoff macht im Vergleich zu PM_{2,5} einen geringeren Anteil (etwa 10 %) aus.

Wie für die Emission von PM_{2,5} sind die Unsicherheiten bei PM₁₀ für die Prozesse Winderosion, Bodenbearbeitung sowie Straßen- und Feldwegnutzung sehr groß (Abb. 7). Die Bandbreiten liegen auch hier für die Emission durch Bodenbearbeitung im Bereich bis zu einer Größenordnung. Analog zur Emission von PM_{2,5} gilt: Die Emissionen durch Winderosion und Bodenbearbeitung können beträchtliche Anteile an der Emission von PM₁₀ erreichen. Trotz der vorliegenden Unsicherheiten kann jedoch die Tierhaltung zu den Hauptquellen von PM₁₀ in der Landwirtschaft gezählt werden.

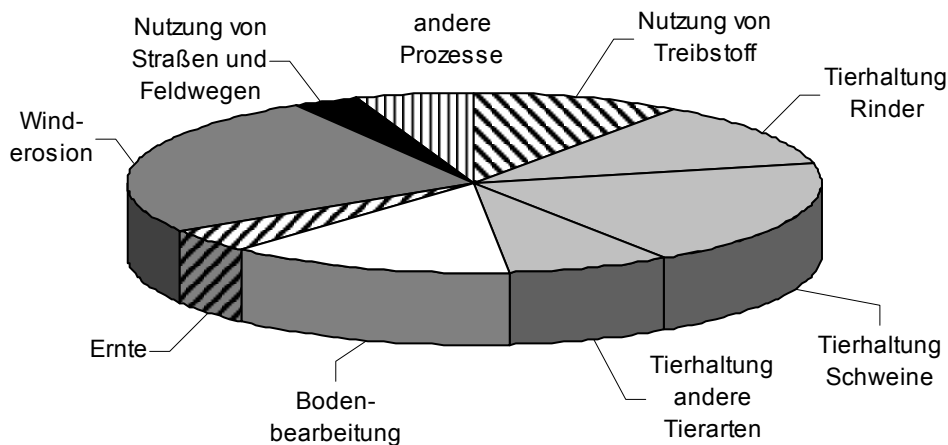


Abb. 6: PM₁₀-Emission in Baden-Württemberg durch die Landwirtschaft im Jahr 2000 nach Prozessen

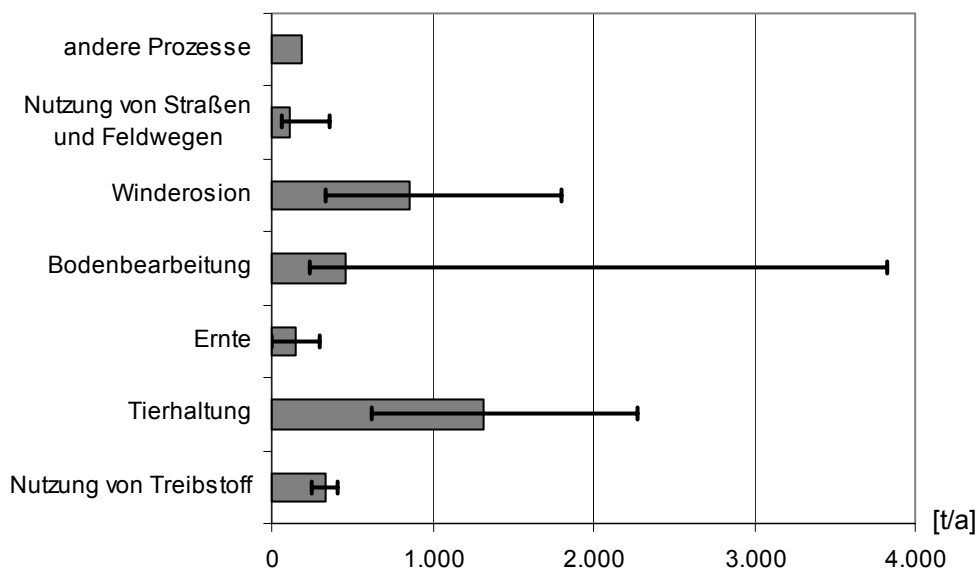


Abb. 7: Bandbreiten der PM₁₀-Emission in Baden-Württemberg im Jahr 2000

Emission von PM

Die PM-Emission durch die Landwirtschaft in Baden-Württemberg wird - analog zu der Emission von PM_{10} - dominiert von der Emission durch die Tierhaltung (Abb. 8). Die Anteile der Schweine- und der Rinderhaltung liegen mit 19 % bzw. 12 % im gleichen Bereich wie für PM_{10} . Auch die Beiträge von Winderosion (etwa 25 %) und Bodenbearbeitung (13 %) belaufen sich auf ähnliche Werte wie bei PM_{10} . Die Nutzung von Treibstoff spielt jedoch im Vergleich zu den Anteilen bei $PM_{2,5}$ und PM_{10} nur eine untergeordnete Rolle.

Wie für die Emission von $PM_{2,5}$ und PM_{10} sind auch die Unsicherheiten bei PM für einzelne Prozesse sehr groß (Abb. 9). Die Bandbreiten liegen für die Emission durch Bodenbearbeitung im Bereich bis zu einer Größenordnung. Analog zur Emission von $PM_{2,5}$ und PM_{10} gilt: Winderosion und Bodenbearbeitung können beträchtliche Anteile an der gesamten Emission erreichen. Trotz der Unsicherheiten kann die Tierhaltung als eine Hauptquelle von PM betrachtet werden, wohingegen die Emission durch die Treibstoffnutzung hinsichtlich der PM-Emission als eher unbedeutend eingestuft werden kann.

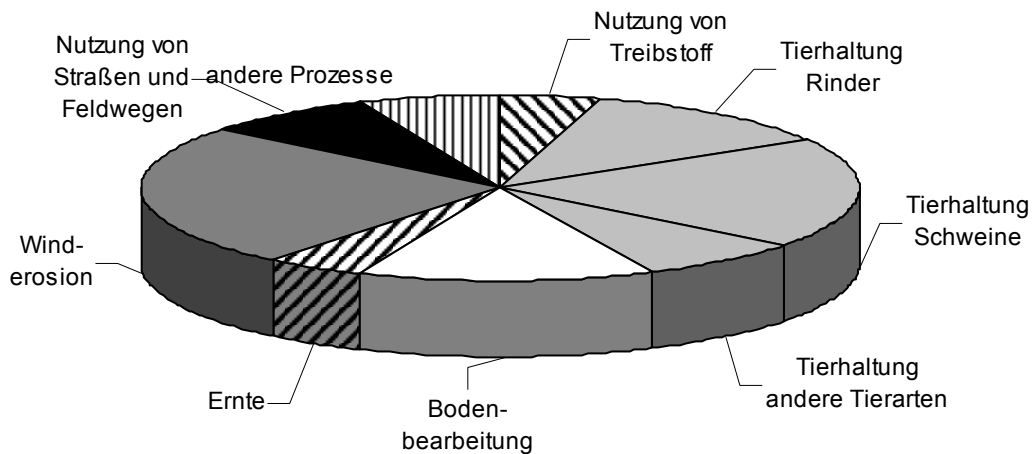


Abb. 8: PM-Emission in Baden-Württemberg durch die Landwirtschaft im Jahr 2000 nach Prozessen

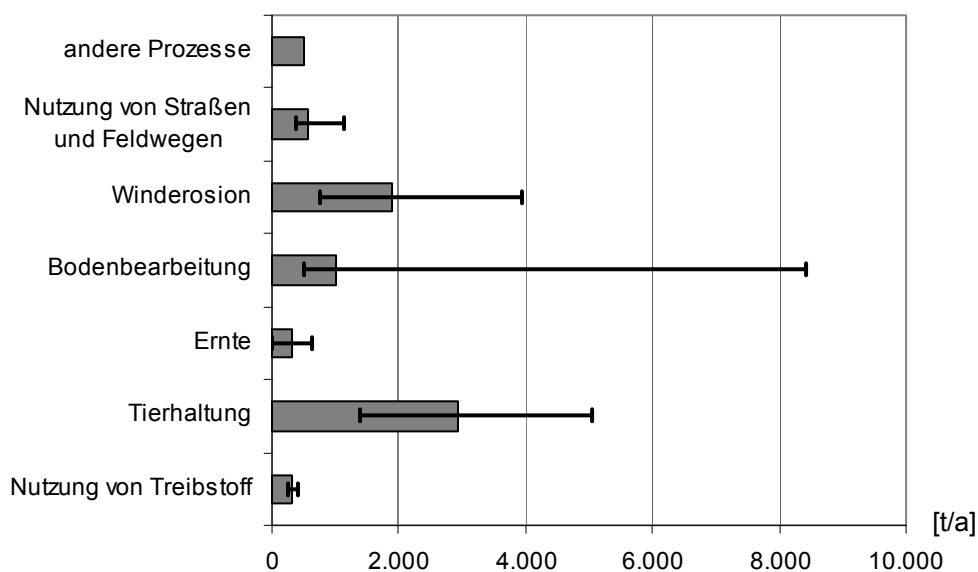


Abb. 9: Bandbreiten der PM-Emission in von Baden-Württemberg im Jahr 2000

3.2.2 Emissionen von Vorläufersubstanzen in Baden-Württemberg

Der Gesamtüberblick für die Emissionen von Vorläufersubstanzen innerhalb Baden-Württembergs zeigt ein von den Partikelemissionen abweichendes und uneinheitlicheres Bild (Abb. 10). Die Prozesse, die signifikante Emissionen verursachen sind hier andere als für die Partikelemission. Teilweise ist eine erhebliche Dominanz einzelner Prozesse - jedoch nur für einzelne Parameter - festzustellen.

Den größten Einzelbetrag weist die Bereitstellung von Energie hinsichtlich der SO_2 -Emission durch die Landwirtschaft Baden-Württembergs auf. Die Nutzung von Treibstoff dominiert die Emissionen von NO_x und NMHC, wohingegen die Emission von NH_3 weitgehend durch die Tierhaltung sowie die Lagerung und den Einsatz von Wirtschaftsdüngern verursacht wird.

Im Vergleich zu den Unsicherheiten bei der Bestimmung der Emissionen von Partikeln ist die Belastbarkeit der abgeleiteten bzw. zusammengestellten Daten für die Vorläufersubstanzen NH_3 , SO_2 , NO_x und NMHC als relativ hoch einzuschätzen und die ermittelten Emissionen sind als äußerst genau und belastbar zu bewerten.

In den folgenden Abschnitten werden die Emissionen der einzelnen Parameter in detaillierter Form betrachtet.

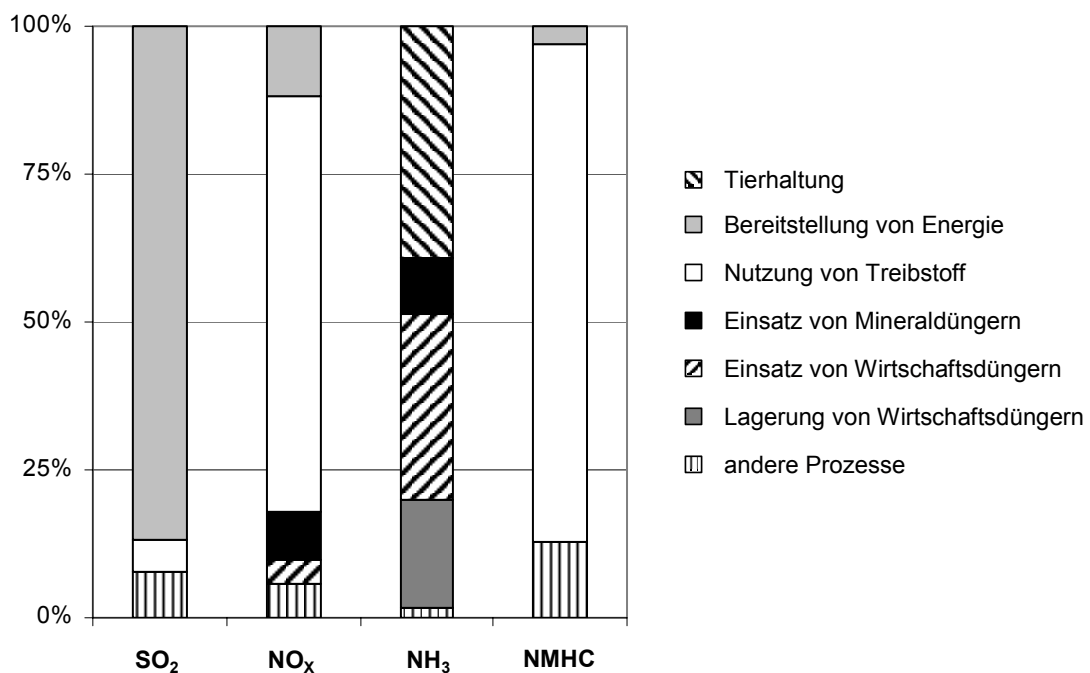


Abb. 10: Anteile der einzelnen Prozesse an den Emissionen von Vorläufersubstanzen in Baden-Württemberg durch die Landwirtschaft Baden-Württembergs im Jahr 2000. Die nicht einzeln dargestellten Prozesse sind unter „andere Prozesse“ zusammengefasst

Emission von SO_2

Die SO_2 -Emissionen in Baden-Württemberg durch die Landwirtschaft werden mit ca. 87 % zum weitaus größten Teil durch die Energiebereitstellung - und hier nahezu ausschließlich durch die Bereitstellung von Elektrizität - verursacht. Die Nutzung von Treibstoff trägt mit etwa 6 %, die Bereitstellung von Treibstoff mit etwa 4 % zur Emission von SO_2 bei. (Abb. 11).

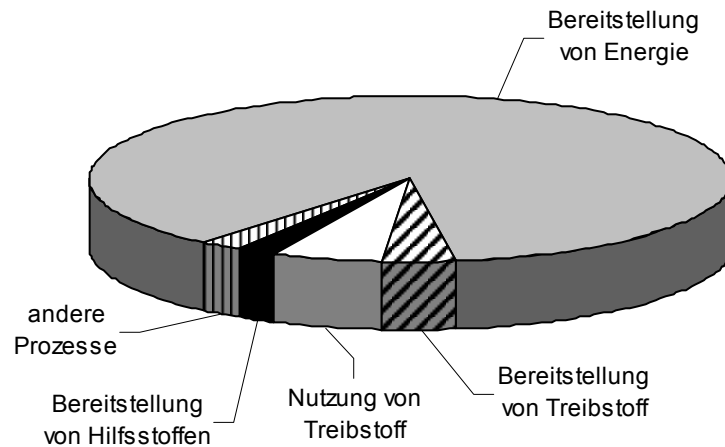


Abb. 11: SO_2 -Emission in Baden-Württemberg durch die Landwirtschaft im Jahr 2000 nach Prozessen

Emission von NO_x

Die größten Anteile an der landwirtschaftlich bedingten Emission von NO_x in Baden-Württemberg weisen die Nutzung von Treibstoff (direkte Emissionen durch Schlepper) mit etwa 70 % und die Bereitstellung von Energie (nahezu ausschließlich Bereitstellung von Elektrizität) mit ca. 12 % auf (Abb. 12). Der Einsatz von Mineraldüngern (Ausbringung von Stickstoffdüngern) trägt zu ca. 8 % der landwirtschaftlichen NO_x -Emission bei.

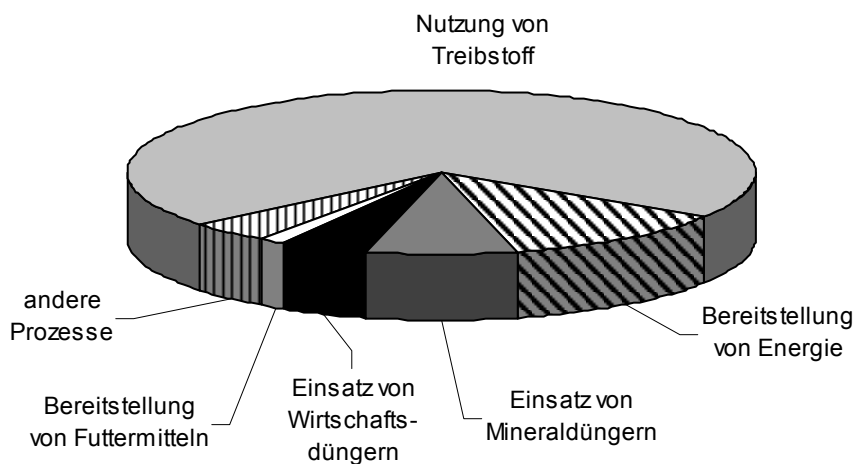


Abb. 12: NO_x -Emission in Baden-Württemberg durch die Landwirtschaft im Jahr 2000 nach Prozessen

Emission von NH_3

Die Lagerung und Ausbringung der Wirtschaftsdünger stellt den größten Anteil der durch die Landwirtschaft verursachten NH_3 -Emission in Baden-Württemberg, wobei die Lagerung etwa 18 %, die Ausbringung etwa 31 % der Emission verursacht (Abb. 13). Der Einsatz von Mineraldüngern macht im Vergleich hierzu lediglich einen geringen Teil der NH_3 -Emission (ca. 9%) aus. Weitere bedeutsame Anteile entfallen auf die Haltung von Rindern (19 %) und Schweinen (15 %).

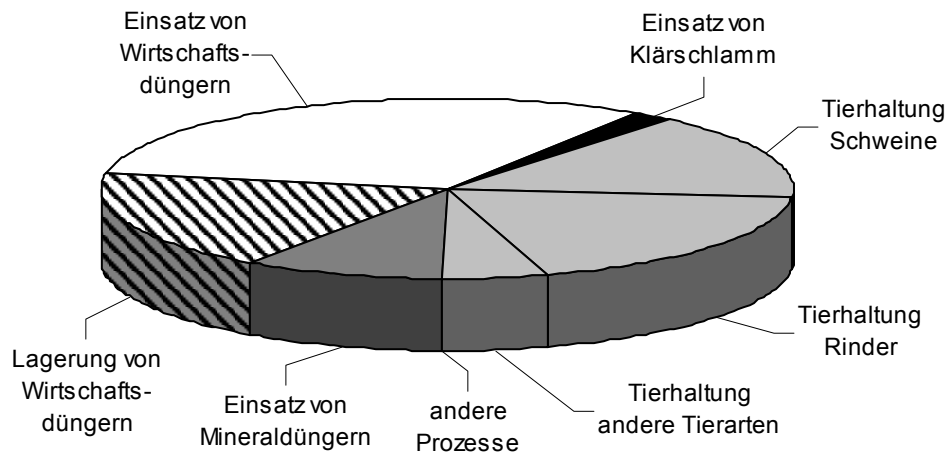


Abb. 13: NH_3 -Emission in Baden-Württemberg durch die Landwirtschaft im Jahr 2000 nach Prozessen

Emission von NMHC

Die Nutzung von Treibstoff verursacht den größten Teil (etwa 84 %) der NMHC-Emission in Baden-Württemberg (Abb. 14). Die Bereitstellung von Treibstoff macht rund 5 % der NMHC-Emission der Landwirtschaft aus. Die Futtermittelbereitstellung trägt ebenfalls mit etwa 5 % zur Emission von NMHC bei.

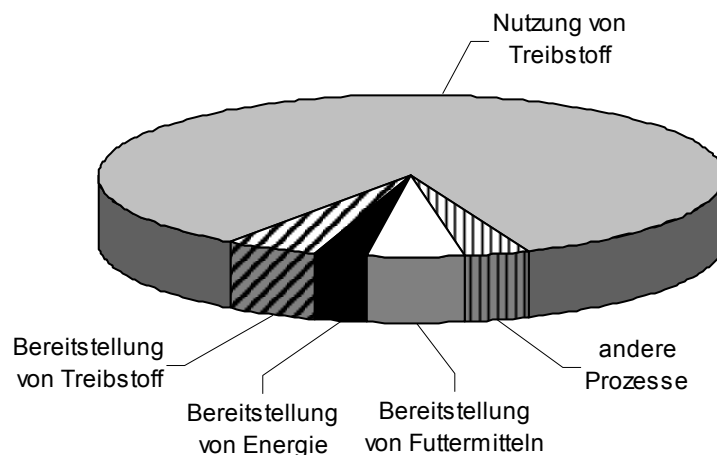


Abb. 14: NMHC-Emission in Baden-Württemberg durch die Landwirtschaft im Jahr 2000 nach Prozessen

3.2.3 Zusammenfassung

Zusammenfassend sind in Tab. 2 diejenigen Prozesse hervorgehoben, die eine hohe Bedeutung hinsichtlich der Emissionen in Baden-Württemberg aufweisen.

Für alle Bereitstellungsprozesse außer der Bereitstellung von Energie (und hier nur bezüglich der Emissionen von SO₂ und NO_x) gilt, dass sie im Gegensatz zu den direkten Aktivitäten in Baden-Württemberg nur eine untergeordnete Rolle spielen.

Bedeutende direkte Prozesse sind die Nutzung von Treibstoff, die Lagerung sowie der Einsatz von Wirtschaftsdüngern. Die Tierhaltung weist für alle betrachteten Parameter Anteile größer als 30 % auf, was die große Bedeutung dieses Bereichs unterstreicht. Auch die Bodenbearbeitung und die Winderosion stellen hinsichtlich der Partikelemissionen wichtige Prozesse dar, allerdings sind hier die Unsicherheiten der Quantifizierung wesentlich größer als bei den anderen Prozessen.

Tab. 2: Emissionen der Landwirtschaft von Baden-Württemberg in Baden-Württemberg: Bedeutung der einzelnen Prozesse

	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Bereitstellung von Bioziden	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Schmiermitteln	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Futtermitteln	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Saat- und Pflanzgut	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Jungvieh	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Hilfsstoffen	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Mineraldüngern	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Energie	-	-	+	+	-	-	-
Bereitstellung von Treibstoff	-	-	-	-	-	-	-
Nutzung von Energie	-	-	-	-	-	-	-
Nutzung von Treibstoff	+	-	-	+	-	-	+
Tierhaltung	+	+			+	+	
Einsatz von Mineraldüngern				-	-		
Lagerung von Wirtschaftsdüngern					+		
Einsatz von Wirtschaftsdüngern				-	+		
Einsatz von Klärschlamm				-	-		
Bodenbearbeitung	(+)	(+)				(+)	
Ernte	-	-				-	
Winderosion	(+)	(+)				(+)	
Nutzung von Straßen und Feldwegen	-	-				-	
Umschlag von Getreide	-	-				-	

+ : Relativer Anteil an der Emission des jeweiligen Parameters ist größer als 10 %. - : Relativer Anteil an der Emission des jeweiligen Parameters ist kleiner gleich 10 %.

Klammern stehen für Unsicherheiten hinsichtlich der Datengrundlage.

Leere Stellen bezeichnen nicht relevante Parameter / Prozesse

IFEU 2003

3.3 Emissionen in Deutschland, Europa und Gesamtemissionen

3.3.1 Emissionen in Deutschland

Etwa ein Viertel der auf die Landwirtschaft Baden-Württembergs zurückzuführenden Emission von $PM_{2,5}$ in Deutschland wird durch die Nutzung von Treibstoff verursacht (Abb. 15). Weitere bedeutende Quellen von $PM_{2,5}$ stellen die Tierhaltung (20 %) sowie die Winderosion (16 %) dar. Die landwirtschaftlichen Emissionen von PM_{10} und PM in Deutschland werden von den Emissionen durch die Tierhaltung (32 % bzw. 34 %) dominiert, wohingegen für diese Parameter die Nutzung von Treibstoff nur eine untergeordnete Rolle spielt.

Die Bereitstellung von Energie stellt rund 70 % der durch die baden-württembergische Landwirtschaft verursachten SO_2 -Emission in Deutschland. Die Nutzung von Treibstoff dominiert die NO_x -Emission (56 %). Sowohl für SO_2 als auch für NO_x folgt die Bereitstellung von Mineraldüngern mit 13 % bzw. 12 %. Die von der Landwirtschaft Baden-Württembergs verursachte Emission von NH_3 in Deutschland wird weitgehend durch Lagerung und Einsatz von Wirtschaftsdüngern sowie die Tierhaltung (39 %) verursacht. Analog zur Emission von NO_x trägt die Nutzung von Treibstoff zu einem großen Teil zur Emission von NMHC bei (70 %). Einen weiteren deutlichen Anteil der NMHC-Emission in Deutschland stellt die Bereitstellung von Futtermitteln (16 %).

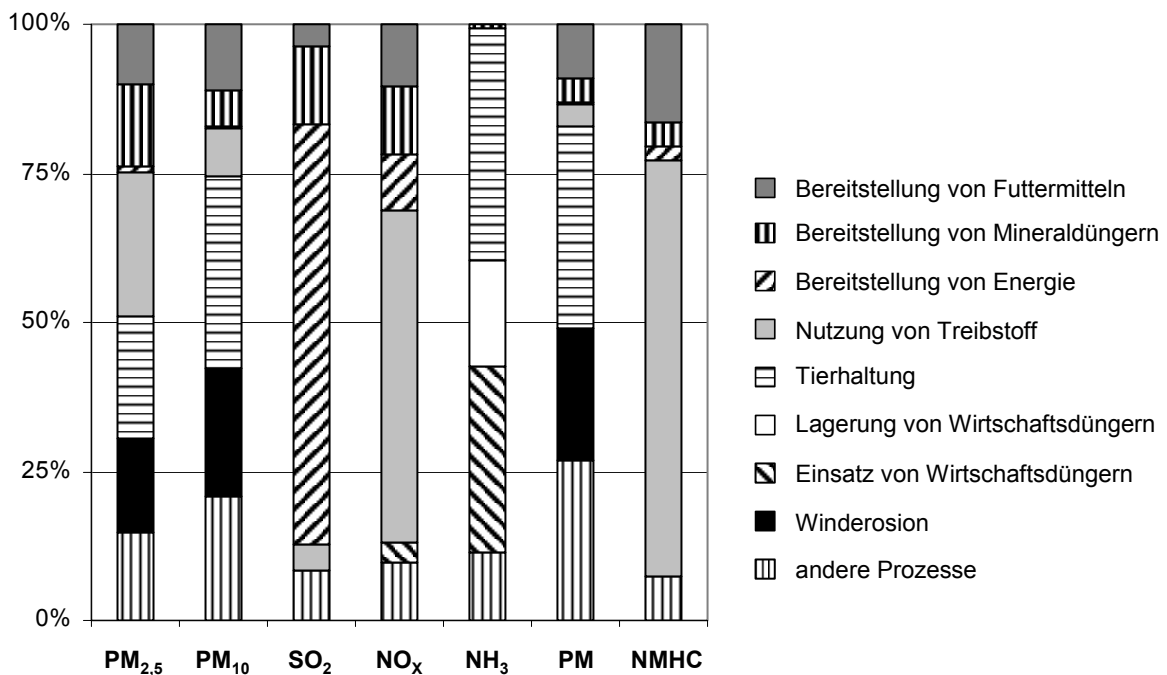


Abb. 15: Anteile einzelner Prozesse an den Emissionen von Partikeln und Vorläufersubstanzen in Deutschland durch die Landwirtschaft Baden-Württembergs im Jahr 2000. Die nicht einzeln dargestellten Prozesse sind unter „andere Prozesse“ zusammengefasst

3.3.2 Emissionen in Europa

Die Bereitstellung von Mineraldüngern verursacht etwa ein Viertel der Emission von $PM_{2,5}$ in Europa, die durch die baden-württembergische Landwirtschaft verursacht wird (Abb. 16). Weitere bedeutende Quellen von $PM_{2,5}$ stellen die Tierhaltung (17 %) sowie die Nutzung von Treibstoff (20 %) dar. Die Winderosion trägt mit etwa 13 % zur $PM_{2,5}$ -Emission bei. Die Emissionen von PM_{10} und PM in Europa werden dominiert von den Emissionen durch die Tierhaltung (30 % bzw. 33 %).

Die Bereitstellung von Energie verursacht rund die Hälfte der SO_2 -Emission der baden-württembergischen Landwirtschaft in Europa. Die Nutzung von Treibstoff dominiert die NO_x -Emission (45 %). Sowohl für SO_2 als auch für NO_x folgt die Bereitstellung von Mineraldüngern mit 31 % bzw. 27 %. Die von der Landwirtschaft Baden-Württembergs verursachte Emission von NH_3 in Europa wird weitgehend durch Lagerung (18 %) und Einsatz von Wirtschaftsdüngern (31 %) sowie die Tierhaltung verursacht (38 %). Analog zur Emission von NO_x trägt die Nutzung von Treibstoff zu einem großen Teil zur Emission von NMHC bei (64 %). Einen weiteren deutlichen Anteil der NMHC-Emission in Europa stellt die Bereitstellung von Futtermitteln (17 %).

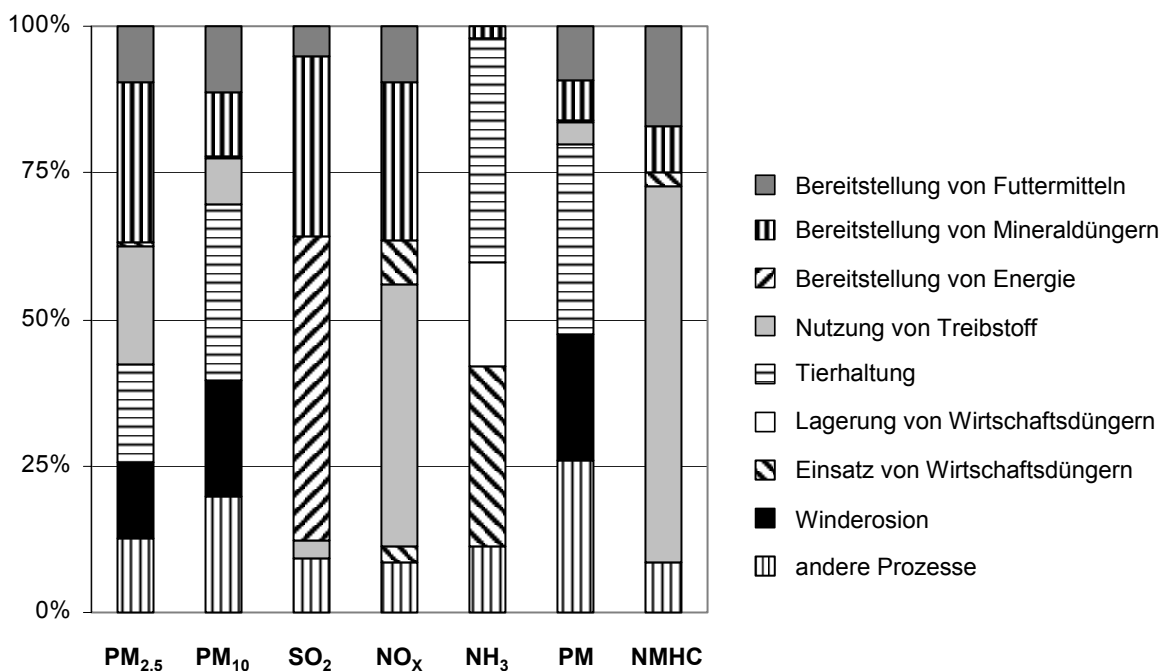


Abb. 16: Anteile einzelner Prozesse an den Emissionen von Partikeln und Vorläufersubstanzen in Europa durch die Landwirtschaft Baden-Württembergs im Jahr 2000. Die nicht einzeln dargestellten Prozesse sind unter „andere Prozesse“ zusammengefasst

3.3.3 Gesamtemissionen (weltweit)

Etwa ein Viertel der weltweiten $PM_{2,5}$ -Emission, die auf die baden-württembergische Landwirtschaft zurückzuführen ist, wird - analog zu den Emissionen in Europa - durch die Bereitstellung von Mineraldüngern verursacht (Abb. 17). Weitere bedeutende Quellen von $PM_{2,5}$ stellen die Tierhaltung (16 %) sowie die Nutzung von Treibstoff (19 %) dar. Die Bereitstellung von Futtermitteln und die Winderosion tragen mit je etwa 13 % zur $PM_{2,5}$ -Emission bei. Die Emissionen von PM_{10} und PM werden dominiert von den Emissionen durch die Tierhaltung (30 % bzw. 32 %) gefolgt von den Beiträgen der Winderosion.

Die Bereitstellung von Energie verursacht rund 40 % der weltweiten SO_2 -Emission durch die Landwirtschaft Baden-Württembergs, wohingegen die Nutzung von Treibstoff die NO_x -Emission dominiert. Sowohl für SO_2 als auch für NO_x folgt die Bereitstellung von Mineraldüngern mit 26 % bzw. 25 % und die Bereitstellung von Futtermitteln mit 23 % bzw. 20 %. Die Emission von NH_3 wird weitgehend durch Lagerung und Einsatz von Wirtschaftsdüngern sowie die Tierhaltung verursacht (38 %). Analog zur Emission von NO_x trägt die Nutzung von Treibstoff zu einem großen Teil zur Emission von NMHC bei (57 %). Einen weiteren deutlichen Anteil der weltweiten NMHC-Emission stellt die Bereitstellung von Futtermitteln (24 %).

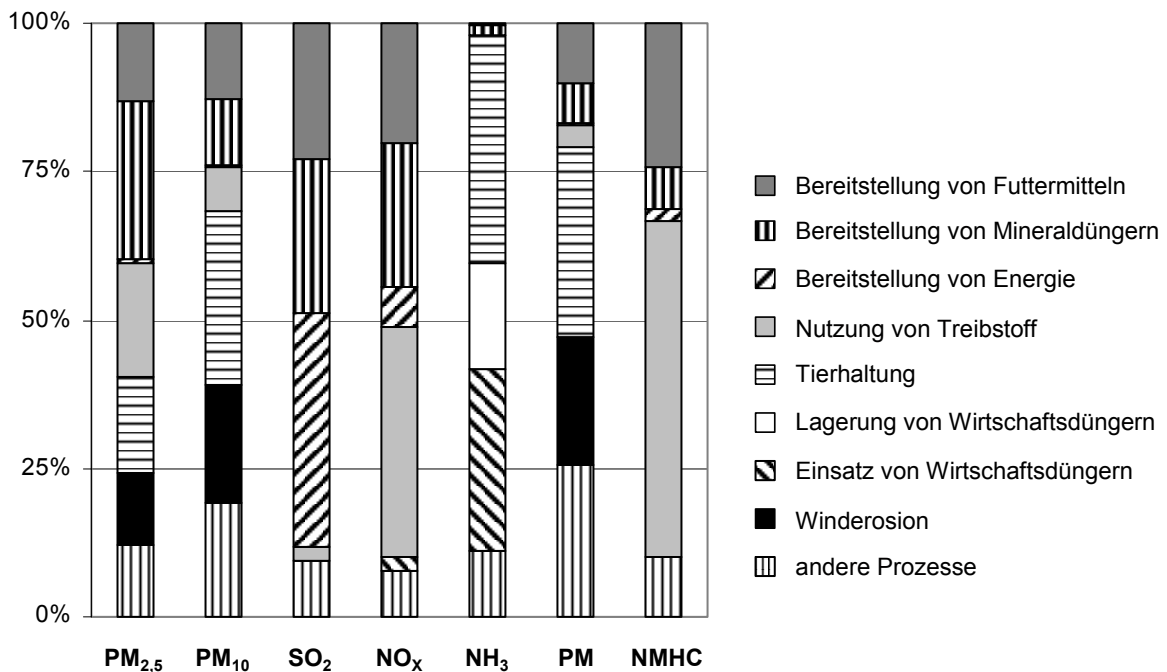


Abb. 17: Anteile einzelner Prozesse an den Gesamtemissionen (weltweit) von Partikeln und Vorläufersubstanzen durch die Landwirtschaft Baden-Württembergs im Jahr 2000. Die nicht einzeln dargestellten Prozesse sind unter „andere Prozesse“ zusammengefasst

3.3.4 Zusammenfassung

In Tab. 3 sind diejenigen Prozesse hervorgehoben, die eine wichtige Rolle hinsichtlich der Emissionen in Deutschland spielen. Im Anhang B finden sich die entsprechenden Tabellen für die Emissionen in Europa und die Gesamtemissionen (weltweit). Die Prozesse, in denen im Vergleich zu den Emissionen in Deutschland Abweichungen auftreten, sind in Tab. 4 und Tab. 5 für die Emissionen in Europa bzw. die Gesamtemissionen zusammengestellt: Für die Emissionen in Europa weist die Bodenbearbeitung bei PM₁₀ keine hohe Bedeutung auf, während der Anteil der Bereitstellung von Mineraldüngern für PM₁₀ größer als 10 % ist. Gleiches gilt für die Gesamtemissionen. Hier trägt zusätzlich die Bereitstellung von Futtermitteln bei PM_{2,5} und SO₂ mit Anteilen größer als 10 % zu den Emissionen bei, wohingegen für die Emissionen in Europa der Bereitstellung von Futtermitteln bei PM_{2,5}, NO_x und SO₂ keine große Bedeutung zukommt.

Tab. 3: Emissionen der Landwirtschaft von Baden-Württemberg in Deutschland: Bedeutung der einzelnen Prozesse

	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Bereitstellung von Bioziden	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Schmiermitteln	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Futtermitteln	-	+	-	+	-	-	+
Bereitstellung von Saat- und Pflanzgut	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Jungvieh	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Hilfsstoffen	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Mineraldüngern	+	-	+	+	-	-	-
Bereitstellung von Energie	-	-	+	-	-	-	-
Bereitstellung von Treibstoff	-	-	-	-	-	-	-
Nutzung von Energie	-	-	-	-	-	-	-
Nutzung von Treibstoff	+	-	-	+	-	-	+
Tierhaltung	+	+			+	+	
Einsatz von Mineraldüngern				-	-		
Lagerung von Wirtschaftsdüngern					+		
Einsatz von Wirtschaftsdüngern				-	+		
Einsatz von Klärschlamm				-	-		
Bodenbearbeitung	(-)	(+)				(+)	
Ernte	-	-				-	
Winderosion	(+)	(+)				(+)	
Nutzung von Straßen und Feldwegen	-	-				-	
Umschlag von Getreide	-	-				-	

+ : Relativer Anteil an der Emission des jeweiligen Parameters ist größer als 10 %. - : Relativer Anteil an der Emission des jeweiligen Parameters ist kleiner gleich 10 %.

Klammern stehen für Unsicherheiten hinsichtlich der Datengrundlage.

Leere Stellen bezeichnen nicht relevante Parameter / Prozesse

IFEU 2003

Tab. 4: Emissionen der Landwirtschaft von Baden-Württemberg in Europa: Bedeutung der einzelnen Prozesse. Nicht aufgeführte Prozesse: vgl. Tab. 3

	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Bereitstellung von Futtermitteln	-	+	-	-	-	-	+
Bereitstellung von Mineraldüngern	+	+	+	+	-	-	-
Bodenbearbeitung	(-)	(-)				(+)	

+ : Relativer Anteil an der Emission des jeweiligen Parameters ist größer als 10 %. - : Relativer Anteil an der Emission des jeweiligen Parameters ist kleiner gleich 10 %.
Klammern stehen für Unsicherheiten hinsichtlich der Datengrundlage.
Leere Stellen bezeichnen nicht relevante Parameter / Prozesse

IFEU 2003

Tab. 5: Gesamtemissionen (weltweit) der Landwirtschaft von Baden-Württemberg in Europa: Bedeutung der einzelnen Prozesse. Nicht aufgeführte Prozesse: vgl. Tab. 3

	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Bereitstellung von Futtermitteln	+	+	+	+	-	-	+
Bereitstellung von Mineraldüngern	+	+	+	+	-	-	-
Bodenbearbeitung	(-)	(-)				(+)	

+ : Relativer Anteil an der Emission des jeweiligen Parameters ist größer als 10 %. - : Relativer Anteil an der Emission des jeweiligen Parameters ist kleiner gleich 10 %.
Klammern stehen für Unsicherheiten hinsichtlich der Datengrundlage.
Leere Stellen bezeichnen nicht relevante Parameter / Prozesse

IFEU 2003

Naturgemäß weisen die der Landwirtschaft vorgelagerten Prozesse für die hier betrachteten Emissionen in Deutschland, Europa und die weltweiten Emissionen eine höhere Bedeutung auf als für die Emissionen in Baden-Württemberg (vgl. Kap. 3.2). Neben der Bereitstellung von Energie (für SO₂) sind vor allem die Bereitstellung von Mineraldüngern (PM_{2,5}, SO₂, NO_x) und die Bereitstellung von Futtermitteln (PM₁₀, NMHC) von Bedeutung.

Die dominierenden direkten Prozesse sind - analog zu den Emissionen in Baden-Württemberg - die Nutzung von Treibstoff, die Lagerung sowie der Einsatz von Wirtschaftsdüngern. Die Tierhaltung weist für alle drei Ortclassen - wie auch für die Ortklasse Baden-Württemberg (Kap. 3.2.3) - für alle betrachteten Parameter Anteile größer als 30 % auf. Auch die Bodenbearbeitung und die Winderosion stellen wichtige Prozesse dar, allerdings sind hier im Vergleich zu anderen Prozessen größere Unsicherheiten zu verzeichnen.

3.4 Qualität und Differenzierungstiefe der Daten

Bei der Bestimmung der Emissionsfaktoren und Aktivitäten der einzelnen Prozesse zeigte sich eine erhebliche Variabilität in der Güte der vorliegenden Daten (vgl. Anhang A).

Für manche Prozesse stehen Emissionsfaktoren und Aktivitätsdaten in ausreichend belastbarer Qualität zur Verfügung. Insbesondere für der Landwirtschaft vorgelagerte Prozesse wie zum Beispiel die Treibstoffbereitstellung oder die Bereitstellung von Mineraldüngern sind die ermittelten Emissionen als äußerst genau und belastbar zu bewerten. Im Bereich der direkten landwirtschaftlichen Aktivitäten ist die Quantifizierung der Emissionen hingegen mit teilweise größeren Unsicherheiten behaftet, wie zum Beispiel bei der Partikelemission durch Winderosion, Bodenbearbeitung und Ernte.

Um die Datenqualität für die untersuchten Parameter und Prozesse einschätzen zu können, ist es unerlässlich, diese unter Berücksichtigung der Bedeutung bzw. relativen Anteile an den Emissionen zu betrachten. So ist beispielsweise die Datenqualität zur Bestimmung der Emissionen durch die Bereitstellung landwirtschaftlicher Hilfsstoffe zunächst als eher gering zu bezeichnen. In Hinblick auf die zu vernachlässigenden Beiträge zu den Emissionen der baden-württembergischen Landwirtschaft ist die Datenqualität für diesen Prozess jedoch durchaus als ausreichend zu bewerten. Eine solche Einschätzung der Datenqualität im Spiegelbild der Bedeutung ist in Tab. 6 zusammengefasst.

Tab. 6: Einschätzung der Datenqualität. (+ gut bis sehr gut, o befriedigend, – nicht ausreichend)

	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Alle vorgelagerte Prozesse	+	+	+	+	+	+	+
Nutzung von Energie	+	+	+	+	+	+	+
Nutzung von Treibstoff	o	o	o	o	o	o	o
Tierhaltung	–	–			o	–	
Einsatz von Mineraldüngern				+	+		
Lagerung von Wirtschaftsdüngern					o		
Einsatz von Wirtschaftsdüngern				+	o		
Einsatz von Klärschlamm				+	+		
Bodenbearbeitung	–	–				–	
Ernte	o	o				o	
Winderosion	–	–				–	
Nutzung von Straßen und Feldwegen	o	o				o	
Umschlag von Getreide	+	+				+	

+ : Datenqualität gut bis sehr gut. – : Datenqualität nicht ausreichend. o: Datenqualität befriedigend

Leere Stellen bezeichnen nicht relevante Parameter / Prozesse

IFEU 2003

Für einige Prozesse ist die Bestimmung der Emissionen auf Grund unzulänglicher Daten nicht in der gewünschten Differenzierung möglich. So wäre zum Beispiel eine Differenzierung der Emissionsfaktoren für Partikel durch Bodenbearbeitung nach verschiedenen Bearbeitungsgängen oder der jeweiligen Kulturart wünschenswert.

3.5 Vergleich der Landwirtschaft mit anderen Sektoren

Bevor Maßnahmen der Emissionsminderung abgeleitet werden können, ist es notwendig, die ermittelten Emissionswerte in das Gesamtbild der Emissionen von Partikeln und Vorläufersubstanzen in Baden-Württemberg einzuordnen. Hierbei werden die Anteile der Emissionen durch die Landwirtschaft berücksichtigt, die innerhalb der Landesgrenzen anfallen, so dass die Vergleichbarkeit mit den Emissionen durch andere Sektoren gewährleistet ist. Die Emissionen anderer Sektoren wurden aus /UMEG 2000/ ermittelt. Zur Bestimmung der Emission von $PM_{2,5}$ wurde ein Anteil von 43 % an den Emissionen von PM angenommen /IER 2003/.

Es zeigt sich, dass der Anteil, den die Landwirtschaft zur Gesamtemission innerhalb Baden-Württembergs beiträgt, für die Parameter NH_3 , PM_{10} bzw. PM mit rund 90 %, 30 % bzw. 40 % beachtlich ist (Abb. 18). Für NH_3 und die Gesamtpartikel (PM) stellt die Landwirtschaft zugleich die größte Quelle überhaupt dar. Im Vergleich dazu steuert die Landwirtschaft bei den Parametern SO_2 , NO_x und NMHC lediglich geringe Anteile bei. Entsprechend ist zu erwarten, dass eine Minderung bei den Parametern NH_3 , PM_{10} und PM durch Maßnahmen innerhalb des landwirtschaftlichen Sektors gleichzeitig eine starke Verminderung der Emissionen dieser Parameter in Baden-Württemberg zu Folge haben wird.

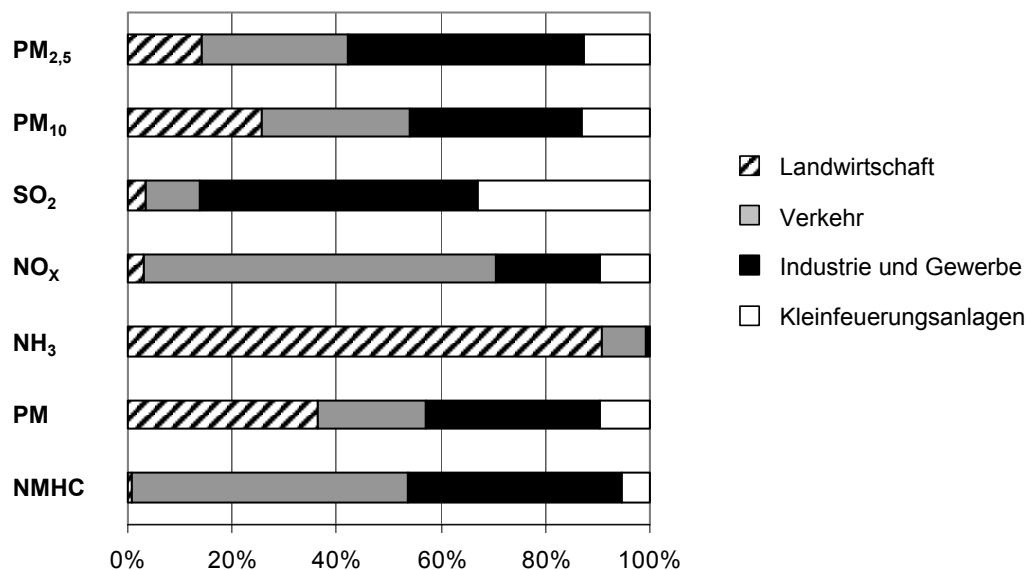


Abb. 18: Vergleich der Emissionen der Landwirtschaft mit den Emissionen anderer Sektoren in Baden-Württemberg. Quellen: Eigene Berechnungen (Landwirtschaft), /IER 2003/ und /UMEG 2000/ (andere Sektoren)

3.6 Relevanz der Emissionen durch die Landwirtschaft

Zur Ableitung effizienter Minderungsmaßnahmen ist es unerlässlich, neben der rein mengenmäßigen Einordnung der Partikelemissionen der Landwirtschaft im Vergleich zu den Emissionen anderer Sektoren auch die Relevanz der landwirtschaftlichen Emissionen hinsichtlich ihrer gesundheitsschädigenden Wirkungen zu berücksichtigen. Hierzu werden die folgenden Fragestellungen angesprochen:

- I. Welche Partikelfractionen weisen gesundheitsschädigende Wirkungen auf?
- II. Bestehen Unterschiede zwischen „landwirtschaftlichen“ Partikeln und den Partikeln anderer Quellen hinsichtlich der gesundheitsschädigenden Wirkungen?
- III. Welche Zusammenhänge bestehen zwischen der Exposition der Bevölkerung (Immission) und der Partikelemission durch die Landwirtschaft?

Zur Beurteilung der Relevanz der Emissionen von Vorläufersubstanzen durch die Landwirtschaft sollen zwei weitere Fragen herangezogen werden:

- IV. Welchen Einfluss üben die Vorläufersubstanzen auf die Immissionskonzentrationen von Partikeln aus?
- V. Welche Bedeutung besitzt die Landwirtschaft hinsichtlich der Bildung von sekundären Partikeln aus Vorläufersubstanzen?

3.6.1 Relevanz der Partikelemissionen durch die Landwirtschaft

I. Welche Partikelfractionen weisen gesundheitsschädigende Wirkungen auf?

Schädliche Wirkungen einer Langzeitbelastung auch durch niedrige Konzentrationen von Partikeln wurden zum Beispiel von /POPE 1995/ nachgewiesen. /DOCKERY 1993/ gehen davon aus, dass die Größe der Partikel die gesundheitlichen Auswirkungen entscheidend bestimmt. /LIPPMANN 2000/ stellten hingegen fest, dass das relative Sterblichkeitsrisiko in gleichem Maße von PM_{10} , $PM_{2,5}$ und $PM_{2,5-10}$ abhängig ist. Die Effekte durch die Partikelkonzentrationen waren in dieser Studie größer als die Effekte durch aerosolisches H^+ und SO_4^{2-} . Der Anteil der Feinpartikel $PM_{2,5}$ an PM_{10} war jedoch mit bis zu 80 % hoch, so dass der Zusammenhang zwischen PM_{10} und den gesundheitlichen Wirkungen auf den $PM_{2,5}$ -Anteil zurückgeführt werden kann /LIPPMANN 2000/. /POPE 2002/ wiesen in einer breit angelegten epidemiologischen Studie in den USA nach, dass die Sterblichkeit signifikant von der Exposition durch $PM_{2,5}$ und Sulfatpartikel abhängig ist. Ein weniger ausgeprägter Zusammenhang wurde für PM_{10} und PM_{15} festgestellt. Zwischen der Sterblichkeit und TSP^4 ergab sich keine konsistente Abhängigkeit /POPE 2002/. In Bezug auf die gasförmige Luftverschmutzung konnte für Sulfatoxide (SO_2 und / oder SO_4^{2-}) ein signifikanter Zusammenhang mit einer erhöhten Sterblichkeitsrate nachgewiesen werden.

⁴ TSP: Total Suspended Particles, Gesamtpartikel (PM)

In einer Kurzzeit-Studie in Erfurt wurde der Zusammenhang zwischen ultrafeinen Partikeln ($PM_{0,1}$) und täglicher Sterblichkeitsrate erfasst /WICHMANN 2000/. Die Effekte der ultrafeinen Partikel basieren nach /WICHMANN 2000/ insbesondere auf der Zahl der Partikel und der Größe ihrer Oberfläche und nicht so sehr auf ihrer Masse. Hingegen scheinen die gesundheitlichen Auswirkungen von $PM_{2,5}$ eher von der Menge des in der Lunge abgelagerten Materials und der chemischen Zusammensetzung der Partikel abhängig zu sein.

Die WHO kommt, die Ergebnisse mehrerer Studien zusammenfassend, zu dem Schluss, dass eine Erhöhung der Luftverschmutzung (Erhöhung der Konzentrationen von $PM_{2,5}$, PM_{10} und SO_2) eine moderate Erhöhung des Risikos, an Lungenkrebs zu erkranken, nach sich zieht /WHO 2003a/. Hinsichtlich Sterblichkeit, Herz-Kreislauf- und Atemwegserkrankungen ist $PM_{2,5}$ vermutlich gefährlicher als größere Partikel ($PM_{2,5-10}$) einzustufen /WHO 2003b/.

II. Bestehen Unterschiede zwischen „landwirtschaftlichen“ Partikeln und den Partikeln anderer Quellen hinsichtlich der gesundheitsschädigenden Wirkungen?

Die durch die Landwirtschaft emittierten Partikel enthalten im Vergleich zu Partikeln anderer Quellen teilweise einen deutlich höheren Anteil an biologischen Materialien. Insbesondere Partikelemissionen aus der Tierhaltung („Bioaerosole“) stehen seit längerem wegen ihrer gesundheitlichen Auswirkungen in der Diskussion. Mikroorganismen und Endotoxine verursachen Tierkrankheiten und stellen v.a. für Beschäftigte in der Landwirtschaft ein Gesundheitsrisiko dar. Langzeitige Exposition gegenüber Bioaerosolen löst bei zahlreichen Beschäftigten Atemwegserkrankungen aus /LOUHELAINEN 1997/. Ob die Bevölkerung landwirtschaftlicher Regionen einem besonderen Risiko unterliegt, ist derzeit noch nicht geklärt. Allerdings könnten vor allem Bewohner ländlicher Regionen, die unmittelbar neben Quellen von Bioaerosolen - wie zum Beispiel große Schweine- und Hühnerställe - leben, besonders betroffen sein /ICC & SRI 2000/. Ein großer Teil der Keime (Mikroorganismen und Endotoxine) aus der Tierhaltung stirbt jedoch relativ schnell ab, so dass die Keimkonzentration schon in 200 bis 300 Metern Entfernung kaum noch erhöht ist /GRIMM 2001/. Gesundheitliche Wirkungen lassen sich jedoch nicht ausschließlich auf die Konzentrationen von Partikeln oder Mikroorganismen zurückführen, sondern beruhen vielmehr auf dem komplexen Zusammenspiel von Partikeln und Gasen, aber auch auf vielfältigen Umwelteinflüssen /HARTUNG 2002b/. Es besteht noch erheblicher Forschungsbedarf „hinsichtlich der Emission, Ausbreitung und Wirkung von Bioaerosolen und deren Bewertung hinsichtlich des Gesundheitsschutzes“ /GRIMM 2001/. Physikalische, chemische und mikrobiologische Eigenschaften sollten - auch im Vergleich zu städtischen Bioaerosolen - bestimmt werden, um die Exposition der ländlichen Bevölkerung einschätzen zu können /ICC & SRI 2000/.

III. Welche Zusammenhänge bestehen zwischen der Exposition der Bevölkerung (Immission) und der Partikelemission durch die Landwirtschaft?

Die Relevanz der landwirtschaftlichen Emissionen wird dadurch verringert, dass sie in Gebieten geringer Bevölkerungsdichten und meist eher entfernt von Bevölkerungszentren auftreten. Der Beitrag zur Belastung der Bevölkerung ist somit im Vergleich zu Emissionen durch Verkehr oder städtische Quellen geringer. Der Anteil der diffusen Emission, welche die Quellregion verlässt, ist jedoch hoch variabel und abhängig von der Depositionsrate und der Höhe der atmosphärischen Durchmischung. Partikelgröße und -dichte, Windgeschwindigkeit, Stabilität der meteorologischen Verhältnisse und die Rauigkeit der Landschaft stellen weitere Einflussgrößen dar /COUNTESS 2001/. Eine quantitative Aussage über den Anteil, der in der Luft verbleibt, kann somit nur schwer getroffen werden. Die Depositionsraten von PM_{10}

sind gewöhnlich etwa doppelt so hoch wie die von $PM_{2,5}$. Über lange Distanzen (über 30 km) wird PM_{10} eher deponiert, während $PM_{2,5}$ bis zu einer Auswaschung durch Niederschlag beständig ist (/COUNTESS 2001/, /ICC & SRI 2000/). In Waldgebieten ist die Deposition deutlich erhöht, während in offenen aber auch in städtischen Gebieten ein höherer Anteil in der Luft verbleibt. Sekundär gebildete Partikel unterliegen nicht der Sedimentation und weisen hierdurch eine lange Verweildauer in der Atmosphäre auf /DÄMMGEN 2002/.

In Hinblick auf die Relevanz der Partikelemissionen durch die Landwirtschaft darf die zeitliche Variabilität der Emissionen nicht vernachlässigt bleiben. In trockenen Perioden des Jahres können die Emissionen der Landwirtschaft konzentriert auftreten (z.B. zur Erntezeit). Da nach der EU-Richtlinie 1999/30/EG ein Grenzwert von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nur an 35 Tagen überschritten werden soll /EG 1999/, könnten den landwirtschaftlichen Emissionen hier eine besondere Rolle zukommen. Des weiteren ist die Variabilität der Emissionen von meteorologischen Faktoren, von der Menge des für die Emission zur Verfügung stehenden Partikelmaterials und der auslösenden Prozesse und Aktivitäten abhängig.

Fazit

Die Frage, welche Fraktionen der Partikel gesundheitsschädigende Wirkungen aufweisen, wird derzeit noch diskutiert. Die Sterblichkeit ist jedoch wahrscheinlich signifikant von der Exposition durch $PM_{2,5}$ abhängig. Der Zusammenhang zwischen PM_{10} -Konzentration und Sterblichkeit ist vermutlich weniger stark ausgeprägt. Die Konzentration von Gesamtpartikeln (PM) scheint keinen Einfluss auf die Sterblichkeit aufzuweisen.

Ob die durch die Landwirtschaft emittierten Partikel stärker gesundheitsschädigende Wirkung aufweisen, als Partikel aus anderen Quellen, ist noch unzureichend erforscht.

Die Relevanz der Partikelemissionen durch die Landwirtschaft ist im Vergleich zu der Relevanz der Emissionen anderer Sektoren eher geringer einzustufen, da die landwirtschaftlichen Emissionen vornehmlich in Gebieten mit geringen Bevölkerungsdichten generiert werden. Die hohe Variabilität der Depositionsraten von Partikeln wie auch die zeitliche Variabilität der Emissionen durch die Landwirtschaft erlauben jedoch auch hier keine endgültige Bewertung.

3.6.2 Relevanz der Emissionen von Vorläufersubstanzen durch die Landwirtschaft

IV. Welchen Einfluss üben die Vorläufersubstanzen auf die Immissionskonzentrationen von Partikeln auf ?

Durch Messungen in Berlin wurde der Massenanteil der Ionen SO_4^{2-} , NO_3^- und NH_4^+ an den Immissionskonzentrationen für $PM_{2,5}$ mit etwa 40 % bestimmt. Für PM_{10} betragen die Anteile dieser Ionen etwa 1/3 der Immission /ISRAËL 1992/. Ähnliche Massenanteile wiesen /KUHLEBUSCH 2000/ nach: 33 % bis 50 % für $PM_{2,5}$ und ca. 33 % für PM_{10} . Messungen in Baden-Württemberg ergaben Anteile von 47% (städtische Messstation) und 43 % (ländliche Station) für PM_{10} sowie 54 % bzw. 43 % für $PM_{2,5}$ /UMEG 1997/.

Ammonium, Nitrat und Sulfat als Bestandteile sekundär gebildeter Partikel weisen somit einen großen Einfluss auf die mittleren immissionsseitigen Partikelkonzentrationen – insbesondere für $PM_{2,5}$ - auf. Auch in Zeiträumen erhöhter Partikelkonzentration liefern diese Bestandteile einen beträchtlichen Beitrag /KUHLEBUSCH 2000/.

V. Welche Bedeutung besitzt die Landwirtschaft hinsichtlich der Bildung von sekundären Partikeln aus Vorläufersubstanzen?

Wie in dieser Untersuchung gezeigt werden konnte, trägt die Landwirtschaft im Vergleich zu anderen Sektoren in Baden-Württemberg zu den Emissionen von SO_2 und NO_x nicht wesentlich bei, dominiert jedoch die Emission von NH_3 (vgl. Kap. 3.5).

Nach /DÄMMGEN 2002/ stellt die Verfügbarkeit von atmosphärischem NH_3 den bestimmenden Faktor in der Bildung und / oder dem Wachstum von Partikeln dar. So könnte die jährliche Variabilität der Konzentration von $\text{PM}_{2,5}$ -Ammoniumsalzen (Maximum in Zeiten der Düngemittelausbringung) mit unterschiedlichen NH_3 -Konzentrationen in Zusammenhang stehen. Eine wichtige Rolle spielt hier die regionale Zusammensetzung der Atmosphäre. Unterschiede in der Konzentration von $\text{PM}_{2,5}$ -Ammoniumsalzen zwischen Wald- und Ackerflächen waren in den Untersuchungen von /DÄMMGEN 2002/ in den Monaten März und April (Spitzen der Ausbringung von Düngemitteln) am größten, was den großen Einfluss regionaler NH_3 -Quellen unterstreicht.

Fazit

Die Vorläufersubstanzen Ammonium, Nitrat und Sulfat weisen einen großen Einfluss auf die Immissionskonzentrationen von Partikeln auf. Da die Verfügbarkeit von NH_3 die Bildung sekundärer Partikel kontrolliert und da der weitaus größte Teil der NH_3 -Emission durch die Landwirtschaft verursacht wird, kommt der Landwirtschaft eine bedeutende Rolle hinsichtlich der Bildung sekundärer Partikel und somit auch der Belastung der Bevölkerung durch $\text{PM}_{2,5}$ (und PM_{10}) zu.

3.7 Forschungsbedarf: Datenbasis und Relevanz

Im Laufe der Untersuchung konnte in einigen Teilbereichen noch Forschungsbedarf festgestellt werden. Die offenen Fragen, welche mittels zukünftiger Untersuchungen beantwortet werden sollten, umfassen Wissenslücken im Bereich der Datenbasis sowie Unklarheiten hinsichtlich der Relevanz der Emissionen aus der Landwirtschaft.

Qualität der Datenbasis

Die Qualität der Datenbasis ist für alle der Landwirtschaft vorgelagerten Prozesse für alle Parameter als gut bis sehr gut zu bezeichnen (vgl. Kap. 3.4). Auch für die direkten Prozesse der Landwirtschaft besteht bei den Vorläufersubstanzen kein Forschungsbedarf. Insgesamt ist die Datenqualität für 92 % der untersuchten Einzelwerte ausreichend, lediglich im Bereich der Partikelemissionen sollte für drei Prozesse die Qualität der Datenbasis durch weitere Forschungsarbeiten erhöht werden:

- Tierhaltung: Die Datenbasis zur Bestimmung der Partikelemissionen sollte nach verschiedenen Fütterungsverfahren, Haltungsverfahren bzw. Stalltypen oder Einstreumaterialien weiter differenziert werden. Auch Partikelemissionen durch die Tierhaltung auf der Weide sollten näher untersucht werden
- Winderosion und Bodenbearbeitung: Die Datenbasis der Emissionsfaktoren für Partikel sollte durch weitere Untersuchungen verbessert werden

Für einige Prozesse und Parameter wurde die Datenqualität als befriedigend eingestuft. Weitere wünschenswerte Forschungsarbeiten sollten deshalb folgende Aspekte betrachten:

- Die Datenqualität zur Bestimmung der Partikelemissionen durch die Nutzung von Straßen und Feldwegen sollte erhöht werden
- Die Qualität der Datenbasis zur Bestimmung der eingesetzten Treibstoffmenge sollte verbessert werden
- Untersuchungen der Partikelemissionen durch Bodenbearbeitung sollten differenziert nach verschiedenen Bearbeitungs- und Erntevorgängen durchgeführt werden
- Im Bereich der Tierhaltung sollten belastbare Angaben zu den Anteilen verschiedener Tierhaltungs- und Entmistungsverfahren zur Verfügung stehen. Auch die derzeitige Verbreitung emissionsreduzierender Ausbringungs- und Lagerungsverfahren für Wirtschaftsdünger beruht bislang nur auf Expertenschätzungen

Relevanz der landwirtschaftlichen Emissionen

Die gesundheitlichen Auswirkungen der Emissionen der Landwirtschaft sind noch unzureichend untersucht. Eine Charakterisierung der landwirtschaftlichen Partikel hinsichtlich ihrer Zusammensetzung sowie ein Vergleich mit „städtischen“ Partikeln sollte angestrebt werden. Insbesondere durch biologische Bestandteile der Partikel könnten allergene oder toxische Wirkungen auftreten. Zur Klärung der Relevanz der Emissionen der Landwirtschaft muss die immissionsseitige Bedeutung der Partikel aus der Landwirtschaft näher untersucht werden.

Weiterer Forschungsbedarf besteht auch hinsichtlich der Bildungsmechanismen von sekundären Partikeln. Hier ist insbesondere die Rolle von NH_3 für die Ableitung von effektiven Minderungsmaßnahmen zu bestimmen.

4 Analyse von Minderungsmaßnahmen

Mit der Quantifizierung aller Quellen, dem Vergleich mit anderen Sektoren in Baden-Württemberg und der Betrachtung der Relevanz der landwirtschaftlichen Emissionen zeigt sich, dass Minderungsmaßnahmen in der Landwirtschaft Baden-Württembergs insbesondere für die Parameter PM_{10} , PM und NH_3 eine große Wirkung aufweisen.

Es wurden daher für diese Parameter (und für $PM_{2,5}$) Minderungsmaßnahmen abgeleitet, quantifiziert und deren Potenziale ermittelt. Für die Parameter SO_2 , NO_x und NMHC wurden ebenfalls Minderungsmaßnahmen identifiziert; auf Grund der untergeordneten Bedeutung der Landwirtschaft jedoch nicht quantifiziert.

Die abgeleiteten Minderungsmaßnahmen umfassen sowohl parameter- und prozessspezifische Minderungsmaßnahmen aber auch komplexere Möglichkeiten der Emissionsreduktion und sind im Anhang C ausführlich erläutert. In den folgenden Abschnitten werden die quantifizierten Minderungsmaßnahmen kurz dargestellt und deren Potenziale aufgezeigt.

4.1 Ableitung und Quantifizierung der Minderungsmaßnahmen

Die für die Emissionen von Partikeln und NH_3 abgeleiteten und ausgewählten Minderungsmaßnahmen wurden quantifiziert (vgl. Anhang C) und werden hier in Bezug auf die Emissionen der Landwirtschaft dargestellt.

Eine deutliche Minderung der Partikelemissionen der Landwirtschaft kann durch die abgeleiteten Minderungsmaßnahmen vor allem im Bereich der Tierhaltung erreicht werden. Effiziente Maßnahmen stellen hier die Modifikation von Futtermitteln und der Einsatz von Filtersystemen dar (Abb. 19 bis Abb. 21). Ebenso stehen für die Bodenbearbeitung, Ernte und Winderosion Minderungsmaßnahmen zur Verfügung. Insbesondere zur Reduktion der Emission von $PM_{2,5}$ durch die Landwirtschaft ist auch der Einsatz von Partikelfiltern bei Schleppern eine äußerst empfehlenswerte Maßnahme.

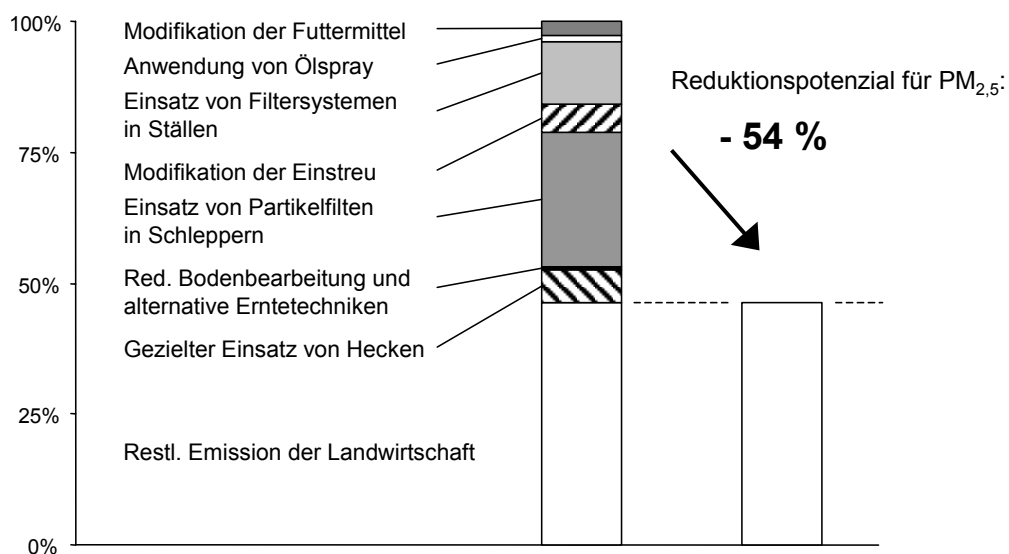


Abb. 19: Minderungsmaßnahmen für die Emission von $PM_{2,5}$ durch die Landwirtschaft in Baden-Württemberg in Bezug auf die Emissionen der Landwirtschaft in Baden-Württemberg

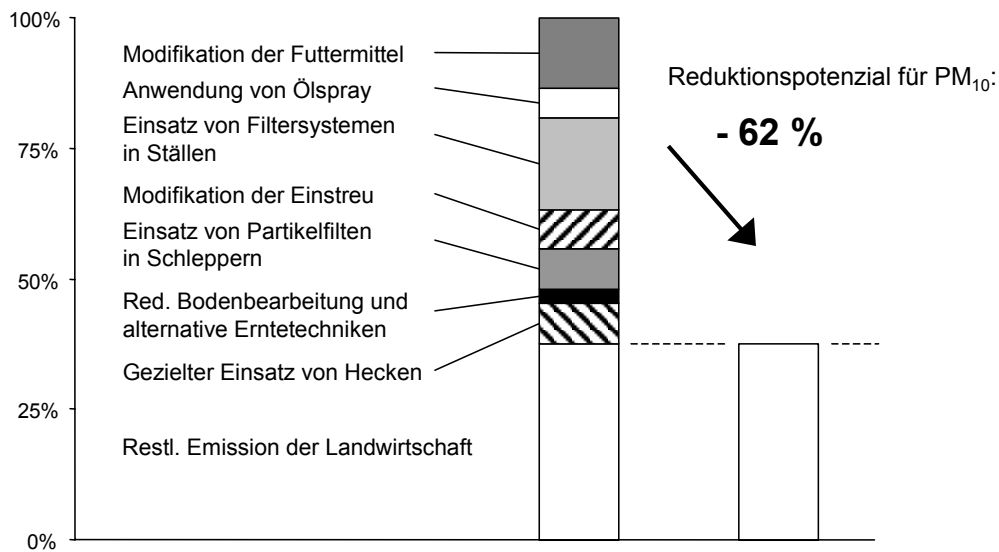


Abb. 20: Minderungsmaßnahmen für die Emission von PM_{10} durch die Landwirtschaft in Baden-Württemberg in Bezug auf die Emissionen der Landwirtschaft in Baden-Württemberg

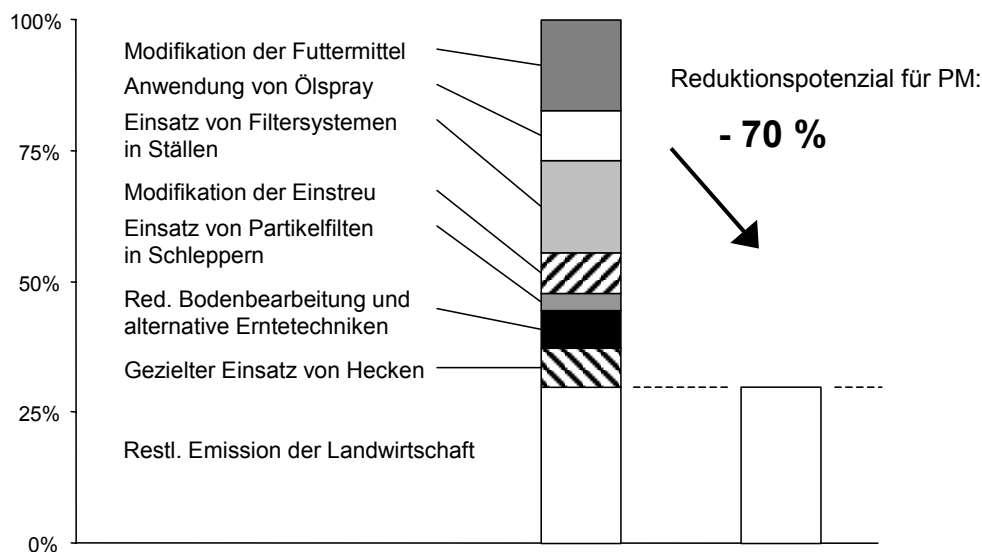


Abb. 21: Minderungsmaßnahmen für die Emission von PM durch die Landwirtschaft in Baden-Württemberg in Bezug auf die Emissionen der Landwirtschaft in Baden-Württemberg

Zur Minderung der NH_3 -Emission der Landwirtschaft können die ausgewählten Maßnahmen im Bereich der Tierhaltung insgesamt zu einer Reduktion von etwa 14 % führen (Abb. 22). Die feste Abdeckung der Lagerbehälter ermöglicht Minderungen um 4 %. Die Maßnahmen zur Reduktion der NH_3 -Emission bei bzw. nach der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern können eine Minderung um 22 % ermöglichen.

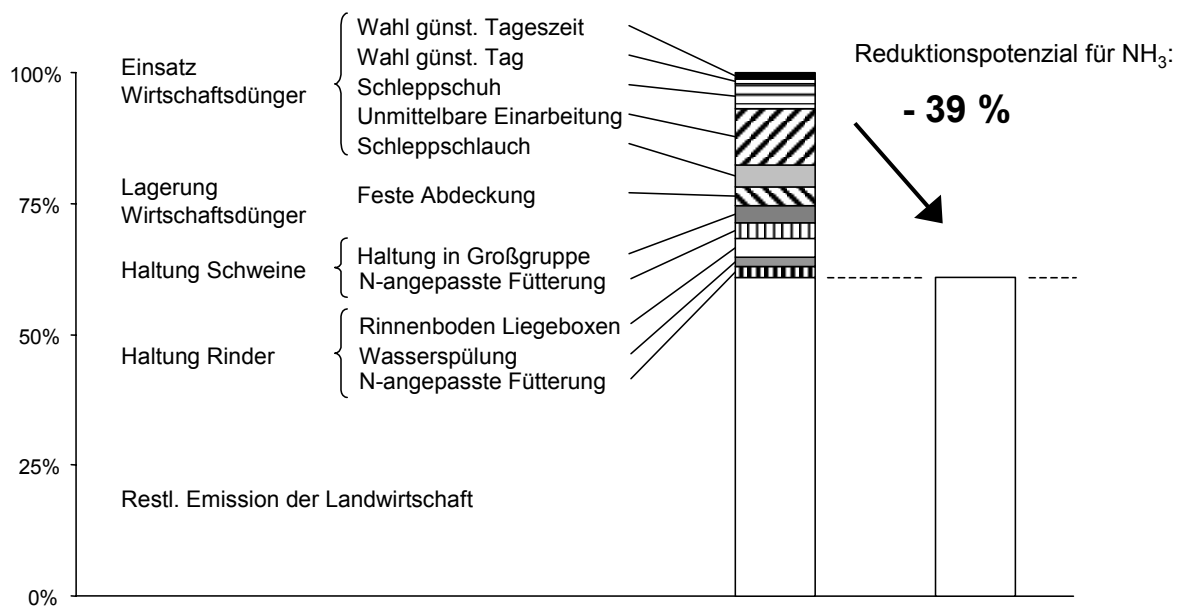


Abb. 22: Minderungsmaßnahmen für die Emission von NH₃ durch die Landwirtschaft in Baden-Württemberg in Bezug auf die Emissionen der Landwirtschaft in Baden-Württemberg

4.2 Potenziale der Minderungsmaßnahmen

Die Potenziale der abgeleiteten Minderungsmaßnahmen stellen sich in Hinblick auf die gesamten Emissionen aller Sektoren in Baden-Württemberg sehr unterschiedlich dar.

Für die PM-Emission kann ein hohes Potenzial zur Minderung der Gesamtemissionen durch Reduktionsmaßnahmen in der Landwirtschaft festgestellt werden (Abb. 23). Die Möglichkeiten zur Reduktion der PM₁₀-Emission haben geringere Effekte zur Folge. Im Bereich der PM_{2,5}-Emission spiegelt sich der geringe Anteil der landwirtschaftlichen Emission an der Gesamtemission in Baden-Württemberg auch in äußerst geringen Minderungspotenzialen wider.

Die möglichen NH₃-Emissionsminderungen weisen in Bezug auf die gesamten Emissionen ein hohes Reduktionspotenzial auf (Abb. 23). Keine der betrachteten Minderungsmaßnahmen kann jedoch alleine zu einer großen Emissionsreduktion beitragen (vgl. Kap. 4.1). Viele Maßnahmen verlangen technische Um- oder Einbauten bzw. Änderungen organisatorischer Art im Betrieb. Die unmittelbare Einarbeitung der ausgebrachten Wirtschaftsdünger stellt eine wirksame Maßnahme dar, die auch das größte Reduktionspotenzial aufweist.

Die betrachteten Minderungsmaßnahmen wurden in dieser Studie aus ökologischer Sicht abgeleitet. Es bedarf jedoch weiterer Betrachtungen, um zur Umsetzung geeignete Maßnahmen auszuwählen. Neben ökonomischen Kriterien sollten hier auch die sozialen und politischen Konfliktpotenziale der Maßnahmen sowie mögliche weitere Umsetzungshemmnisse berücksichtigt werden.

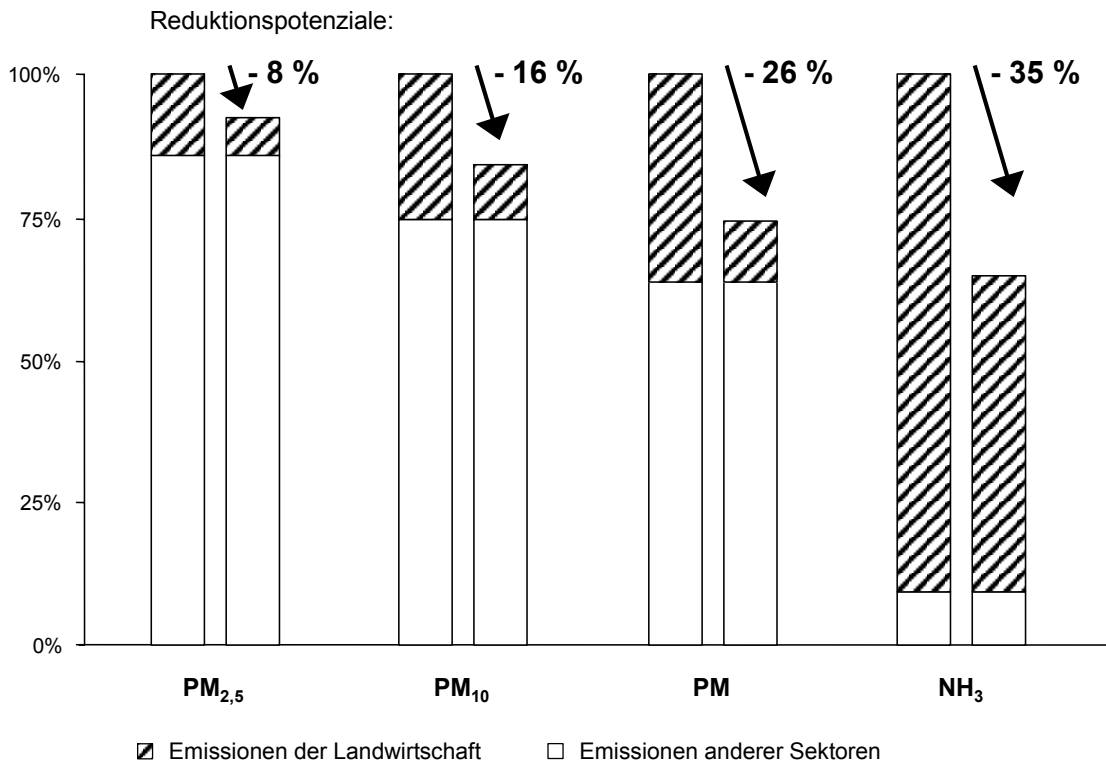


Abb. 23: Emissionen von Partikeln und NH₃ durch die Landwirtschaft und andere Sektoren in Baden-Württemberg sowie Reduktionspotenziale der abgeleiteten Minderungsmaßnahmen für die Landwirtschaft

4.3 Forschungsbedarf im Bereich Minderungsmaßnahmen

Maßnahmen zur Minderung der Emissionen von Partikeln

Viele Maßnahmen zur Minderung der Partikelemissionen können quantifiziert werden, in einigen Bereichen ist eine exakte Quantifizierung jedoch noch nicht möglich. Ursache hierfür sind zunächst die in einigen Bereichen eher undifferenziert vorliegenden Daten zur Bilanzierung der Emissionen von Partikeln durch die Landwirtschaft (vgl. Kap. 3.7).

Die folgenden Minderungsmaßnahmen sollten hinsichtlich ihrer Effizienz zur Reduktion der Partikelemission, aber auch ihrer Anwendbarkeit in der Praxis weiter optimiert werden:

- Modifikationen von Futtermitteln in der Tierhaltung
- Anwendung von Öl oder anderen Flüssigkeiten als Spray in Ställen
- Modifikationen bzw. Nutzung von Einstreumaterial in Ställen
- Anpassung des Maschineneinsatzes an meteorologische Verhältnisse
- Gezielter Einsatz von Hecken und strategische Platzierung von Vegetation

Maßnahmen zur Minderung der Emission von NH₃

Für die Reduktion der NH₃-Emission stehen zahlreiche Maßnahmen zur Verfügung, die größtenteils auch quantifiziert sind. Probleme ergeben sich hier vor allem in der Auswahl der geeigneten Maßnahmen, ihrer praktischen Umsetzung und der Kontrolle der Umsetzung. Vielen leicht kontrollierbaren Maßnahmen mit hohen Kosten stehen wenige kostengünstige, allerdings schwer kontrollierbare Maßnahmen gegenüber /OSTERBURG 2002/.

In Zukunft sollten auch verstärkt Minderungsmöglichkeiten struktureller Art untersucht und quantifiziert werden. /OSTERBURG 2002/ verweist in diesem Zusammenhang insbesondere auf mögliche Potenziale einer Ausweitung der Weidehaltung. Auch die Auswirkungen einer Umstrukturierung der Landwirtschaft hin zu einer ökologisch ausgerichteten Bewirtschaftungs- und Tierhaltungsweise sollten hinsichtlich möglicher Reduktionspotenziale für NH₃-Emissionen mehr Berücksichtigung finden.

5 Zusammenfassung und Ausblick

5.1 Analyse der Emissionen

Der Überblick über die Gesamtergebnisse zeigt, dass für alle Parameter außer SO_2 mehr als die Hälfte der Emissionen der Landwirtschaft innerhalb Baden-Württembergs generiert werden. Insbesondere für PM_{10} , PM und NH_3 sind die Anteile der Emission innerhalb Baden-Württembergs dominant. Bei Betrachtung der Emissionen in Baden-Württemberg kommt man zu folgendem Ergebnis:

- Die Partikelemissionen durch die Landwirtschaft werden vor allem durch die Tierhaltung verursacht. Weitere bedeutende Quellen sind die Winderosion und die Bodenbearbeitung. Für $\text{PM}_{2,5}$ trägt auch die Nutzung von Treibstoff deutlich zu den Emissionen bei.
- Die Unsicherheiten bei der Bestimmung der Partikelemissionen können insbesondere für die Prozesse Winderosion und Bodenbearbeitung im Bereich einer Größenordnung liegen.
- Die Emission von NH_3 wird weitgehend durch Lagerung und Einsatz von Wirtschaftsdüngern sowie die Tierhaltung verursacht.
- Die Bereitstellung von Energie verursacht den größten Teil der SO_2 -Emission durch die Landwirtschaft Baden-Württembergs, die Nutzung von Treibstoff dominiert die Emissionen von NO_x und NMHC.

Auch für die Emissionen in Deutschland, Europa und die Gesamtemissionen (weltweit) stellt sich die Tierhaltung als bedeutender Bereich dar. Weitere wichtige Quellen sind die Bereitstellung von Mineraldüngern ($\text{PM}_{2,5}$, SO_2 , NO_x), die Nutzung von Treibstoff ($\text{PM}_{2,5}$, NO_x , NMHC) sowie die Lagerung und der Einsatz von Wirtschaftsdüngern (NH_3).

Bei der Bestimmung der Partikelemissionen durch Winderosion, Bodenbearbeitung und Ernte treten Unsicherheiten auf, wodurch eine abschließende Beurteilung der Bedeutung dieser Prozesse erschwert wird. Tendenziell können Winderosion und Bodenbearbeitung deutlich zu den Partikelemissionen beitragen, durch weitere Untersuchungen müssen die Emissionen dieser Prozesse jedoch noch genauer bestimmt werden.

5.2 Interpretation und Minderungsmaßnahmen

Vergleich der Landwirtschaft mit anderen Sektoren

Stellt man die Emissionen in Baden-Württemberg, die durch die Landwirtschaft verursacht werden, denen anderer Sektoren in Baden-Württemberg gegenüber, zeigt sich Folgendes:

- Der Beitrag der Landwirtschaft zu den gesamten Emissionen in Baden-Württemberg ist für die Parameter NH_3 , PM_{10} und PM mit rund 90 %, 30 % bzw. 40 % beachtlich.
- Für NH_3 und die Gesamtpartikel (PM) stellt die Landwirtschaft die größte Quelle dar.
- Die Landwirtschaft steuert bei SO_2 , NO_x und NMHC lediglich geringe Anteile bei.

Relevanz der landwirtschaftlichen Emissionen

Zur Beurteilung der Relevanz der landwirtschaftlichen Emissionen haben sich drei Punkte als beachtenswert erwiesen:

- Die Frage, welche Fraktionen der Partikel gesundheitsschädigende Wirkungen aufweisen wird derzeit noch diskutiert, mit großer Sicherheit ist die Sterblichkeit von der $PM_{2,5}$ -Exposition abhängig. Für PM_{10} ist die Abhängigkeit vermutlich weniger stark ausgeprägt
- Ob die durch die Landwirtschaft emittierten Partikel im Vergleich zu Partikeln anderer Quellen ein höheres Gefährdungspotenzial aufweisen, ist noch unzureichend erforscht
- Der Landwirtschaft kommt eine große Bedeutung hinsichtlich der Bildung sekundärer Partikel und somit auch der Belastung durch $PM_{2,5}$ (und PM_{10}) bei, da die Verfügbarkeit von atmosphärischem NH_3 den bestimmenden Faktor in der Bildung und / oder dem Wachstum von Partikeln darstellt und die Landwirtschaft die Emission von NH_3 dominiert

Minderungsmaßnahmen

Durch die abgeleiteten Minderungsmaßnahmen kann eine deutliche Reduktion der Partikelemissionen durch die Landwirtschaft erreicht werden:

- Durch Maßnahmen im Bereich der Tierhaltung können die landwirtschaftlichen Emissionen von Partikeln - je nach Parameter - um etwa 20 % bis 50 % gesenkt werden.
- Der Einsatz von Partikelfiltern für Schlepper kann zu einer deutlichen Reduktion (25 %) der $PM_{2,5}$ -Emission der Landwirtschaft beitragen.

Hinsichtlich des Minderungspotenzials für die gesamten Partikelemissionen aller Sektoren stellt sich die Situation verschieden dar:

- Für die PM-Emission können noch deutliche Minderungen (rund 26 %) durch Reduktionsmaßnahmen in der Landwirtschaft erzielt werden, wohingegen die Minderungsmaßnahmen für PM_{10} geringere Effekte zur Folge haben.
- Im Bereich der $PM_{2,5}$ -Emission spiegelt sich der geringe Anteil der landwirtschaftlichen Emission an der Gesamtemission in Baden-Württemberg auch in äußerst geringen Minderungspotenzialen (8 %) wider.

Auch für die Emission von NH_3 durch die Landwirtschaft kann durch die abgeleiteten Minderungsmaßnahmen eine Reduktion erreicht werden:

- Maßnahmen im Bereich der Tierhaltung können insgesamt zu einer Reduktion der landwirtschaftlichen Emission um etwa 14 % führen.
- Maßnahmen zur Reduktion der NH_3 -Emission bei bzw. nach der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern können eine Minderung um ca. 22 % ermöglichen.

Da die NH_3 -Emission in Baden-Württemberg überwiegend von der Landwirtschaft verursacht wird, ist hier auch in Bezug auf die gesamten Emissionen aller Sektoren ein hohes Reduktionspotenzial zu verorten. Einschränkend ist festzuhalten, dass keine der betrachteten Maßnahmen alleine zu einer großen Emissionsreduktion beitragen kann und dass viele Maßnahmen technische Um- oder Einbauten bzw. Änderungen organisatorischer Art im Betrieb verlangen.

5.3 Forschungsbedarf

Die Ziele der vorliegenden Studie wurden erreicht: Die angestrebte Bestandsaufnahme der von der baden-württembergischen Landwirtschaft ausgehenden partikelrelevanten Emissionen wurde durchgeführt, Minderungsmaßnahmen konnten abgeleitet und quantifiziert werden. Im Laufe der Untersuchung konnte in einzelnen Teilbereichen noch Forschungsbedarf festgestellt werden. Die offenen Fragen, welche mittels zukünftiger Untersuchungen beantwortet werden sollten, umfassen:

- Wissenslücken im Bereich der Datenbasis

Die Qualität der Datenbasis ist für den weitaus größten Teil (92 %) der untersuchten Einzelwerte ausreichend. Die Datenqualität der Emissionsfaktoren für Partikel in den Bereichen Tierhaltung, Winderosion und Bodenbearbeitung sollte durch weitere Untersuchungen verbessert werden.

- Unklarheiten hinsichtlich der Relevanz der Emissionen aus der Landwirtschaft

Die gesundheitlichen Auswirkungen der Partikelemissionen der Landwirtschaft sind noch nicht ausreichend untersucht. Auch die immissionsseitige Bedeutung der Partikel aus der Landwirtschaft sollte zur Klärung der Relevanz der Emissionen der Landwirtschaft näher untersucht werden. Weiterer Forschungsbedarf besteht vor allem hinsichtlich der Bildungsmechanismen von sekundären Partikeln.

- Forschungsbedarf im Bereich von Minderungsmaßnahmen.

Viele Maßnahmen zur Minderung der Partikelemission können quantifiziert werden, in einigen Bereichen ist eine exakte Quantifizierung jedoch nicht möglich. Verschiedene Reduktionsmaßnahmen sollten hinsichtlich ihrer Effizienz zur Reduktion der Partikelemissionen weiter erforscht werden.

Für die Reduktion der NH_3 -Emissionen stehen zahlreiche Maßnahmen zur Verfügung, die größtenteils auch quantifiziert sind. In Zukunft sollten zusätzlich auch verstärkt Minderungsmöglichkeiten struktureller Art untersucht und quantifiziert werden.

5.4 Ausblick

Im Rahmen dieser Studie wurde erstmals ein Überblick über die durch die baden-württembergische Landwirtschaft verursachten partikelrelevanten Emissionen erstellt.

Alle Teilziele der Untersuchung wurden erreicht und es konnten viele offene Fragen beantwortet werden. So wurde z.B. festgestellt, welche Quellen in der Landwirtschaft in welchem Maße an den landwirtschaftlichen Emissionen beteiligt sind. Die Relevanz der Emissionen der Landwirtschaft im Vergleich zu den Emissionen anderer Sektoren in Baden-Württemberg konnte beurteilt werden. Darüber hinaus wurden effiziente Minderungsmaßnahmen abgeleitet und quantifiziert sowie deren Reduktionspotenziale bestimmt. Es konnte aber auch weiterer Forschungsbedarf aufgezeigt werden.

Vorliegende Untersuchung stellt einen wichtigen Beitrag zur Minderung der partikelrelevanten Emissionen und somit zur Minderung des Gesundheitsrisikos der Bevölkerung in Baden-Württemberg dar. Sie hilft zum einen dem politischen Entscheidungsträger, Minderungsmaßnahmen, die sich signifikant auswirken, von anderen zu unterscheiden. Zum anderen kann sie dazu dienen, Schwerpunkte aus der Vielzahl möglicher Untersuchungspunkte für zukünftige Analysen festzulegen.

Inhaltsverzeichnis Anhang

A	Detaillierte Einzelbetrachtung der Prozesse	36
A.1	Bereitstellung von Bioziden	36
A.2	Bereitstellung von Schmiermitteln	37
A.3	Bereitstellung von Futtermitteln	39
A.4	Bereitstellung von Saat- und Pflanzgut	47
A.5	Bereitstellung von Jungvieh	50
A.6	Bereitstellung von Hilfsstoffen	52
A.7	Bereitstellung und Einsatz von Mineraldüngern	56
A.8	Bereitstellung und Nutzung von Energie	60
A.9	Bereitstellung und Nutzung von Treibstoff	62
A.10	Tierhaltung	65
A.11	Lagerung von Wirtschaftsdüngern	72
A.12	Einsatz von Wirtschaftsdüngern	75
A.13	Einsatz von Klärschlamm	79
A.14	Bodenbearbeitung und Ernte	80
A.15	Winderosion	85
A.16	Nutzung von Straßen und Feldwegen	87
A.17	Umschlag von Getreide	91
A.18	Emissionsfaktoren von Transportprozessen	92
B	Bilanztabellen	95
B.1	Gesamtemissionen (weltweit)	95
B.2	Emissionen in Europa	97
B.3	Emissionen in Deutschland	99
B.4	Emissionen in Baden-Württemberg	101
C	Minderungsmaßnahmen	103
C.1	Parameter- und prozessspezifische Maßnahmen	103
C.2	Weitere Minderungsmöglichkeiten	112
C.3	Reduktionspotenziale der Minderungsmaßnahmen	115
D	Glossar / Abkürzungsverzeichnis	117
E	Literaturverzeichnis	118

A Detaillierte Einzelbetrachtung der Prozesse

A.1 Bereitstellung von Bioziden

Einsatzmengen von Bioziden

Detaillierte Angaben zur in Baden-Württemberg eingesetzten Menge von Bioziden konnten nicht gefunden werden. Da die relativen Beiträge der Biozidbereitstellung zu den landwirtschaftlichen Emissionen nur sehr gering sind, wurden die Werte von /LEL 2001/ für Deutschland verwendet und die Absatzmengen in Baden-Württemberg anteilig über die Ackerfläche (7,2 %) nach Angaben aus /STBA 2000/ berechnet.

Tab. A 1: Jährliche Absatzmengen von Bioziden in Deutschland und berechnete Einsatzmengen in Baden-Württemberg. Alle Angaben in t Wirkstoff

Bezug	Herbizide	Fungizide	Insektizide	Sonstige	Gesamt
D 99/00	15.800	9.700	6.100	3.800	35.400
D 00/01	16.600	13.000	2.400	3.200	35.200
BW ¹⁾ 2000	1.200	800	300	300	2.500

Quellen: /LEL 2001/, /STBA 2000/, eigene Berechnungen

1) Anteilig über landwirtschaftlich genutzte Fläche berechnet aus Mittelwerten von 99/00 und 00/01

Emissionsfaktoren der Bereitstellung von Bioziden

Die Emissionsfaktoren der Bereitstellung von Bioziden wurde eigenen Berechnungen entnommen. Für die Abschätzung der Anteile von PM_{2,5} und PM₁₀ an der gesamten Partikelemission wurde auf /ARB 2000/ zurückgegriffen. Die Faktoren umfassen die Herstellung und den Transport der Güter. Die Aufteilung der Emissionen nach den Ortsklassen wurde wie folgt angenommen: 25 % in Baden-Württemberg, 25 % in Deutschland und 50 % in Europa.

Tab. A 2: Emissionsfaktoren für die Bereitstellung von Bioziden. Alle Angaben in g/kg Wirkstoff

PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
0,446	0,808	25,7	16,0	0,160	1,60	3,80

Quellen: /ARB 2000/, eigene Berechnungen

Emissionen der Bereitstellung von Bioziden

Unter Berücksichtigung der geringen Anteile an den gesamten Emissionen der Landwirtschaft in Baden-Württemberg (max. 2 % für alle Parameter und Ortsklassen) kann die Qualität der Datenbasis für die Bereitstellung von Bioziden als ausreichend bezeichnet werden.

Tab. A 3: Emissionen der Bereitstellung von Bioziden nach Ortsklassen. Alle Angaben in t/a

Ortsklasse	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Weltweit	1,13	2,05	65,2	40,6	0,406	4,06	9,64
Europa	1,13	2,05	65,2	40,6	0,406	4,06	9,64
Deutschland	0,566	1,02	32,6	20,3	0,203	2,03	4,82
Baden-Württemberg	0,283	0,512	16,3	10,1	0,101	1,01	2,41

A.2 Bereitstellung von Schmiermitteln

Einsatzmengen von Schmiermitteln

Die Einsatzmengen an Hydraulik-, Getriebe- und Motoröl sind in Tab. A 5 zusammengefasst und wurden über verschiedene Angaben zu den je Fahrzeug benutzten Ölmenge und Wechselintervallen (Tab. A 4) abgeschätzt. Die Anzahl der jährlichen Ölwechsel wurde aus der durchschnittlichen Nutzungsdauer pro Jahr berechnet (280 h für Schlepper, 150 h für Mähdrescher nach /LAMBRECHT 2001/). Die Anzahl der Schlepper und Mähdrescher wurde aus Angaben der /STBA 1997/ über den Anteil der LNF⁵ Baden-Württembergs an der LNF Deutschlands (8,7 %) abgeleitet. Die Menge der in Baden-Württemberg in der Landwirtschaft eingesetzten Bremsflüssigkeit wurde ebenso abgeschätzt. Kühlerschutzmittel bestehen nahezu ausschließlich aus Wasser und sind bezüglich der Emissionen als nicht relevant einzuschätzen, deshalb wurden sie hier nicht untersucht. Zur Umrechnung der Mengen von Liter auf kg wurde eine Dichte von 0,835 kg/l angenommen.

Tab. A 4: Wechselintervalle und Mengen von Schmiermitteln für Schlepper und Mähdrescher. Angaben der Wechselintervalle in h, der Mengen in l

Fahrzeug	Motorenöl		Getriebeöl		Hydrauliköl		Bremsflüssigkeit	
	Intervall	Menge	Intervall	Menge	Intervall	Menge	Intervall	Menge
Traktoren (25 - 110 kW)	150-400	3,5-20	500-1500	20-80	500-1500	20-80	k.A.	k.A.
Fendt 900 Vario Schlepper	250-500	k.A.	k.A.	k.A.	2000	65	k.A.	k.A.
Schlepper	250	12	2000	40	2000	40	k.A.	k.A.
Futter-Mischwagen	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	1,5
Schlepper*	250	12	2000	40	2000	40	420	1,5
Mähdrescher*	400	20	1500	80	1500	80	225	3

Quellen:/AGRARNET 2002/, /AMMANN 2002/, /DLG 1998/, /FENDT 2002/, eigene Annahmen
* Werte für die Berechnung

Es ergibt sich somit ein jährlicher Gesamtverbrauch von 2.700.000 Litern Schmiermittel und 122.000 Litern Bremsflüssigkeit in Baden-Württemberg (Tab. A 5). Wenn man die Menge an eingesetzten Schmiermitteln als 2 % des Dieserverbrauchs annimmt, errechnet sich eine Menge von 2.670.000 Litern Schmiermitteln (Eingesetzte Dieselmenge in Baden-Württemberg: vgl. Kap. A.9), was die obige Rechnung bestätigt.

Tab. A 5: Jährliche Einsatzmenge von Schmiermitteln und Bremsflüssigkeit in Baden-Württemberg. Alle Angaben in l/a

	Fahrzeugart	Motoröl	Getriebeöl	Hydrauliköl	Bremsflüssigkeit
Menge je Fahrzeug	Schlepper	13,4	5,60	5,60	1,00
	Mähdrescher	7,50	8,00	8,00	2,00
Menge der gesamten Fahrzeug-Flotte	Schlepper	1.320.000	551.000	551.000	98.300
	Mähdrescher	87.500	93.300	93.300	23.300
Gesamtverbrauch		1.410.000	644.000	644.000	122.000

⁵ LNF: Landwirtschaftliche Nutzfläche

Emissionsfaktoren der Bereitstellung von Schmiermitteln

Die Emissionsfaktoren beruhen auf eigenen Berechnungen /IFEU 2002/. Es wird angenommen, dass alle Schmiermittel auf Mineralöl basieren, eine Nutzung von Silikon-basierten Produkten wird nicht berücksichtigt. Die Emissionsfaktoren umfassen die Herstellung und die Distribution und wurden auch für Bremsflüssigkeit verwendet. Die Anteile von PM_{2,5} und PM₁₀ an PM wurden /ARB 2000/ entnommen. Die Anteile der Ortsklassen wurde auf Grund der äußerst geringen Bedeutung der Emissionen dieses Prozesses abgeschätzt: 25 % in Baden-Württemberg, 50 % in Deutschland und 100 % in Europa.

Tab. A 6: Emissionsfaktoren für die Bereitstellung von Schmiermitteln und Bremsflüssigkeit. Alle Angaben in g/kg Schmierstoff

PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
0,0611	0,0671	1,67	1,060	0,000300	0,110	1,23

Quellen: /ARB 2000/, eigene Berechnungen

Emissionen der Bereitstellung von Schmiermitteln

Die gesamten Emissionen der Bereitstellung von Schmiermitteln und Bremsflüssigkeit sind - differenziert nach Ortsklassen - in Tab. A 7 aufgeführt.

Tab. A 7: Emissionen der Bereitstellung von Schmiermitteln und Bremsflüssigkeit nach Ortsklassen. Alle Angaben in t/a

Ortsklasse	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Weltweit	0,144	0,158	3,93	2,49	0,000706	0,259	2,89
Europa	0,144	0,158	3,93	2,49	0,000706	0,259	2,89
Deutschland	0,0718	0,0790	1,97	1,25	0,000353	0,129	1,45
Baden-Württemberg	0,0359	0,0395	0,983	0,624	0,000177	0,0647	0,724

Unter der Annahme, es würden doppelt so viele Mengen an Schmiermitteln und Bremsflüssigkeit eingesetzt als angenommen, überschreiten die Anteile der Schmiermittelbereitstellung an den gesamten Emissionen durch die Landwirtschaft für alle Parameter und für alle Ortsklassen nicht 3%. Auf Grund der äußerst geringen Beiträge der Schmiermittelbereitstellung zu den Emissionen der Landwirtschaft ist die Genauigkeit der vorgenommenen Abschätzung somit als höchst ausreichend zu bewerten.

A.3 Bereitstellung von Futtermitteln

Einsatzmengen und Herkunft von Futtermitteln

Eigenangebaute Futtermittel

Hierunter fallen: Maissilage, Grassilage, Heu, Grünfutter u.ä. Futtermittel wie z.B. Getreide-Ganzpflanzensilage. Die Emissionen durch die Bereitstellung dieser Futtermittel sind schon in anderen Prozessen enthalten (z.B. unter Bereitstellung und Nutzung von Treibstoff, Bodenbearbeitung und Ernte, Bereitstellung von Saat- und Pflanzgut). Die eigenangebauten Futtermittel werden deshalb hier nicht weiter betrachtet.

Getreide

Nach /LEL 2001/ und /STLA 2001/ betrug die Erntemenge an Getreide (ohne Körnermais) in Baden-Württemberg rund 3.080.000 t. Davon wurden etwa 46 % verkauft, in Deutschland liegt dieser Anteil bei rund 68 %. Laut /LEL 2001/ werden bundesweit etwa 3,3 % des im Inland verwendeten Getreides als Saatgut genutzt; 10,2 % gehen in die Industrie; 23,5 % dienen als Nahrungs- und 59,9 % als Futtermittel. Nach /LEL 2001/ ist der Anteil des Getreides, der in Baden-Württemberg zu Futterzwecken Verwendung findet, wegen des höheren Anteils an Futterbau- und Veredelungsbetrieben höher als auf Bundesebene und wird deshalb auf 70 % geschätzt. Abnehmer des Getreides waren in Baden-Württemberg (im Wirtschaftsjahr 1999/2000) der Erfassungshandel (30,5 % Privater Landhandel, 53,8 % Genossenschaften) und die Verarbeitungsbetriebe (12,2 % Mühlen, 3,5 % Sonstige). Auf Grund dieser Angaben wird davon ausgegangen, dass in Baden-Württemberg 49 % des produzierten Getreides auf dem Hof verbleiben und innerbetrieblich als Futtermittel eingesetzt werden (entweder direkt im Trog oder als Komponente im Mischfutter) und 5 % als Saatgut verwendet werden (in Baden-Württemberg ist der Anteil von eigenerzeugtem Saatgut höher als im Bundesdurchschnitt /BDS 2002/). Da angenommen wurde, dass in Baden-Württemberg insgesamt 70 % der gesamten Produktion verfüttert werden, beträgt der Anteil des Getreides, der verkauft und wiederum als Futtermittel eingesetzt wird (z.B. in Mischfuttermitteln) 21 %. Des weiteren wurde von einem überregionalen Getreidetransport mit folgenden Transportentfernungen ausgegangen: 200 km mit einem 40-t-LKW und 20 km mit einem 7,5-t-LKW (regional).

Ölsaaten, -schrote

Angaben über die Produktion, die Einfuhr und Ausfuhr von Ölsaaten bzw. -schroten stehen für Deutschland 2000 zur Verfügung (Tab. A 8). Sojaschrot wird nach /SCHWARTING 2002/ zu 25 % an Geflügel, zu 45 % bis 50 % an Schweine und zu 25 % bis 30 % an Rinder verfüttert. Rapsschrot wird zu 20 % an Schweine und zu 80 % an Rinder verfüttert. Der Futtermiteinsatz konnte somit anteilig für Baden-Württemberg über den Anteil am gesamten Tierbestand in Deutschland (bezogen auf GV⁶) berechnet werden (Tab A 9; zum Tierbestand in Baden-Württemberg vgl. Kap. A.10).

⁶ GV: Großvieheinheit (1 GV = 500 kg Tiermasse)

Tab. A 8: Verarbeitung, Produktion, Einfuhr und Ausfuhr von Ölschrotten und Ölsaaten in Deutschland (2000). Alle Angaben in t/a

		Verarbeitung	Einfuhr	Ausfuhr	
Ölsaaten	Sojabohnen	3.693.000	3.851.000	9.000	
	Raps / Rübsen	4.354.000	1.395.000	734.000	
	Sonnenblumenkerne	342.000	283.000	66.000	
	andere	349.000	368.000	82.000	
	Summe	8.738.000	5.912.000	891.000	
		Produktion	Einfuhr	Ausfuhr	Verbleib Inland
Ölschrote	Sojaschrot	2.964.000	1.956.000	1.295.000	3.625.000
	Rapsschrot	2.496.000	349.000	1.142.000	1.703.000
	Sonnenblumenschrot	186.000	198.000	63.000	321.000
	andere	193.000	624.000	117.000	700.000
	Summe	5.839.000	3.127.000	2.617.000	6.349.000

Quellen: /UFOP 2002a/, /UFOP 2002b/, eigene Berechnungen

Tab A 9: Tierbestände in Deutschland und Baden-Württemberg (1999). Angaben in GV und gerundet

	Rinder	Schweine	Geflügel	Summe
Tierbestand Baden-Württemberg	1.000.000	327.000	24.200	1.350.000
Tierbestand Deutschland	11.600.000	3.730.000	493.000	15.800.000
Anteil Baden-Württemberg	8,7 %	8,7 %	4,9 %	8,7%

Quelle: /KTBL 2001/, /STBA 2000/

Soja

Im Jahr 2000 wurden in Deutschland 3.625.000 t Sojaschrot verfüttert (Tab. A 8). Der Verbrauch in Baden-Württemberg wird zunächst anteilig über den Tierbestand und den tierartenabhängigen Anteil berechnet (7,77 %) und beträgt somit 282.000 t Sojaschrot.

Von der in Deutschland verfütterten Menge Schrot werden 661.000 t direkt als Schrot importiert (ca. 18% der verfütterten Menge) und 2.964.000 t (ca. 82 %) werden als Bohnen importiert. Für Baden-Württemberg ergibt dies somit Importe von 230.400 t als Bohnen und 51.400 t als Schrot. 31,4 % des Schrots stammt aus EU-Ländern /UFOP 2002a/.

Die Emissionsfaktoren für die Bereitstellung wurde eigenen Berechnungen entnommen /IFEU 2002/. Es wurde davon ausgegangen, dass 10 % der importierten Bohnen in Baden-Württemberg gepresst bzw. extrahiert werden.

Die Transporte zum Landwirt wurden wie folgt abgeschätzt: Für die gesamte Menge des Sojaschrots wurden 10.000 km Seetransport und 500 km Transport mit einem Binnenschiff veranschlagt. Bei Pressung in Europa und in Deutschland wurden zusätzlich 500 km mit einem 40-t-LKW; bei Pressung außerhalb Europas zusätzlich 200 km mit einem 40-t-LKW und bei Pressung in Baden-Württemberg zusätzlich 100 km mit 40-t-LKW angenommen.

Raps

Im Jahr 2000 wurden in Baden-Württemberg nach /STLA 2001/ ca. 213.000 t Raps (und Rübsen) produziert. Der Anteil Schrot wurde aus dem Verhältnis von in Deutschland verarbeitetem Raps und der Rapsschrotproduktion in Deutschland berechnet (57,3 %), somit er-

geben sich für Baden-Württemberg rund 122.000 t Schrot. In Deutschland verblieben insgesamt 1.703.000 t Rapsschrot, in Baden-Württemberg müssten also 148.000 t Rapsschrot verfüttert worden sein. Das bedeutet, dass weitere 26.000 t Rapsschrot nach Baden-Württemberg importiert werden.

Der Anteil der Nettoeinfuhren von Rapssaat an der verarbeiteten Rapsmenge beträgt für die gesamte Bundesrepublik 15,8 %. Die Herkunft des nach Baden-Württemberg importierten Rapsschrots wird somit folgendermaßen angenommen: 26.000 t Schrot müssen importiert werden. Davon sind 15,8 % aus dem Ausland und 84,2 % aus Deutschland. Auf Grund der Angaben von /UFOP 2002b/ kann gefolgert werden, dass die bundesweiten Importe von Rapssaat zu 92 % aus EU-Ländern stammen, die Herkunft der restlichen 8 % konnte nicht aufgeklärt werden. Deshalb wird vereinfachend angenommen, dass der gesamte aus dem Ausland nach Baden-Württemberg importierte Rapsschrot aus EU-Ländern stammt.

Die Emissionen beim Pressen bzw. der Extraktion von Rapssaat fallen also zu 100 % in der EU und zu 84,2 % in Deutschland an. Der Anteil des in Baden-Württemberg gepressten Raps wird - analog zu Soja - mit 10 % angenommen.

Als Transporte wurden für die in EU-Ländern produzierte Rapssaat, die zum Pressen zu Ölmühlen in Deutschland gebracht wird, 740 km mit einem 40-t-LKW zu Grunde gelegt. Alle Emissionen wurden hier der Ortsklasse Europa zugeschlagen. Die Transportentfernungen (Hintransport) für in Baden-Württemberg produzierte Rapssaat, die in Deutschland gepresst wird, wurden mit 200 km 40-t-LKW und 40 km 7,5-t-LKW angenommen. Genauso wurde auch die Verteilung von den Ölmühlen in Deutschland zurück zum Landwirt in Baden-Württemberg bilanziert.

Sonnenblume

Im Jahr 2000 wurden in Baden-Württemberg 70.800 t Sonnenblumensaat produziert /STLA 2001/. Der Anteil an Schrot beträgt 54 % (Berechnung analog Raps), somit ergeben sich rund 38.500 t Schrot. In Deutschland verblieben insgesamt 321.000 t Schrot. Es wird angenommen, dass 8,57 % (vgl. Tab A 9) davon, also 27.500 t in Baden-Württemberg verfüttert wurden. Insgesamt wurde also Sonnenblumenschrot aus Baden-Württemberg exportiert.

Zur Berechnung der Emissionen durch die Bereitstellung von Sonnenblumenschrot müssen also lediglich die Emissionen durch Transporte zu und von den Ölmühle zurück bilanziert werden. Die Entfernungen (einfach) werden mit 200 km (40-t-LKW) und 40 km (7,5-t-LKW) wie bei Raps angenommen.

Andere Ölsaaten

Die Anbaufläche von Ölsaaten betrug im Jahr 2000 in Baden-Württemberg insgesamt 66.413 ha. Hiervon entfielen 2.472 ha auf den Anbau von Sonnenblumen /UFOP 2002c/, Raps und Rübsen wurden auf 63.027 ha produziert /STLA 2001/. Als Differenz ergeben sich 914 ha für den Anbau anderer Ölsaaten. Die Menge der auf dieser Fläche produzierter „anderer Ölsaaten“, ist im Vergleich zum Gesamtverbrauch Baden-Württembergs eine zu vernachlässigende Menge, die aus diesem Grund hier nicht weiter berücksichtigt wird.

Nach Deutschland wurden 368.000 t „andere Ölsaaten“ eingeführt, 82.000 t exportiert und 349.000 t verarbeitet (Tab. A 8). Die Inlandsproduktion beträgt somit 63.000 t. In Deutschland wurden 193.000 t „andere Ölschrote“ produziert (55,3 % Schrotanteil) und 624.000 t Schrot importiert (davon 588.000 t Palmkernexpeller). Exportiert wurden 117.000 t Schrote,

es verblieben also 700.000 t zur Verfütterung im Inland. In Baden-Württemberg wurden demnach also rund 60.000 t (8,57 %) verfüttert.

Von der in Deutschland verfütterten Menge Schrot werden 507.000 t (Differenz zwischen Einfuhr und Ausfuhr von „andere Ölschrote“, vgl. Tab. A 8) direkt als Schrot importiert (ca. 72 % der verfütterten Menge) und 193.000 t (ca. 28 %) werden aus Bohnen produziert. In Baden-Württemberg wurden demnach 50.700 t (72 % von 60.000 t) als Schrot importiert und 19.300 t (28 % von 60.000 t) aus Bohnen produziert.

Laut /FAO 1998/ beläuft sich der Anteil der Exporte der EU-Länder auf 9,87% der gesamten weltweiten Exporte von Palmkernkuchen. Es wird also angenommen, dass etwa 10 % der „anderen Ölschrote“ aus EU-Ländern stammen.

Die Emissionsfaktoren für Produktion, Transporte sowie Pressung bzw. Extraktion wurden aus der Sojaproduktion übernommen. Es wird weiterhin angenommen, dass 10 % der Pressung bzw. Extraktion Deutschlands in Baden-Württemberg stattfindet. Die Transporte zum Landwirt wurden analog zu Soja angenommen.

Mischfuttermittel

Mischfuttermittel enthalten in Deutschland v.a. Getreide und Ölkuchen, Mühlennachprodukte und Maiskleberfutter (Tab. A 10):

Tab. A 10: Produktion von Mischfuttermitteln in Deutschland (2000/2001). Angaben in 1.000 t/a

	Produktion	Anteil	Produktion	Anteil
Getreide	7.340	37,7%	8.090	41,3%
Ölkuchen	5.090	26,2%	5.140	26,2%
Mühlennachprodukte	1.450	7,4%	1.370	7,0%
Maiskleberfutter	1.130	5,8%	1.070	5,4%
Melasse, Rübenschnitzel	924	4,7%	690 ¹⁾	3,5%
Hülsenfrüchte	386	2,0%	280	1,4%
Zitrus-, Obsttrester	286	1,5%	140	0,7%
Fisch-, Tier, Blutmehl	231	1,2%	10	0,1%
Tapioka	35	0,2%	10	0,0%
Sonstige Futtermittel	2.590	13,3%	2.820	14,4%
Summe	19.500	100,0 %	19.600	100,0 %
	Quelle: /LEL 2001/		Quelle: /DVT 2002a/	

In Baden-Württemberg werden nach /DVT 2002c/ rund 890.000 t Mischfuttermittel pro Jahr produziert. Die über den Anteil am gesamten Tierbestand (8,57%, s.o.) berechnete Menge an Mischfuttermitteln, die jährlich in Baden-Württemberg verfüttert wird, beträgt 1.725.000 t. Somit werden 835.000 t nach Baden-Württemberg importiert. Da der Netto-Import Deutschlands von Mischfuttermitteln lediglich 1 % bis 2 % beträgt /DVT 2002b/, wird angenommen, dass die importierten Mischfuttermittel aus Deutschland und nicht aus dem Ausland stammen. Es wird weiterhin angenommen, dass die in Baden-Württemberg produzierte Menge in Baden-Württemberg verfüttert wird und nicht in andere (Bundes-)Länder exportiert wird. Es wird davon ausgegangen, dass alle eingesetzten Futtermittel als Abfallprodukte anderer Prozesse / Sektoren anfallen, deshalb wird nur die Distribution betrachtet. Getreide und Ölsaaten-, schrote wurden schon bilanziert, so dass nur die Transporte der anderen Mischfutter-

mittel bilanziert werden. Die Transportentfernungen werden mit 500 km (40-t-LKW) und 20 km (7,5-t-LKW) angenommen.

Mineralfuttermittel

Nach /DVT 2002d/ werden in Deutschland im Jahr insgesamt rund 415.000 t Mineralfuttermittel produziert. Zusätzlich werden betragen die Netto-Importe von eiweißreichem Ergänzungsfutter, Mineralfutter und Heimtierfutter jährlich etwa 56.000 t /DVT 2002b/. Es wird angenommen, dass 8,57 % (s.o.) der Mineralfuttermittel, also etwa 40.400 t in Baden-Württemberg verfüttert werden.

Für die importierten Mineralfuttermittel wurden die Transportentfernungen mit 500 km (40-t-LKW) und 20 km (7,5t-LKW) angenommen. Die Transportentfernungen für in Deutschland produzierte Mineralfuttermittel wurde wie bei den Mischfuttermitteln veranschlagt.

Futterzusätze

Futterzusätze wie z.B. Salze oder Vitamine wurden auf Grund ihrer zu vernachlässigenden Menge nicht berücksichtigt.

Gesamter Futtermiteinsatz in Baden-Württemberg

Der gesamte Futtermiteinsatz in Baden-Württemberg ist in Tab. A 11 zusammengefasst.

Tab. A 11: Futtermiteinsatz in Baden-Württemberg

Futtermittelart		Menge [t/a]	Anteil [%]
Eigenangebaute Futtermittel	Direkt verfüttertes Getreide	1.510.000	13,8
	Im Mischfutter verfüttertes Getreide	647.000	5,9
	Maissilage	3.420.000	31,4
	Grassilage	3.920.000	35,9
	Futtererbsen, Ackerbohnen	24.700	0,2
	Klee, Klee-Gras-Gemisch	240.000	2,2
Ölschrote	Sojaschrot	282.000	2,6
	Rapsschrot	148.000	1,4
	Sonnenblumenschrot	27.500	0,3
	andere Ölschrote	60.000	0,5
Weitere Bestandteile von Mischfuttermittel	Mühlennachprodukte	124.000	1,1
	Maiskleberfutter	96.500	0,9
	Melasse, Rübenschnitzel	79.200	0,7
	sonstige Mischfuttermittel	303.000	2,8
Mineralfuttermittel		40.400	0,4
Summe		10.900.000	100,0%

Quellen: /STLA 2001/, eigene Berechnungen

Emissionsfaktoren der Bereitstellung von Futtermitteln

Produktion von Futtermitteln

Die Emissionsfaktoren für die Produktion von Ölsaaten und Mineralfuttermitteln wurden eigenen Berechnungen entnommen /IFEU 2002/. Die Anteile von PM_{2,5} und PM₁₀ wurden mit 60 % bzw. 80 % von PM angenommen.

Tab. A 12: Emissionsfaktoren der Produktion von Futtermitteln. Alle Angaben in g/kg

Futtermittelart	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Sojabohnen	0,0374	0,0498	0,149	0,769	0,0772	0,0623	0,0976
Rapssaat	0,139	0,186	0,670	1,79	2,69	0,232	0,133
andere Ölsaaten	0,0759	0,101	0,302	1,56	0,157	0,126	0,198
Mineralfuttermittel	0,619	0,825	2,65	2,05	0,0168	1,03	0,425

Quelle: /IFEU 2002/

Pressung / Extraktion von Ölsaaten

Die Emissionsfaktoren für die Pressung / Extraktion von Ölsaaten wurden eigenen Berechnungen entnommen /IFEU 2002/. Die Anteile von PM_{2,5} und PM₁₀ wurden mit 60 % bzw. 80 % von PM angenommen.

Tab. A 13: Emissionsfaktoren der Pressung / Extraktion von Ölsaaten. Alle Angaben in mg/kg

Futtermittelart	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Sojabohnen	2,68	3,58	106	122	0,00140	4,47	222
Rapssaat	2,33	3,11	91,9	105	0,00132	3,89	453
andere Ölsaaten	5,44	7,26	216	248	0,00285	9,07	451

Quelle: /IFEU 2002/

Transporte

Die Emissionsfaktoren der Transporte sind in Kap. A.18 erläutert.

Weitere Einzelprozesse

Das innerbetriebliche Schroten und Mahlen von Futtermitteln erfolgt entweder mit strombetriebenen oder dieselbetriebenen Geräten. Die Emissionen durch die Bereitstellung von Elektrizität sind in Kap. A.8 berücksichtigt. Der Dieselverbrauch durch Schroten und Mahlen wird im Vergleich zu dem Verbrauch bei maschineller Feldarbeit als vernachlässigbar klein angesehen und nicht berücksichtigt. Misch- und Rührvorgänge werden vermutlich vor allem mit strombetriebenen Geräten durchgeführt und sind deshalb ebenfalls unter Kap. A.8 beim gesamten Strombedarf durch die Landwirtschaft berücksichtigt.

Emissionen der Bereitstellung von Futtermitteln

Die gesamten Emissionen der Futtermittelbereitstellung sind differenziert nach Futtermittelarten in Tab. A 14 bis Tab. A 17 und differenziert nach Ortsklassen in Tab. A 18 zusammengefasst.

Tab. A 14: Gesamtemissionen (weltweit) der Bereitstellung von Futtermitteln. Alle Angaben in t/a

Futtermittelart	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Getreide	25,2	94,0	11,4	144	0,0893	160	21,6
Ölsaaten und -schrote	110	230	825	1.450	102	341	196
Mischfuttermittel	57,4	212	22,7	298	0,179	360	36,2
Mineralfuttermittel	16,3	30,9	55,0	61,3	0,351	44,9	11,0
Summe	209	567	915	1.950	102	906	265

Tab. A 15: Emissionen der Bereitstellung von Futtermitteln in Europa. Alle Angaben in t/a

Futtermittelart	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Getreide	25,2	94,0	11,4	144	0,0893	160	21,6
Ölsaaten und -schrote	43,3	150	64,5	292	70,4	252	95,8
Mischfuttermittel	57,4	212	22,7	298	0,179	360	36,2
Mineralfuttermittel	16,3	30,9	55,0	61,3	0,351	44,9	11,0
Summe	142	487	154	796	71,0	817	165

Tab. A 16: Emissionen der Bereitstellung von Futtermitteln in Deutschland. Alle Angaben in t/a

Futtermittelart	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Getreide	25,2	94,0	11,4	144	0,0893	160	21,6
Ölsaaten und -schrote	35,0	128	42,3	216	0,112	217	83,0
Mischfuttermittel	57,4	212	22,7	298	0,179	360	36,2
Mineralfuttermittel	6,52	16,7	14,7	28,2	0,0955	26,5	4,36
Summe	124	451	91,2	687	0,476	764	145

Tab. A 17: Emissionen Bereitstellung von Futtermitteln in Baden-Württemberg. Alle Angaben in t/a

Futtermittelart	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Getreide	0,965	4,52	2,72	26,0	0,0207	7,89	10,1
Ölsaaten und -schrote	1,50	6,34	5,70	31,6	0,0221	10,9	16,2
Mischfuttermittel	0,899	4,21	2,53	24,2	0,0193	7,35	9,40
Mineralfuttermittel	0,0602	0,282	0,169	1,62	0,00129	0,492	0,630
Summe	3,43	15,4	11,1	83,5	0,0634	26,7	36,3

Tab. A 18: Emissionen der Bereitstellung von Futtermitteln nach Ortsklassen. Alle Angaben in t/a

Ortsklasse	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Weltweit	209	567	915	1.950	102	906	265
Europa	142	487	154	796	71,0	817	165
Deutschland	124	451	91,2	687	0,476	764	145
Baden-Württemberg	3,43	15,4	11,1	83,5	0,0634	26,7	36,3

Die der Berechnung zu Grunde liegenden Emissionsfaktoren sind hinsichtlich ihrer Qualität als äußerst genau und belastbar einzustufen. Auch die Angaben zu den Einsatzmengen können als relativ sicher angesehen werden. Unsicherheiten könnten bei den Annahmen zu den jeweiligen Transportentfernungen auftreten.

Hinsichtlich der Emissionen in Baden-Württemberg besitzt die Bereitstellung von Futtermitteln nur eine geringe Bedeutung (Anteile für alle Parameter kleiner als 5 %, für Partikel und NH₃ sogar kleiner als 0,5 %). Somit spielen eventuelle Unsicherheiten in der Datenbasis eine zu vernachlässigende Rolle.

Für die Emissionen in Deutschland, Europa und die weltweiten Emissionen hingegen werden für einige Parameter signifikante Beiträge erreicht. So liegen z.B. die Anteile der Bereitstellung von Futtermitteln an den Emissionen durch die Landwirtschaft für PM₁₀ bei etwa 11 % bis 13 %, für NO_x bei ca. 10 % bis 20 % und für NMHC zwischen 16 % und 24 %. Der die Emissionen bestimmende Einzelprozess ist hier der Ferntransport der Futtermittel mit LKWs. Unsicherheiten bei der Abschätzung der Transportentfernungen können somit einen großen Einfluss auf die Qualität der Datenbasis ausüben. Geht man beispielsweise von doppelt so großen Transportentfernungen (Ferntransport mit 40-t-LKW) aus, steigen auch die Anteile der Bereitstellung von Futtermitteln an den Emissionen (z.B. für PM₁₀ auf rund 20 % für die Emissionen in Deutschland, Europa und die weltweite Emission).

In Baden-Württemberg beträgt die jährliche gesamte Fahrleistung von LKWs (über 3,5 t) etwa 6.890 Mio. km /STLA 2003b/. In Deutschland wurden im Jahr 2000 ca. 2.900 Mio. t Güter im Straßenverkehr befördert /STBA 2003/. Im Vergleich hierzu sind die durch die Bereitstellung von Futtermitteln für die Landwirtschaft in Baden-Württemberg verursachten Transporte somit vernachlässigbar klein: So werden in Baden-Württemberg für die Futtermittelbereitstellung etwa 7 Mio. km mit LKWs gefahren. Die für die Bereitstellung für die baden-württembergische Landwirtschaft in Deutschland transportierten Futtermittelmengen belaufen sich auf ca. 1,86 Mio. t Futtermittel.

Die Qualität der Datenbasis im Spiegelbild der Bedeutung der Bereitstellung von Futtermitteln ist im Rahmen dieser Studie also auch für die Ortsklassen Deutschland, Europa und weltweit als gut bis sehr gut zu bezeichnen.

A.4 Bereitstellung von Saat- und Pflanzgut

Einsatzmengen von Saat- und Pflanzgut

Die in Baden-Württemberg eingesetzte Menge an Saatgut wurde über die durchschnittliche Saatmenge je ha und den jeweiligen Flächenanteil der Kultur berechnet. Die Größe der zur Saatgutvermehrung in Baden-Württemberg angemeldeten Flächen sind - neben den mit Erfolg besichtigten Flächen - in Tab. A 19 zu finden.

Tab. A 19: Saatgutvermehrungsflächen in Baden-Württemberg. Alle Angaben in ha

Pflanzenart	angemeldet ^{a)}	mit Erfolg besichtigt ^{b)}
Getreide ohne Mais	10.700	10.200
Mais	1.920	1.850
Gräser	1.050	950
Leguminosen ¹⁾	798	138
Sonstige Futterpflanzen	15,0	15,0
Ölpflanzen ²⁾	402	296
Rübe	0	0
Kartoffel	596	339

Quellen: a /LUFA 2002/, b /BDS 2002/

1) Wicken, Klee, Ackerbohne, Futtererbse, Lupine; 2) Lein, Raps, Rübsen, Senf, Sonnenblume

Durch Multiplikation der mit Erfolg besichtigten Flächen und durchschnittlichen Hektarerträgen in Baden-Württemberg unter Berücksichtigung eines Abschlags von 25 % erhält man die in Baden-Württemberg auf angemeldeten Flächen produzierte Saatgutmenge (Tab. A 20). Die Verluste basieren darauf, dass das Saatgut die Beschaffenheitsprüfung nicht besteht und auf Grund von Siebsortierungen etc. nach /BDS 2002/ mit einem Abschlag von 25 % zu rechnen ist.

Tab. A 20: Saatgutproduktion und -bedarf in Baden-Württemberg

Pflanzenart	Fläche zur Produktion	Saatgutproduktion		Anbaufläche	Saatgutbedarf	
	[ha]	[dt/ha]	[t/a]	[ha]	[kg/ha]	[t/a]
Getreide ohne Mais	10.200	46,8	50.000	479.000	200	95.900
Mais	1.850	75,4	14.500	59.300	28	1.660
Gräser	950	k.A.	k.A.	k.A.	4,0	k.A.
Leguminosen ¹⁾	138	26,0	2.080	8.630	200	1.730
Sonstige Futterpflanzen	15,0	k.A.	k.A.	k.A.	200	k.A.
Ölpflanzen ²⁾	296	25,3	1.020	76.500	200	15.300
Rübe	0	763	0	22.700	7,5	170
Kartoffel	339	296	17.600	8.073	2500	20.200

Quellen: /KTBL 2001/, /BDS 2002/, /STLA 2001/

1) Wicken, Klee, Ackerbohne, Futtererbse, Lupine; 2) Lein, Raps, Rübsen, Senf, Sonnenblume

Datenlücken bestehen bei Gräsern und sonstigen Futterpflanzen, deren relative Bedeutung jedoch gering ist. Es wird angenommen, dass der Bedarf an Getreidesaatgut neben zugekauftem Saatgut auch durch eigene Saatgutproduktion gedeckt wird. Laut /LEL 2001/ wer-

den in Deutschland 3,3 % des Getreides als Saatgut verwendet. Aus dem in Baden-Württemberg höheren Anteil eigener Saatguterzeugung (5 %) /BDS 2002/ und einer Getreideproduktion von 2.990.000 t/a ergibt sich ein Saatgutertrag von 149.500 t/a (also mehr als benötigt wird). Es ist davon auszugehen, dass die Eigenerzeugung von Saatgut nicht für den Export (in andere Bundesländer oder ins Ausland) bestimmt ist und dass nur diejenige Menge Saatgut zugekauft wird, die auch nötig ist. D.h., es wird davon ausgegangen, dass von den 96.000 t Bedarf 50.000 t auf staatlich anerkannten Flächen erzeugt wird und die restlichen 45.900 t aus eigener Saatgutproduktion stammen.

Verglichen mit dem eingesetzten Saatgut ergibt sich in den meisten Fällen ein Netto-Import von Saatgut; lediglich für Mais und Leguminosen ist ein Export zu verzeichnen (Tab. A 21). Insgesamt ergibt sich ein Import von 3.880 t Saatgut. Für importiertes Saat- und Pflanzgut wird zunächst ein Ferntransport von durchschnittlich 1000 km (40-t-LKW) angenommen, dazu ein lokaler Transport von 20 km (7,5-t-LKW). Das eigen produzierte Saatgut wird zwei Mal 20 km (7,5-t-LKW) transportiert (zum Beizen hin und zurück).

Tab. A 21: Saatgutproduktion und -bedarf in Baden-Württemberg. Alle Angaben in t/a

Pflanzenart	anerkannte Produktion	eigene Produktion	Saatgut-Bedarf	Saldo
Getreide ohne Mais	50.000	45.900	95.900	0
Mais	14.500	k.A.	1.660	12.792
Gräser	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Leguminosen ¹⁾	2.080	k.A.	1.730	350
Sonstige Futterpflanzen	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Ölpflanzen ²⁾	1.020	k.A.	15.300	-14.276
Rübe	0	k.A.	170	-170
Kartoffel	17.600	k.A.	20.200	-2.572
Summe	85.100	45.900	135.000	-3.880

Quellen: /KTBL 2001/, /BDS 2002/, /STLA 2001/
 1) Wicken, Klee, Ackerbohne, Futtererbse, Lupine; 2) Lein, Raps, Rübsen, Senf, Sonnenblume
 - Minus bedeutet: Import

Die Saatgutbehandlung umfasst Beize, Pillierung und Inkrustierung. Die gesamte Menge des eingesetzten Getreide-Saatguts wird gebeizt. Es wird angenommen, dass Rüben, Mais und Ölpflanzen pilliert und inkrustiert werden. Leguminosen und Kartoffeln bleiben unbehandelt /BDS 2002/.

Die Bereitstellung der Beize ist schon in der Biozidbereitstellung berücksichtigt, die Bereitstellung weiterer Hilfsmittel (Pilliermasse, Bindemittel, Farben) wird auf Grund geringer Einsatzmengen nicht betrachtet. Somit wird lediglich der Strombedarf der Anlagen zur Saatgutbehandlung betrachtet. Für die Beizung und die Inkrustierung wurde ein Strombedarf von 1 kWh/t und für die Pillierung von 2 kWh/t angenommen. Es wird angenommen, dass die Saatgutbehandlung des in Baden-Württemberg produzierten Saatguts in Baden-Württemberg stattfindet und die Behandlung des restlichen Saatguts in Deutschland.

Emissionsfaktoren der Bereitstellung von Saat- und Pflanzgut

Die Produktion von Saatgut in Baden-Württemberg ist bereits in den übrigen Prozessen (z.B. Treibstoffbereitstellung und -nutzung, Bereitstellung und Einsatz von Mineraldüngern, etc.) enthalten. Eine Saatgutproduktion außerhalb Baden-Württembergs und ein anschließender Import findet für Saatgut von Ölpflanzen, Rüben und Kartoffeln statt. Die Emissionsfaktoren für die Produktion dieser Pflanzenarten sind in Tab. A 22 zusammengestellt.

Tab. A 22: Emissionsfaktoren Saat-Produktion. Alle Angaben in g/kg

Pflanzenart	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Kartoffel	0,00638	0,0128	0,139	0,329	0,0179	0,0255	0,0314
Rübe	0,00380	0,00759	0,0323	0,112	0,123	0,0152	0,0110
Raps	0,0518	0,104	0,528	1,56	2,27	0,207	0,126

Quelle: /IFEU 2002/

Die Emissionsfaktoren für Transporte finden sich in Kap. A.18. Die Emissionen der Saatgutbehandlung werden durch die Bereitstellung von Elektrizität verursacht. Die Emissionsfaktoren für die Bereitstellung von Elektrizität finden sich in Kap. A.8.

Emissionen der Bereitstellung von Saat- und Pflanzgut

Die Emissionen der Bereitstellung von Saat- und Pflanzgut sind in Tab. A 23 aufgeführt. Die Anteile der Bereitstellung von Saat- und Pflanzgut an den gesamten Emissionen durch die Landwirtschaft erreichen für keinen Parameter in keiner Ortsklasse 1 %, bezüglich der Emissionen in Baden-Württemberg wird nicht einmal 1 ‰ erreicht. Da die Beiträge der Bereitstellung von Saat- und Pflanzgut zu den gesamten Emissionen nur sehr gering sind, ist die Qualität der Datenbasis und die Genauigkeit der vorgenommenen Abschätzungen und Annahmen im Rahmen dieser Untersuchung als absolut ausreichend zu bewerten.

Tab. A 23: Emissionen der Bereitstellung von Saat- und Pflanzgut nach Ortsklassen. Alle Angaben in t/a

Ortsklasse	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Weltweit	9,50	34,2	6,61	54,7	2,65	57,8	6,43
Europa	9,50	34,2	6,61	54,7	2,65	57,8	6,43
Deutschland	9,50	34,2	6,61	54,7	2,65	57,8	6,43
Baden-Württemberg	0,143	0,668	0,418	3,85	0,00306	1,17	1,49

A.5 Bereitstellung von Jungvieh

Die Emissionen der Bereitstellung von Jungvieh sind bereits in anderen Prozessen berücksichtigt (z.B. Bereitstellung von Futtermitteln, Tierhaltung). Lediglich bei Jungvieh-Importen nach Baden-Württemberg ist die Produktion von Jungvieh und der Transport nach Baden-Württemberg zu berücksichtigen.

Einsatzmengen von Jungvieh

Rinder

Der Rinderbestand in Baden-Württemberg ist in Kap. A.10 (Tierhaltung) aufgeführt. Es wird angenommen, dass die 438.100 Milch- und 62.500 Ammen- und Mutterkühe jährlich je ein Kalb zur Welt bringen und insgesamt somit ca. 500.000 Kälber jährlich produziert werden. Bei einer durchschnittlichen Nutzungsdauer für Milchkuh und Mutterkuh von ca. 5-7 Jahren ergibt sich ein jährlicher Bedarf von 71.400 bis 100.000 Tieren. Nach Deckung des Eigenbedarfs an Jungvieh in der Milchvieh- und Mutterkuhhaltung bleiben also rund 400.000 Tiere übrig, die den Bestand der bis zu einem Jahr alten Rinder decken. Es wird hier somit davon ausgegangen, dass keine Jungrinder nach Baden-Württemberg importiert werden.

Schweine

In Baden-Württemberg werden jährlich über fünf Millionen Ferkel erzeugt. Der strukturelle Ferkelüberschuss in Baden-Württemberg wird mit zwei Millionen Ferkel pro Jahr beziffert, d.h. drei Millionen verbleiben im Land, etwa zwei Millionen werden exportiert /LEL 2002/. Ein Netto-Import von Ferkeln (Jungschweinen) liegt also nicht vor.

Geflügel

Nach /STLA 2001/ werden in Baden-Württemberg jährlich rund 773 Millionen Eier erzeugt. Bei etwa 2.840.000 Legehennen (vgl. Tab. A 46 in Kap. A.10) produziert eine Legehenne also durchschnittlich etwa 270 Eier pro Jahr. Es wird angenommen, dass die durchschnittliche Lebenserwartung von Legehennen und Masthähnchen etwa ½ Jahr beträgt. Bei einem Bestand von 4.350.000 Legehennen und Masthähnchen werden also etwa 8.700.000 Küken benötigt. Bei einer jährlichen Eierproduktion von 270 Stück werden somit ungefähr 30.000 Legehennen zur Produktion von Küken benötigt. Das entspricht ungefähr 1 % des Legehennenbestands. Es wird davon ausgegangen, dass der Eigenbedarf in der Hühnerhaltung gedeckt ist. Auch für die Haltung von Gänsen, Enten und Truthühner wird davon ausgegangen, dass keine Jungtiere nach Baden-Württemberg importiert werden.

Schafe und Pferde

Zu Importen und Exporten nach und aus Baden-Württemberg konnten keine Angaben gefunden werden. Auf Grund des geringen Anteils am Tierbestand wird insgesamt auch eine geringe Relevanz bezüglich möglicher Emissionen erwartet, so dass eine Nichtberücksichtigung gerechtfertigt erscheint.

Emissionen der Bereitstellung von Jungvieh

Bei der Bereitstellung von Jungvieh treten keine Emissionen auf, da nach den getroffenen Annahmen kein Import von Jungvieh stattfindet. Die Emissionen der Bereitstellung von Jungvieh werden demnach für alle Parameter und Ortsklassen gleich Null gesetzt. Mögliche Fehler einer solchen Vorgehensweise sind als äußerst gering zu betrachten: Unter der Annahme, dass die Hälfte des gesamten Jungviehs nach Baden-Württemberg importiert wird (1,5 Mio. Ferkel, 250.000 Rinder, 8,7 Mio. Küken), würden die Anteile der Bereitstellung von Jungvieh an den gesamten Emissionen der Landwirtschaft für alle Parameter für alle Ortsklassen 1 % nicht überschreiten.

A.6 Bereitstellung von Hilfsstoffen

Einsatzmengen von Hilfsstoffen

Die Mengen der Hilfsstoffe, die in der Landwirtschaft in Baden-Württemberg eingesetzt werden, sind in Tab. A 24 zusammengestellt.

Reinigungs- und Desinfektionsmittel

Die Einsatzmengen von Reinigungs- und Desinfektionsmitteln wurden auf der Basis von /KAISER 1998/ für Baden-Württemberg abgeleitet.

Laut /KAISER 1998/ sind die Hälfte der R+D-Mittel chloralkalische Mittel, ca. 20 % enthalten QAVs⁷. Saure Reiniger mit Phosphorsäure, Amidosulfonsäure machen rund 27 % der R+D-Mittel aus. Der Wirkstoffanteil wurde mit 100 % angenommen. Die Einsatzmengen wurden über den Rinderbestand in GV berechnet.

Laut /ULLMANN 1990/ werden in der Landwirtschaft als Zitzentauchmittel auf Iod-Basis v.a. Iodophore (Komplex aus Iod und verschiedenen organischen Verbindungen) eingesetzt. Übliche organische Bestandteile sind Poly(propylenoxide) oder Poly(ethylenoxide), quartäre Ammoniumsalze oder Polyvinylpyrrolidone. Der Wirkstoffanteil wurde mit 100 % angenommen. Die Einsatzmengen wurden über den Rinderbestand in GV berechnet.

Das in der Landwirtschaft verwendete Kupfersulfat ist das ugs. auch Kupfervitriol genannte Kupfer(II)sulfat-Pentahydrat $\text{CuSO}_4 \cdot 5 \text{H}_2\text{O}$ /ULLMANN 1986/ und wird vornehmlich zur Desinfektion und Härtung von Klauen in der Rinderhaltung eingesetzt. Die Einsatzmengen wurden über den Rinderbestand in GV berechnet.

Der Wirkstoffanteil wurde für die Stalldesinfektionsmittel mit 100 % angenommen, die Einsatzmengen wurden über den gesamten Tierbestand in GV berechnet.

Die Einsatzmengen von Formaldehyd + Cyanamid zur Gülleentseuchung sowie von Cyanamid zur Bekämpfung von Krankheitserregern in Güllekanälen wurden über den Schweinebestand in GV berechnet.

In Tab. A 24 nicht aufgeführte sonstige Reinigungs- und Desinfektionsmittel wie „ (...) Euterreinigungsmittel, Melkfette, Entkeimungsmittel für Tränkewassersysteme etc. (...) spielen demgegenüber nur eine untergeordnete Rolle“ /KAISER 1998/.

Folien

Es wurde angenommen, dass alle eingesetzten Folien aus PE/PP bestehen und nach der Verwendung in Müllverbrennungsanlagen entsorgt werden.

In Baden-Württemberg werden ca. 516.000 ha Wiesen und Mähweiden bewirtschaftet und auf 72.660 ha Silomais angebaut. Die Erträge lagen im Jahr 2000 bei 76,7 dt/ha bzw. 474,1 dt/ha /STLA 2001/. Insgesamt wurden somit etwa 7,4 Mio. t Silage produziert. Mit den Lagerungsdichten 0,6 t/m³ (Grassilage) bzw. 0,7 t/m³ (Silomais) ergibt sich ein Lagerraumbedarf von insgesamt ca. 11,5 Mio. Kubikmeter. Bei einer durchschnittlichen Silogröße von 187,5 m³ (25 m * 5 m * 1,5 m) werden 62.760 Silos benötigt, um das Silagegut aufzunehmen. Bei einer Silooberfläche von 125 m² (25 m * 5 m), einer Dicke der Folien von durchschnittlich 250

⁷ QAV: Quartäre Ammoniumverbindungen

μm (eigene Annahme) sowie einer PE-Dichte von $0,5 \text{ g/cm}^3$ ergibt sich ein Bedarf von ca. 960 t PE im Jahr. Für den Transport der Folien werden 500 km (40-t-LKW) und 20 km (7,5-t-LKW) angenommen. Da die Folien in einer MVA entsorgt werden, wird angenommen, dass schweres Heizöl ersetzt wird und eine entsprechende Gutschrift erteilt.

Garne und Netze

In der Landwirtschaft findet Pressengarn für Rund-, Quer- und Hochdruckballen sowie für Rundballen-Wickelnetze Verwendung. Es wurde angenommen, dass alle eingesetzten Garne und Netze aus PE/PP bestehen und nach der Verwendung in Müllverbrennungsanlagen entsorgt werden.

Es wird nur der Einsatz von Garnen und Netzen für Getreidestroh bilanziert. Dies weist eine Lagerungsdichte von $0,1 \text{ t/m}^3$ auf /KTBL 2001/. Die gesamte Getreideanbaufläche in Baden-Württemberg beträgt ca. 0,5 Mio. ha /STLA 2001/. Es wird angenommen, dass pro ha Getreide 68 dt Stroh anfallen. Unter der Annahme, dass 50 % des Strohs abgefahren wird, werden rund 1,7 Mio. t Stroh zu Ballen gewickelt. Das durchschnittliche Volumen der Ballen wird mit 2 m^3 angenommen. Bei einer Lauflänge des Garns von 250 m/kg und einer Menge von 20 m Garn pro Ballen werden ca. 680 t Garn eingesetzt. Für den Transport und die Entsorgung der Garne und Netze werden dieselben Annahmen wie für Folien getroffen.

Säcke

In der Landwirtschaft werden Säcke zum einen zur Verpackung von Ernteprodukten und zum anderen zur Befestigung von Siloabdeckungen eingesetzt. Es wurde angenommen, dass alle eingesetzten Säcke aus PE/PP bestehen und nach der Verwendung in Müllverbrennungsanlagen entsorgt werden.

Zur Berechnung der Einsatzmengen wurde zur Verpackung von Ernteprodukten angenommen, dass $\frac{1}{4}$ der Getreide- und Kartoffelernte in Säcke verpackt werden. Die Lagerungsdichten wurden /KTBL 2001/ entnommen. Bei einem Sackvolumen von 100 L und einer Dicke der Sackfolie von $250 \mu\text{m}$ ergibt sich eine Einsatzmenge von insgesamt ca. 790 t PE/PP pro Jahr. Zur Berechnung der Einsatzmengen zur Befestigung von Siloabdeckungen wurde eine Verwendung von 20 Silosandsäcken pro Silo und einer Lebensdauer von 1 Jahr vorausgesetzt. Die Größe der Säcke wurden mit $25 * 100 \text{ cm}$, d.h. einer Oberfläche von $0,5 \text{ m}^2$ pro Sack angenommen. Insgesamt ergibt sich eine Einsatzmenge von ca. 77 t PE/PP pro Jahr. Für den Transport und die Entsorgung der Garne und Netze werden dieselben Annahmen wie für Folien getroffen.

Medikamente

Nach Angaben des Bundesverbands für Tierernährung beträgt die bundesweit jährlich eingesetzte Menge an Tierarzneimitteln 550 t Wirkstoffe /BFT 2002/. Die in Baden-Württemberg eingesetzte Menge wurde über den anteiligen Tierbestand (8,57 %) abgeleitet.

Siliermittel

Die eingesetzte Menge an Siliermitteln wurde wie folgt berechnet: Die produzierte Menge an Silage wurde wie für die Folien (s.o.) mit 7,4 Mio. t/a angenommen. Es werden etwa 3 kg Siliermittel pro Tonne Silage veranschlagt. Nach /RCG 2002/ werden bundesweit etwa 30 % bis 35 % der Grassilage und 10 % der Maissilage mit Siliermitteln behandelt (wobei der Anteil in den neuen Bundesländern deutlich höher ist). Es wird deshalb für Baden-Württemberg

von einem Behandlungsanteil von 20 % ausgegangen. Insgesamt werden somit in Baden-Württemberg etwa 4.440 t Siliermittel jährlich eingesetzt. Der Wirkstoffanteil wurde hier mit 25 % angesetzt.

Übersicht über die eingesetzten Mengen von Hilfsstoffen

Tab. A 24: Einsatzmengen von landwirtschaftlichen Hilfsstoffen in Deutschland und Baden-Württemberg. Alle Angaben in t/a bzw. t Wirkstoff/a (Medikamente, Siliermittel)

Gruppe		D	BW
Reinigungs- und Desinfektionsmittel	Reinigungs- und Desinfektionsmittel für Melkanlagen	22.000	1.990
	Zitzentauchmittel auf Iod-Basis	3.500	317
	Kupfersulfat (Desinfektion und Härtung von Klauen)	1.000	90,5
	Stalldesinfektionsmittel	800-900	75,8
	Formaldehyd + Cyanamid zur Gülleentseuchung	1.000	89,1
	Cyanamid zur Bekämpfung von Krankheitserregern in Güllekanälen	250	22,3
Folien	Silagefolie (PE/PP)	k.A.	960
Garne und Netze	(PE/PP)	k.A.	680
Säcke	(PE/PP)	k.A.	790
Medikamente		550	55
Siliermittel		k.A.	1.100

Quellen: Eigene Berechnungen auf Basis von /BFT 2002/, /KAISER 1998/, /RCG 2002/

Emissionsfaktoren für die Bereitstellung von Hilfsstoffen

Für die Bereitstellung von R+D-Mittel, Zitzentauchmittel und Stalldesinfektionsmittel wurden die Emissionsfaktoren aus der Bereitstellung von Bioziden übernommen (Kap. A.1) Für die Bereitstellung von Kupfersulfat wurden die Emissionsfaktoren eigenen Berechnungen entnommen /IFEU 2002/. Die Anteile von PM_{2,5} und PM₁₀ an den Gesamtpartikeln wurden hier mit 25 % und 50 % angenommen. Für die Produktion und Verbrennung von PE/PP wurden ebenfalls eigene Daten Grunde gelegt. Die Anteile von PM_{2,5} und PM₁₀ an den Gesamtpartikeln wurden für die Produktion nach /ARB 2000/ berechnet, für die Verbrennung wurden 50 % bzw. 80 % angenommen. Die Emissionsfaktoren für die Bereitstellung sowie die Verbrennung von Heizöl entstammen eigenen Angaben /IFEU 2002/.

Die Emissionsfaktoren für LKW-Transporte finden sich in Kap. A.18.

Folgende Annahmen zu den Emissionsorten wurden getroffen: Die Emissionen der lokalen Transporte (7,5-t-LKW) fallen in Baden-Württemberg an, die Emissionen der Ferntransporte (40-t-LKW) in Deutschland. Das eingesetzte PE/PP wird je zur Hälfte in Baden-Württemberg und Deutschland produziert, wo auch die Emissionen anfallen. Die Emissionen der Entsorgung von PE/PP finden ausschließlich in Baden-Württemberg statt. Die Einteilung der Emissionen in die vier Ortsklassen für die Bereitstellung von Formaldehyd und Cyanamid wird analog den Bioziden getroffen. Die Emissionen der Bereitstellung von Kupfer fallen zu 75 % weltweit und zu 25 % innerhalb Europas an.

Tab. A 25: Emissionsfaktoren für die Bereitstellung und Entsorgung von PE/PP, Heizöl und Kupfersulfat

Prozess	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Produktion PE/PP [g/t]	480	485	11.100	6.210	2,30	539	1.750
Bereitstellung CuSO ₄ [g/t]	2,15	4,29	387	4,17	0,00363	8,58	1,56
Verbrennung PE/PP [g/GJ]	6,05	9,68	0	175	0	12,1	28,7
Bereitstellung Heizöl [g/GJ]	1,50	2,41	38,5	27,8	0,00911	3,01	14,1
Verbrennung Heizöl [g/GJ]	0,500	0,800	21,1	30,0	0	1,00	5,00

Quellen: /ARB 2000/, /IFEU 2002/

Emissionen der Bereitstellung von Hilfsstoffen

In Tab. A 26 sind die Gesamtemissionen (weltweit) der Bereitstellung von landwirtschaftlichen Hilfsstoffen differenziert nach Teilbereichen, in Tab. A 27 differenziert nach Ortsklassen zusammengefasst.

Tab. A 26: Gesamtemissionen (weltweit) für die Bereitstellung von Hilfsstoffen nach Teilbereichen. Alle Angaben in t/a

	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
R+D-Mittel	1,26	2,10	59,3	38,3	1,10	3,92	8,74
Folien	1,45	2,16	16,4	22,8	0,00422	2,87	4,29
Game und Netze	0,511	0,762	5,80	8,05	0,00149	1,01	1,52
Säcke	1,19	1,77	13,5	18,7	0,00346	2,36	3,52
Medikamente	0,0211	0,0381	1,21	0,75	0,00755	0,0755	0,179
Siliermittel	0,496	0,898	28,5	17,8	0,18	1,78	4,22
Summe	4,92	7,72	125	106	1,29	12,0	22,5

Tab. A 27: Emissionen der Bereitstellung von Hilfsstoffen nach Ortsklassen. Alle Angaben in t/a

Ortsklasse	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Weltweit	4,92	7,72	125	106	1,29	12,0	22,5
Europa	4,92	7,72	125	106	1,29	12,0	22,5
Deutschland	3,53	5,70	68,6	71,5	0,649	8,56	14,1
Baden-Württemberg	2,19	2,99	34,6	48,9	0,324	4,11	8,77

Die zur Berechnung der Emissionen durch die Bereitstellung von Hilfsstoffen getroffenen Annahmen und Abschätzungen sind in einigen Teilbereichen mit Unsicherheiten behaftet.

Die Bereitstellung von Hilfsstoffen tragen zu den Emissionen von SO₂, NO_x und NMHC durch die Landwirtschaft mit Anteilen zwischen etwa 1 % und 4 % bei. Für die Parameter PM_{2,5}, PM₁₀, NH₃ und PM werden in allen Ortsklassen maximal 0,3 % erreicht. Die Emissionen der Landwirtschaft sind im Vergleich zu den Emissionen anderer Sektoren in Baden-Württemberg für die Parameter SO₂, NO_x und NMHC nur äußerst gering (vgl. Kap. 3.5), deshalb kann zusammenfassend gesagt werden, dass den Emissionen durch die Bereitstellung von Hilfsstoffen keine hohe Bedeutung zukommt. Die Qualität der Datenbasis ist somit trotz der Unsicherheiten auf Grund der Abschätzungen und Annahmen im Rahmen dieser Studie als ausreichend zu bezeichnen.

A.7 Bereitstellung und Einsatz von Mineraldüngern

Einsatzmengen von Mineraldüngern

Die Einsatzmengen der Düngemittel in Baden-Württemberg wurde über Angaben des Statistischen Bundesamtes ermittelt. Laut /STBA 2001/ sind die angegebenen Mengen zum Inlandsabsatz „nicht mit dem tatsächlichen Verbrauch [...] identisch. Inlandsabsatz und tatsächlicher Verbrauch weichen z.B. durch die Lagerhaltung voneinander ab“. Es wird davon ausgegangen, dass durch Mittelung der Absatzmengen zweier aufeinanderfolgender Jahre diese Unterschiede zumindest teilweise bereinigt werden (Tab. A 28).

Tab. A 28: Inlandsabsatz von mineralischen Düngemitteln in Baden-Württemberg. Alle Angaben in t Nährstoff (N, P₂O₅, K₂O, CaO) pro Jahr

Düngemittel	99/00	00/01	Mittelwert
N-Dünger	155.000	127.000	141.000
davon KAS ¹⁾	84.800	75.800	80.300
AHL ²⁾	1.570	1.070	1.320
Harnstoff	16.000	6.660	11.300
andere Einnährstoffdünger ³⁾	14.300	12.300	13.300
NP-Dünger	6.890	5.060	5.980
NK- und NPK-Dünger	31.000	25.800	28.400
P-Dünger	52.900	38.500	45.700
K-Dünger	64.000	49.600	56.800
Kalke	90.400	102.400	96.400

Quellen: /STBA 2001/, eigene Berechnungen

1) Kalkammonsalpeter; 2) Ammonnitrat-Harnstofflösung; 3) Stickstoff-Magnesia, Ammoniumnitrat, Ammonsulfat, Ammonsulfatsalpeter und andere Salpetersorten, Kalkstickstoff

Emissionsfaktoren der Bereitstellung und des Einsatzes von Mineraldüngern

Produktion von Mineraldüngern

Folgende Annahmen wurden getroffen: In Baden-Württemberg werden keine Düngemittel produziert. In Deutschland werden 30 % der N- und P-Dünger und alle K-Dünger und Kalke produziert. In Europa werden 70 % der N- und P-Düngern produziert. Die Emissionen für die Energiebereitstellung werden vereinfachend analog der Emissionen der Produktion auf die Ortsklassen verteilt. So wird z.B. angenommen, dass die gesamte Energie, die in Deutschland zur Düngemittelproduktion gebraucht wird, auch dort produziert wird, und auch alle Emissionen der Energiebereitstellung in Deutschland anfallen.

Tab. A 29: Emissionsfaktoren für die Produktion von Düngemitteln. Alle Angaben in g/kg Nährstoff (N, P₂O₅, K₂O, CaO)

Düngemittel	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
N-Dünger	2,04	2,15	3,99	12,7	6,69	2,26	0,11
P-Dünger	0,986	1,04	5,53	0,92	0,0017	1,10	0,1
K-Dünger	0,779	0,82	0,11	0,57	0,0011	0,87	0,07
Kalke	0,112	0,286	0,009	0,1	0,00015	0,95	0,011

Quellen: /ARB 2000/, /PATYK 1997/

Nach /ARB 2000/ betragen für die Düngemittel-Produktion (N-, P-Dünger) die Anteile von $PM_{2,5}$ 89 %, von PM_{10} 90 %. Die Anteile werden vereinfachend auf dieser Basis mit 90 % bzw. 95 % abgeschätzt. Für K-Dünger werden die gleichen Anteile wie für die N- und P-Dünger verwendet. Für Kalke wird nach /ARB 2000/ für $PM_{2,5}$ 12 % und für PM_{10} ein Anteil von 30 % angenommen.

Der Einsatz von Energieträgern zur Düngemittelproduktion ist in Tab. A 30 dargestellt.

Tab. A 30: Einsatz von Energieträgern zur Düngemittelproduktion. Alle Angaben in GJ bzw. kWh/t Nährstoff (N, P_2O_5 , K_2O , CaO)

Energieträger	N-Dünger	P-Dünger	K-Dünger	Kalke
Schweröl	6,5	1,32	0,37	0
Dieselmotortreibstoff	0,017	0,64	0,4	0,055
Erdgas	33	4,92	6,5	0,3
Steinkohle	2,11	0,17	0,7	0,094
Braunkohle	0	0	0	0,23
EVU Strom	217	466	122	99

Quelle: /PATYK 1997/

Die Emissionsfaktoren für die Bereitstellung von Energieträgern sind in Tab. A 31 zusammengefasst. Die Anteile von $PM_{2,5}$ und PM_{10} werden auf Basis von /ARB 2000/ mit 56 % und 61 % angenommen.

Tab. A 31: Emissionsfaktoren für die Bereitstellung von Energieträgern. Alle Angaben in kg/TJ

Energieträger	$PM_{2,5}$	PM_{10}	SO_2	NO_x	NH_3	PM	NMHC
Schweröl	1,50	1,65	44,6	34,8	0,0430	2,71	15,80
Dieselmotortreibstoff	1,56	1,71	47,7	36,5	0,0430	2,81	15,90
Erdgas	0,0117	0,0128	0,0340	1,54	0	0,0210	0,910
Steinkohle	1,35	1,48	30,9	35,9	0,0450	2,43	1,41
Braunkohle	0,0611	0,0671	3,58	2,96	0	0,110	0,0710
EVU Strom	0,00372	0,00409	0,590	0,670	0,000150	0,00670	0,0190

Quellen: /ARB 2000/, /PATYK 1997/

Transport

Die Emissionsfaktoren finden sich in Kap. A.18. Folgende Annahmen wurden getroffen: In Baden-Württemberg fallen die Emissionen des LKW-Transports an. Die Transportentfernungen betragen nach /PATYK 1997/ 182 km für N- und P-Dünger und 79 km für K-Dünger und Kalke (40-t-LKW). In Deutschland fallen die Emissionen des Bahn-Transports (520 km) für 30 % der N- und P-Dünger und alle Emissionen des Bahn-Transports für die K-Dünger und Kalke (291 km) an (vgl. Produktion). In Europa (ohne Deutschland) fallen die Emissionen des Binnenschiff-Transports (607 km) von 70 % der N- und P-Dünger an (vgl. Produktion). Weltweit fallen nur die Emissionen des Transport von Düngemitteln bzw. Rohstoffen mit Seeschiffen an.

Einsatz von Mineraldüngern

Alle Emissionen des Einsatzes von Mineraldüngern finden in Baden-Württemberg statt. Die Emission von NO_x wurde nach /SKIBA 2002/ mit 3 kg NO_x pro t N angenommen. Die Emission von NH_3 wird nach Düngemittelarten differenziert betrachtet (Tab. A 32).

Tab. A 32: Emissionsfaktoren des Einsatzes von Mineraldüngern.
Alle Angaben in kg/t N

Düngemittel	NH_3	NO_x
KAS	20	3
Harnstoff	150	3
NP-Dünger	50	3
NK- und NPK-Dünger	20	3
AHL	80	3
andere N-Düngemittel	20	3

Quellen: /EMEP/CORINAIR 2002/, /SKIBA 2002/

Emissionen der Bereitstellung und des Einsatzes von Mineraldüngern

Die Emissionen der Bereitstellung von Mineraldüngern nach Ortsklassen sind in Tab. A 33 aufgeführt.

Tab. A 33: Emissionen der Bereitstellung von Mineraldüngern nach Ortsklassen. Alle Angaben in t/a

Ortsklasse	$\text{PM}_{2,5}$	PM_{10}	SO_2	NO_x	NH_3	PM	NMHC
Weltweit	417	496	1.060	2.390	941	622	80,6
Europa	409	487	934	2.260	941	613	76,0
Deutschland	173	238	299	783	282	349	35,3
Baden-Württemberg	14,8	54,4	5,28	71,6	0,0417	92,3	7,01

Die Emissionen des Einsatzes von Mineraldüngern sind in Tab. A 34 zusammengefasst.

Tab. A 34: Emissionen des Einsatzes von Mineraldüngern in Baden-Württemberg. Alle Angaben in t/a

	NO_x	NH_3
KAS	241	1.610
Harnstoff	34,0	1.700
NP-Dünger	17,9	299
NK- und NPK-Dünger	85,2	568
AHL	3,96	106
andere N-Düngemittel	39,8	265
Summe	422	4.540

Der Einsatz von Mineraldüngern trägt in allen Ortsklassen mit etwa 10 % zur Emission von NH_3 durch die Landwirtschaft bei. Für die Bereitstellung von Mineraldüngern werden insbesondere bei NO_x und SO_2 größere Anteile an den Emissionen durch die Landwirtschaft erreicht, wie gezeigt wurde, dominieren jedoch andere Sektoren die Emissionen dieser beiden Parameter (vgl. Kap. 3.5), so dass die Bereitstellung von Mineraldüngern keine signifikante

Bedeutung hinsichtlich der Emissionen von NO_x und SO_2 aufweist. Es werden jedoch durch die Bereitstellung der Mineraldünger auch für $\text{PM}_{2,5}$ und PM_{10} in einigen Ortsklassen bedeutende Anteile an der Emission durch die Landwirtschaft erreicht. Eine Betrachtung von möglichen Unsicherheiten ist daher geboten.

Die zur Bestimmung der Emissionen herangezogenen Emissionsfaktoren können sowohl für die Bereitstellung als auch den Einsatz von Mineraldüngern als äußerst genau und belastbar betrachtet werden. Auch durch die der Bestimmung der eingesetzten Mineraldüngermengen zu Grunde liegenden Daten und Annahmen werden keine signifikanten Unsicherheiten erwartet. Zusammenfassend kann daher die Qualität der Datenbasis für die Bereitstellung und den Einsatz von Mineraldüngern im Rahmen dieser Untersuchung als gut bis sehr gut eingestuft werden.

A.8 Bereitstellung und Nutzung von Energie

Energieeinsatz der Landwirtschaft in Baden-Württemberg

Die Landwirtschaft in Baden-Württemberg verbrauchte im Jahr 2000 insgesamt 929 Mio. kWh bzw. 3.340.000 GJ Strom und 14 Mio. m³ bzw. 488.000 GJ Erdgas /WM 2002/. Der Verbrauch an Heizöl extraleicht (HEL) wurde aus den Anteilen des Erdgasverbrauchs der Landwirtschaft am Gesamtverbrauch (0,12 %) abgeleitet und beträgt 348.000 GJ. Andere Energieträger werden hier nicht berücksichtigt.

Zur Plausibilitätsprüfung des Stromverbrauchs in der Landwirtschaft kann folgende Berechnung durchgeführt werden: Nach /AEL 2002/ beträgt der jährliche Strombedarf in der Tierhaltung 400 kWh pro Kuh bzw. Sau, 40 kWh pro Mastschwein sowie 2 kWh pro Mastgeflügel. Basierend auf diesen Werten ergibt sich ein Verbrauch von 745 Mio. kWh. Da nach /AEL 2002/ der größte Teil des Stromverbrauchs in der Landwirtschaft im Bereich der Tierhaltung anfällt, können die Angaben von /WM 2002/ übernommen werden.

Emissionsfaktoren der Bereitstellung und Nutzung von Energie

Für die Bereitstellung von Strom und Erdgas wurden die Emissionsfaktoren /BORKEN 1999/ und die Anteile von PM_{2,5} und PM₁₀ an PM mit 25 % bzw. 50 % angenommen. Zur Bereitstellung von Heizöl vgl. Kap. A.6. Nach /WM 2002/ werden in Baden-Württemberg ca. 60.500 Mio. kWh Strom (netto) erzeugt. Die Bezüge aus anderen Bundesländern betragen rund 1.360 Mio. kWh (1999) bzw. 7.000 Mio. kWh (2000), die Bezüge aus dem Ausland 901 Mio. kWh (1999) bzw. -2.170 Mio. kWh (2000). Es wird deshalb angenommen, dass im Mittel kein Export und kein Import stattfindet und alle Emissionen der Bereitstellung von Elektrizität in Baden-Württemberg anfallen.

Tab. A 35: Emissionsfaktoren für die Bereitstellung von Energie bzw. Energieträgern

	Einheit	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Bereitstellung Strom	g/kWh	0,0090	0,0180	0	0,660	0,000200	0,0360	0,0170
Bereitstellung Erdgas	g/GJ	0,0600	0,120	0	18,7	0	0,24	1,01
Bereitstellung Heizöl	g/GJ	1,50	2,41	40,0	27,8	0,00911	3,01	14,1

Quellen: /ARB 2000/, /BORKEN 1999/, /IFEU 2002/

Die Emissionsfaktoren der Nutzung von Energie bzw. Energieträgern wurden eigenen Berechnungen entnommen, Bei der Nutzung von Erdgas betragen die Anteile von PM_{2,5} und PM₁₀ an den Gesamtpartikeln nach /ARB 2000/ 93 % bzw. 95 %, bei der Nutzung von Heizöl 76 % bzw. 87 %. Die Emissionen fallen alle in Baden-Württemberg an.

Tab. A 36: Emissionsfaktoren für die Nutzung von Energie

	Einheit	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Nutzung Erdgas	g/MJ	0,000093	0,000095	0,0004	0,03	0	0,0001	0,005
Nutzung Heizöl	g/MJ	0,0076	0,0087	0,0211	0,03	0	0,001	0,005

Quellen: /ARB 2000/, /IFEU 2002/

Emissionen der Bereitstellung und Nutzung von Energie

Die Emissionen der Bereitstellung von Energie durch die Landwirtschaft in Baden-Württemberg sind in Tab. A 37 zusammengefasst.

Tab. A 37: Emissionen der Bereitstellung von Energie in Baden-Württemberg. Alle Angaben in t/a

	PM_{2,5}	PM₁₀	SO₂	NO_x	NH₃	Partikel	NMHC
Bereitstellung Strom	8,36	16,7	1.560	613	0,186	33,4	15,8
Bereitstellung Erdgas	0,0293	0,0586	0,0166	9,13	0	0,117	0,49
Bereitstellung Heizöl	0,523	0,836	13,4	9,66	0	1,05	4,90
Summe	8,91	17,6	1.570	632	0,189	34,6	21,2

Die Emissionen der Bereitstellung von Energie werden durch die Bereitstellung von Elektrizität dominiert. Da angenommen wurde, dass alle Emissionen der Bereitstellung von Elektrizität in Baden-Württemberg anfallen, wird zur Vereinfachung auf eine Differenzierung der Emissionen nach Ortsklassen verzichtet. Alle Emissionen werden der Ortsklasse Baden-Württemberg zugeschlagen (Tab. A 38).

Bedeutende Beiträge zu den Emissionen durch die Landwirtschaft treten durch die Bereitstellung von Energie nur für SO₂ und in geringerem Maße für NO_x auf (SO₂: ca. 40 % bis 87 % je nach Ortsklasse, NO_x: maximal 12 %). Da jedoch andere Sektoren die Emissionen dieser beiden Parameter dominieren, weist die Bereitstellung von Energie keine signifikante Bedeutung hinsichtlich der Emissionen von SO₂ und NO_x auf (vgl. Kap. 3.5). Die Qualität der Datenbasis ist für diesen Prozess und vorliegende Untersuchung als sehr gut einzuschätzen. Auch die vereinfachenden Annahmen bezüglich der Anteile der Emissionen in den einzelnen Ortsklassen sind bei Betrachtung der Relevanz der Energiebereitstellung in Bezug auf die gesamten Emissionen aller Sektoren gerechtfertigt.

Tab. A 38: Emissionen der Bereitstellung von Energie nach Ortsklassen. Alle Angaben in t/a

Ortsklasse	PM_{2,5}	PM₁₀	SO₂	NO_x	NH₃	PM	NMHC
Weltweit	8,91	17,6	1.570	632	0,189	34,6	21,2
Europa	8,91	17,6	1.570	632	0,189	34,6	21,2
Deutschland	8,91	17,6	1.570	632	0,189	34,6	21,2
Baden-Württemberg	8,91	17,6	1.570	632	0,189	34,6	21,2

Die Emissionen der Nutzung von Energie durch die Landwirtschaft in Baden-Württemberg sind in Tab. A 39 zusammengefasst.

Tab. A 39: Emissionen der Nutzung von Energie in Baden-Württemberg. Alle Angaben in t/a

	PM_{2,5}	PM₁₀	SO₂	NO_x	NH₃	Partikel	NMHC
Erdgas	0,0454	0,0464	0,195	14,6	0	0,0488	2,44
Heizöl	0,264	0,302	7,34	10,4	0	0,348	1,74
Summe	0,310	0,349	7,53	25,1	0	0,396	4,18

A.9 Bereitstellung und Nutzung von Treibstoff

Einsatzmengen von Treibstoff

Die Einsatzmengen von Treibstoff in der Landwirtschaft Baden-Württembergs wurden zunächst über zwei verschiedene Ansätze berechnet:

Ansatz I: Berechnung über Gasölbeihilfe

Die Einsatzmenge von Treibstoff wird über Angaben zur Gasölbeihilfe berechnet. Laut /MLR 2002/ wird die Gasölbeihilfe jährlich für ca. 180 Mio. l/a beantragt. Es wird davon ausgegangen, dass dies der tatsächlich genutzten Menge in Baden-Württemberg entspricht. Durch Berechnung über die Anteile von Ackerland und Dauergrünland (84,9 %) auf die gesamte Betriebsfläche in Baden-Württemberg (also abzüglich Forstwirtschaft, Obst- und Sonderkulturen, Weinbau, etc.) ergibt sich ein Einsatz von rund 153 Mio. l/a.

Ansatz II: Berechnung differenziert nach Flächen

Die Berechnung nach Ansatz II erfolgt über eine differenzierte Betrachtung des benötigten Treibstoffs in Abhängigkeit von der jeweils angebauten Pflanzenart. Die Angaben zum Treibstoffverbrauch wurden /KTBL 2001/ entnommen. Zusätzlich wurden Annahmen zur Flächenbewirtschaftung in Baden-Württemberg getroffen (Tab. A 40). Für die Bewirtschaftung von Grünland wurde die Anzahl der jährlichen Mahden bzw. Schnitte für Miesen und Mähweiden mit 3 angenommen. Des Weiteren wurde angenommen, dass die Anteile von Anweilensilage und Bodenheu jeweils 50 % betragen.

Tab. A 40: Annahmen zur Bewirtschaftung von Ackerland in Baden-Württemberg

Schlaggrößen		Anbaumethode	Anteil Wintergetreide		
	Anteil		Anteil		Anteil
1 ha	25 %	Pflug und Saatbettkombination	45 %	Weizen	60 %
2 ha	25 %	Grubber und Kreiselegge	45 %	Roggen	60 %
5 ha	25 %	Ökologischer Anbau	10 %	Hafer	60 %
20 ha	25 %			Gerste	49 %
				andere Getreidearten	60 %
				Raps	60 %

Quellen: /STLA 2001/, eigene Annahmen

Mit Hilfe der differenzierten Dieselmengen aus /KTBL 2001/ und eigenen Annahmen konnten so für 88 % des Ackerlands (Getreide, Silomais, Raps, Futterrüben, Kartoffeln) und das gesamte Grünland der Treibstoffeinsatz bestimmt werden. Für die restlichen 12 % des Ackerlands wurde der durchschnittliche Treibstoffeinsatz des bekannten Anteils des Ackerlands angenommen. Insgesamt ergab sich über diesen Ansatz ein Treibstoffverbrauch von insgesamt ca. 114 Mio. l/a.

Zusammenfassung

Bei der Berechnung der Einsatzmenge von Treibstoff nach Ansatz I ergeben sich 153 Mio. Liter, bei detaillierter Betrachtung nach Ansatz II 114 Mio. Liter.

Es ist anzunehmen, dass bei der detaillierten Betrachtung (Ansatz II) nicht die gesamten in der Landwirtschaft verbrauchten Mengen an Dieseldieselkraftstoff erfasst wurden (Treibstoffverbrauch bei weiteren Arbeiten und Fahrten, andere Maschinen, etc.). Bei Annahme der eingesetzten Treibstoffmenge über die Angaben zur Gasölbeihilfe (Ansatz I) ist damit zu rechnen, dass die Menge evtl. überschätzt wird (Verbrauch bei nicht der Landwirtschaft zuzurechnenden Arbeiten, privater Verbrauch) Es wurde daher mit dem Mittelwert beider Varianten (ca. 134 Mio. l/a) gerechnet.

Emissionsfaktoren der Bereitstellung und Nutzung von Treibstoff

Der Dieserverbrauch wurde nach /BORKEN 1999/ von Liter in MJ umgerechnet. Das in Deutschland verarbeitete Rohöl stammt zu 2,9 % aus Deutschland, zu 40,2 % aus Europa und zu 56,9 % aus anderen Ländern. Die Emissionsfaktoren für die Bereitstellung von Erdöl wurde /BORKEN 1999/ entnommen, die Anteile von PM_{2,5} und PM₁₀ wurden nach /ARB 2000/ abgeleitet.

Tab. A 41: Emissionsfaktoren für die Bereitstellung von Erdöl frei Raffinerie in Deutschland 1996. Alle Angaben in g/GJ

	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Rohöl aus Deutschland	0,401	0,440	29,2	7,26	0,000230	0,722	2,88
Rohöl aus Europa	0,0427	0,0470	1,44	3,19	0,0000100	0,0770	1,33
Rohöl aus GUS-Ländern	2,02	2,22	57,3	21,5	0,000230	3,64	19,9
Rohöl aus OPEC-Ländern	0,788	0,866	24,6	13,2	0,00300	1,42	4,11

Quelle: /ARB 2000/, /BORKEN 1999/

Es wird angenommen, dass die Raffination des in Baden-Württemberg durch die Landwirtschaft verbrauchten Diesels ausschließlich in Baden-Württemberg stattfindet. Die Emissionsfaktoren für die Raffination sowie die Distribution von Diesel wurden /BORKEN 1999/ entnommen. Die Bereitstellung von Kohle und Erdgas wurde auf Grund seiner äußerst geringen Bedeutung nicht berücksichtigt.

Tab. A 42: Emissionsfaktoren für die Raffination und Distribution von Diesel in Baden-Württemberg. Alle Angaben in g/GJ

	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Raffination	0,0275	0,110	10,0	3,64	0	0,220	6,86
EVU inkl. Vorkette	0,0427	0,0470	1,44	3,19	0,0000100	0,0770	1,33
Distribution	0,788	0,866	24,6	13,2	0,00300	1,42	4,11
Summe	2,02	2,22	57,3	21,5	0,000230	3,60	19,9

Quelle: /BORKEN 1999/, eigene Berechnungen

Für die Emissionsfaktoren der Nutzung von Treibstoff wurde der Dieserverbrauch von Liter in MJ umgerechnet (s. oben). Die Emissionsfaktoren wurden /BORKEN et al. 1999/ entnommen (Mittelwerte der Klasse kleiner Schlepper).

Tab. A 43: Emissionsfaktoren für die Nutzung von Treibstoff. Alle Angaben in g/MJ Diesel

	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Nutzung von Treibstoff	0,063	0,069	0,021	0,79	0,00047	0,069	0,13

Quellen: /ARB 2000/, /BORKEN 1999/

Emissionen der Bereitstellung und Nutzung von Treibstoff

Die Emissionen der Bereitstellung von Treibstoff - differenziert nach Ortsklassen - sind in Tab. A 44 zusammengefasst, die Emissionen der Treibstoffnutzung finden sich in Tab. A 45.

Tab. A 44: Emissionen der Bereitstellung von Treibstoff nach Ortsklassen. Alle Angaben in t/a

Ortsklasse	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Weltweit	3,74	4,69	170	78,8	0,00866	7,96	65,1
Europa	0,324	0,927	69,9	35,8	0,00430	1,80	36,4
Deutschland	0,248	0,844	67,3	30,1	0,00429	1,67	34,0
Baden-Württemberg	0,197	0,787	63,5	29,2	0,00426	1,57	33,6

Tab. A 45: Emissionen der Nutzung von Treibstoff in Baden-Württemberg. Alle Angaben in t/a

	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Nutzung von Treibstoff	303	329	100	3.770	2,24	329	620

Die Emissionsfaktoren sowohl für die Bereitstellung als auch die Nutzung von Treibstoff können als äußerst genau und belastbar bezeichnet werden. Im Vergleich dazu ist die Ableitung der eingesetzten Menge an Treibstoff mit größeren Unsicherheiten behaftet. Da die Bereitstellung von Treibstoff nicht signifikant zu den Emissionen beiträgt, ist für diesen Prozess die Datenqualität ausreichend. Für die Nutzung von Treibstoff ist die Qualität der Datenbasis jedoch nur befriedigend, da dieser Prozess hinsichtlich der landwirtschaftlichen Emission von PM_{2,5} eine bedeutende Rolle einnimmt. Es wäre wünschenswert, hier belastbarere Quellen zur in der Landwirtschaft eingesetzten Treibstoffmenge zur Verfügung zu haben.

A.10 Tierhaltung

Tierbestand und N-Ausscheidung

Angaben zum Tierbestand in Baden-Württemberg und zur N-Ausscheidung sind in Tab. A 46 aufgeführt.

Tab. A 46: Tierbestand in Baden-Württemberg und N-Ausscheidung

Tierart	Untergruppe	Anzahl	N-Ausscheidung [kg/Tier*a]
Rinder	Milchkühe	438.100	100
	Kälber (< ½ a)	174.100	16
	Jungrinder männlich (½ - 1 a)	75.900	44
	Jungrinder weiblich (½ - 1 a)	127.000	44
	Rinder männlich (> 1 a)	104.100	42
	Färsen (> 1 a)	257.100	44
	Ammen- und Mutterkühe	62.500	96
Schweine	Eber	8.600	13
	Sauen	313.700	36
	Mastschweine	1.127.400	13
	Ferkel	854.200	6,5
Geflügel	Masthähnchen u. Junghennen	1.513.700	0,29
	Legehennen	2.835.500	0,74
	Gänse, Enten, Truthühner	755.500	1,64
Schafe		288.800	13
Pferde		56.100	64

Quellen: /DÖHLER 2002a/, /LPP 2000/, /STBA 2000/, /STLA 2001/, /STLA 2003a/

Haltungsformen und Entmistungssysteme in Baden-Württemberg

Nach /DÖHLER 2002a/ wurde angenommen, dass 62 % der Milchkühe ganzjährig im Stall gehalten werden. Die Weideperiode wurde für Milchkühe mit 139 Tagen veranschlagt, während dieser Zeit werden 30 % der Milchkühe nur zum Melken in den Stall geführt (Ganztageweide) und 8 % verbringen die ganze Nacht (Halbtagesweide) im Stall. Bei der Ganztageweide fallen 15 % der N-Ausscheidungen im Stall und 85 % auf der Weide an. Bei der Halbtagesweide fallen 60 % der N-Ausscheidungen im Stall und 40 % auf der Weide an /DÖHLER 2002a/.

Färsen älter als 1 Jahr verbringen 171 Tage und Mutterkühe 207 Tage im Jahr auf der Weide /DÖHLER 2002a/. Die N-Ausscheidungen werden bei Färsen (> 1 a) und Mutterkühen anteilig der Weidetage aufgeteilt. Für Kälber, Jungvieh (½ - 1 a) und männliche Rinder (> 1 a) wird die Aufteilung analog den Färsen vorgenommen.

Es wird angenommen, dass sich Schafe etwa 2/3 des Jahres, also 243 Tage pro Jahr auf der Weide befinden. Die N-Ausscheidungen werden anteilig der Weidetage auf Stall und Weide aufgeteilt. Die N-Ausscheidungen von Pferden werden je zur Hälfte auf Stall und Weide aufgeteilt.

Mit diesen Annahmen ergeben sich folgende N-Ausscheidungen pro Jahr:

Tab. A 47: Jährliche N-Ausscheidung (gesamt) . Alle Angaben in t N/a

Tierart		Weide	Stall	Summe
Rinder		19.400	57.800	77.200
davon	Milchkühe	3.140	40.700	43.800
	Mastbullen (> ½ a)	2.050	2.320	4.370
	Kälber (< ½ a)	1.310	1.480	2.790
	Jungvieh (½ - 1 a)	4.180	4.750	8.930
	Färsen (>1 a)	5.300	6.010	11.300
	Ammen- und Mutterkühe	3.400	2.600	6.000
Schweine		-	31.600	31.600
davon	Eber	-	112	112
	Sauen	-	11.300	11.300
	Mastschweine	-	14.700	14.700
	Ferkel	-	5.550	5.550
Geflügel		-	3.780	3.780
davon	Masthähnchen u. Junghennen	-	439	439
	Legehennen	-	2.100	2.100
	Gänse, Enten, Truthühner	-	1.240	1.240
Schafe		2.500	1.250	3.750
Pferde		1.800	1.800	3.600
Summe		19.400	57.800	77.200

Emissionsfaktoren der Tierhaltung

In der Literatur gefundene Emissionsfaktoren für die Emission von Partikeln sind in Tab. A 48 zusammengefasst. Die umfassendste Studie in diesem Bereich wurden von /TAKAI 1998/ vorgelegt. Die Messungen für diese Untersuchung wurden in Dänemark, England, den Niederlanden sowie in Deutschland für verschiedene Stalltypen bzw. Haltungsverfahren für die Parameter PM₅ und PM durchgeföhrt. Insgesamt wurden 231 Rinderställe, 256 Schweineställe und 162 Geflügelställe untersucht. Da die Messwerte sich auf mg/GV*h bezogen, wurden sie mit Angaben aus /KTBL 2001/ auf Tier und Jahr umgerechnet. Für die einzelnen Tierarten und Haltungsformen wurden Mittelwerte über die Länder gebildet. Zusätzlich werden in Tab. A 48 die von /TAKAI 1998/ angegebenen Mittelwerte für Europa dargestellt. Die Messungen von /TÜV 2000/ wurden für PM_{2,5}, PM₁₀ und PM an einer Anlage zur Aufzucht von Mastgefögel (120.000 Tierplätze) und einer Anlage zur Haltung von Legehennen (40.000 Tierplätze) durchgeföhrt. Die Emissionsfaktoren von /CEPMEIP 2002/ beruhen auf Schätzungen auf Basis mehrerer Studien, so wurden z.B. unter anderem Ergebnisse von /TAKAI 1998/ und /IPCC 2003/ verwendet /TNO 2003/. In /IPCC 2003/ finden sich Emissionsfaktoren für die Legehennenhaltung, jedoch ohne Angabe der zugrunde liegenden Untersuchung. /KLIMONT 2002/ verwenden die mittleren Emissionsfaktoren von /TAKAI 1998/ und sind deshalb nicht mitaufgeföhrt.

Zusammenfassend muss die Studie von /TAKAI 1998/ auf Grund ihres Untersuchungsumfanges (über 600 verschiedene Ställe) als die bislang belastbarste Quelle betrachtet werden. Zur Berechnung der Partikelemissionen aus der Tierhaltung werden daher die Emissionsfak-

toren von /TAKAI 1998/ verwendet, auch da hier nach Haltungsverfahren differenzierte Emissionsfaktoren zur Verfügung stehen. Sowohl /ICC & SRI 2000/ als auch /KLIMONT 2002/ verwenden ebenfalls die Emissionsfaktoren von /TAKAI 1998/ für ihre Berechnungen. Die neueren Untersuchungen von /TÜV 2000/, die auch die Anteile von PM_{2,5} und PM₁₀ erfassten, deuten darauf hin, dass die Partikelemissionen insbesondere im Bereich der Geflügelmast eventuell deutlich geringer sein könnten, als durch bisherige Studien angenommen. Durch den geringen Messumfang (lediglich zwei Anlagen) weisen die Angaben von /TÜV 2000/ jedoch keine hohe Belastbarkeit auf. In vielen Studien wurden zwischen einzelnen Ställen teilweise gravierende Unterschiede gefunden, da zahlreiche Einflussfaktoren die Emission von Partikeln beeinflussen (Futtermittelart, Fütterungssystem, Entmistungssystem, Einstreumaterialien, Temperatur, Feuchtigkeit, etc.). Vor diesem Hintergrund erscheint es gerechtfertigt, zur Bestimmung der Partikelemission in der Tierhaltung den Emissionsfaktoren der umfangreichen Analysen von /TAKAI 1998/ den Vorzug zu geben.

Tab. A 48: Emissionsfaktoren für die Partikelemission durch Tierhaltung. Alle Angaben in kg/Tier*a

Tierart		Quelle	PM _{2,5}	PM ₅	PM ₁₀	PM
Rinder		a	0,0885		0,3960	0,8850
		b ¹⁾		0,1704		1,0296
Milchkuh	Festmist	b		0,2943		0,9382
Milchkuh	Boxenlaufstall	b		0,2996		1,8133
Jungrinder	Festmist	b		0,0888		0,4744
Jungrinder	Spaltenboden	b		0,0758		0,6269
Kalb	Festmist	b		0,0718		0,3469
Kalb	Spaltenboden	b		0,0512		0,3351
Schweine		a	0,0785		0,3540	0,7850
		c	0,7500		2,2000	
		b ¹⁾		0,1058		0,9480
Zuchtsau	Festmist	b		0,1664		1,5715
Zuchtsau	Spaltenboden	b		0,1673		1,2115
Ferkel		b		0,0132		0,1787
Mastschwein	Festmist	b		0,0871		0,8898
Mastschwein	Spaltenboden	b		0,0809		0,7509
Geflügel		c	0,0430		0,0860	
		b ¹⁾		0,0210		0,1316
Legehennen	Bodenhaltung	b		0,0177		0,0918
Legehennen	Käfighaltung	b		0,0023		0,0190
Legehennen		d				0,0300
Legehennen	Käfighaltung	e	0,0028		0,0187	0,0321
Masthähnchen		e	0,0003		0,0027	0,0083
Masthähnchen		b		0,0068		0,0521
Masthähnchen		d				0,12 - 0,18
Hühner		a	0,0083		0,0370	0,0830
Gänse, Enten		a	0,0553		0,2490	0,5530

Quellen: a /CEPMEIP 2002/, b /TAKAI 1998/, c /BERDOWSKI 1997/, d /IPPC 2003/, e /TÜV 2000/, eigene Berechnungen

1) Mittelwerte für Europa und alle Haltungsverfahren

Da für Schafe und Pferde keine Emissionsfaktoren gefunden werden konnten, wurden deshalb die Mittelwerte (für Europa) für Rinder aus /TAKAI 1998/ übernommen und über Großvieheinheiten die Emissionsfaktoren für Schafe und Pferde berechnet.

Nach /TAKAI 1998/ sind die Partikelemissionen bei Weidehaltung außerhalb des Stalls wahrscheinlich geringer als die Emissionen bei Stallhaltung. /ICC & SRI 2000/ betrachten die Weidehaltung von Rindern und Schafen nicht als eine signifikante Partikelquelle und schätzen eventuell auftretende Emissionen als minimal ein. Da keine Literaturangaben zu Partikelemissionen oder -konzentrationen gefunden werden konnten, wird davon ausgegangen, dass bei Weidehaltung keine Partikelemissionen stattfinden. Die Emissionen wurden also um die anteilige Zeitdauer der Weidehaltung reduziert (s. oben).

In Tab. A 49 sind verschiedene Literaturangaben zur Partikelgrößenverteilung dargestellt. Die Anteile von $PM_{2,5}$ und PM_{10} wurden wie in /ICC & SRI 2000/, /KLIMONT 2002/ und nach /LOUHELAINEN 1987a/ für die Haltung von Schweinen, Geflügel, Schafen und Pferden mit 8 % und 45 % angenommen. Für die Rinderhaltung wurden die Anteile von $PM_{2,5}$ und PM_{10} wie in /KLIMONT 2002/ mit 10 % bzw. 45 % angesetzt.

Tab. A 49: Partikelgrößenverteilung in der Tierhaltung. Alle Angaben in %

Quelle	Tierart	$PM_{2,5}$	PM_5	PM_{10}	PM
/LOUHELAINEN 1987a/	Schweine	8		45	100
/TAKAI 1998/	Rinder		17,3		100
	Schweine		12,6		100
	Geflügel		16,7		100
/ICC & SRI 2000/	alle Tierarten	8		45	100
/CEPMEIP 2002/	alle Tierarten	10		45	100
/KLIMONT 2002/	Schweine	8		45	100
	Rinder, Geflügel	10		45	100
/TÜV 2000/	Legehennen	3,1		33,1	100
	Masthühnchen	8,8		58,3	100

Um Bandbreiten der möglichen Emissionen zu bestimmen, wurden basierend auf den vier verschiedenen länderspezifischen Sätzen von Emissionsfaktoren aus /TAKAI 1998/ die Partikelemissionen berechnet. Für jede Tierart und jedes Haltungssystem wurden dann die Maximal- bzw. Minimalwerte entnommen. Die Addition der jeweiligen Werte der einzelnen Partikelfraktionen über alle Tierarten ergibt die Bandbreiten.

Die Emissionsfaktoren für die NH₃-Emission aus der Tierhaltung sowie die Anteile der Stallhaltungsverfahren (Durchschnittswerte für Deutschland) wurden aus /DÖHLER 2002a/ übernommen (Tab. A 50). Folgende Annahmen wurden getroffen: Die Emissionsfaktoren für Mutterkühe wurde wie für Milchkühe angenommen, die Emissionsfaktoren für Färsen wie für Mastbullen und Jungvieh. Die Emissionsfaktoren für Eber und Ferkel entstammen /DÖHLER 2002a/.

Tab. A 50: NH₃-Emissionsfaktoren der Tierhaltung in Abhängigkeit von Stalltyp und Entmistungsverfahren sowie deren relativen Anteile. Alle Angaben in kg NH₃-N pro Tier und Jahr

Tierart / Untergruppe	Anteil	Stalltyp, Haltungsart, Entmistungsverfahren	Emissionsfaktor
Milchvieh	13%	Anbindestall, Festmist	4,0
	33%	Anbindestall, Flüssigmist	4,0
	3%	Laufstall, Festmist	12,0
	51%	Laufstall, Flüssigmist	12,0
Mastbullen und Jungvieh	3%	Anbindestall, Festmist	2,0
	3%	Anbindestall, Flüssigmist	2,0
	3%	Laufstall, Tretmist	2,5
Färsen	91%	Laufstall, Vollspaltenboden	3,0
	8%	Anbindestall, Festmist	2,0
	17%	Anbindestall, Flüssigmist	2,0
	25%	Laufstall, Tiefstreu	2,5
Mutterkühe	50%	Laufstall, Vollspaltenboden	3,0
	7%	Anbindestall, Festmist	4,0
	2%	Anbindestall, Flüssigmist	4,0
	86%	Laufstall, Festmist	12,0
Eber	5%	Laufstall, Flüssigmist	12,0
	alle Bereiche		5,5
	alle Bereiche		6,0
Sauen	alle Bereiche		6,0
	60%	Vollspaltenboden, Flüssigmist	3,0
	32%	Teilspaltenboden, Flüssigmist	3,0
Mastschweine	8%	Einstreustall	4,0
	alle Bereiche		0,75
Ferkel	20%	Käfighaltung, Kotgrube	0,25
	30%	Käfighaltung, Kotband	0,12
	30%	Käfighaltung, Kotband und Trocknung	0,032
	20%	Bodenhaltung + Freiland	0,26
Legehennen	70%	Einstreu	0,04
	30%	Kotbelüftung / Trocknung	0,02
Masthähnchen	alle Bereiche		0,6
	alle Bereiche		0,4
Gänse, Enten, Truthühner	alle Bereiche		12,0
Schafe	alle Bereiche		12,0
Pferde	alle Bereiche		12,0

Quellen: /DÖHLER 2002a/, eigene Annahmen

Nach /DÖHLER 2002a/ wurden die NH₃-Emissionen auf der Weide mit 8 % des ausgeschiedenen N angenommen.

Emissionen der Tierhaltung

In Tab. A 51 finden sich die NH₃-Emissionen durch Weide- und Stallhaltung differenziert nach Tierarten und Untergruppen zusammengefasst.

Tab. A 51: NH₃-Emissionen durch Weide- und Stallhaltung differenziert nach Untergruppen. Alle Angaben in t NH₃/a

Tierart		Weide	Stall	Summe
Rinder		1.550	7.430	8.980
davon	Milchkühe	251	4.430	4.680
	Mastbullen (> ½ a)	164	370	534
	Kälber (< ½ a)	335	721	1.055
	Jungvieh (½ - 1 a)	424	820	1.240
	Färsen (>1 a)	104	237	341
	Ammen- und Mutterkühe	272	856	1.130
Schweine		-	7.340	7.340
davon	Eber	-	57,4	57,4
	Sauen	-	2.290	2.290
	Mastschweine	-	4.220	4.220
	Ferkel	-	778	778
Geflügel		-	1.100	1.100
davon	Masthähnchen u. Junghennen	-	491	491
	Legehennen	-	62,5	62,5
	Gänse, Enten, Truthühner	-	550	550
Schafe		200	140	340
Pferde		144	817	961

Die Emissionen von Partikeln und NH₃ durch die Tierhaltung sind in Tab. A 52 differenziert nach Tierarten aufgeführt.

Tab. A 52: Emissionen der Tierhaltung in Baden-Württemberg. Alle Angaben in t/a

Tierart	PM _{2,5}	PM ₁₀	NH ₃	PM
Rindvieh	91,8	413	8.980	918
Schweine	116	653	7.340	1.450
Geflügel	40,4	227	1.100	505
Schafe	1,23	5,52	340	12,3
Pferde	3,56	16,0	961	35,6
Summe	253	1.310	18.700	2.920

Die Tierhaltung trägt mit je 39 % zu den landwirtschaftlichen Emissionen von PM₁₀, PM und NH₃ in Baden-Württemberg bei und stellt damit für die Emissionen durch die Landwirtschaft einen der wichtigsten untersuchten Prozesse dar. Für die Emissionen von PM₁₀ und PM sind die möglichen Bandbreiten relativ groß. /ICC & SRI 2000/ veranschlagen die Unsicherheiten mit ± 40 %, bezeichnen die Emissionen durch die Tierhaltung aber als ziemlich genau bestimmt. Die Qualität der Datenbasis für die Partikelemissionen wird im Rahmen dieser Studie als nicht ausreichend betrachtet, da eine Differenzierung der Partikelemissionen zwar nach unterschiedlichen Haltungsformen und Stalltypen vorgenommen werden kann, in diesem Be-

reich jedoch weitere Untersuchungen zur Ausweitung der Datenbasis wünschenswert sind. So sind z.B. Einflüsse von Einstreumaterialien oder Fütterungsverfahren noch unzureichend beschrieben (vgl. auch Kap. C.1).

Die Emission von NH_3 ist ausreichend genau bestimmt. Unsicherheiten werden hier vor allem durch die Annahmen zu den Anteilen der einzelnen Haltungsformen und Entmistungssysteme verursacht (vgl. hierzu auch Kap. A.11 und A.12). Durch Variationen dieser Annahmen steigen die Emissionen von NH_3 im ungünstigsten Fall jedoch nur um etwa um 2.800 t NH_3 (ca. 13 %). Die Qualität der Datenbasis kann somit für NH_3 als befriedigend eingestuft werden.

A.11 Lagerung von Wirtschaftsdüngern

Die Grenze zwischen Tierhaltung und Düngemittelbereitstellung wurde mit Eintritt der Wirtschaftsdünger in das Güllelager gezogen, das heißt, dass die Emissionen aus den Wirtschaftsdüngerlagern der Wirtschaftsdüngerlagerung zuzuordnen sind.

Gelagerte Mengen von Wirtschaftsdüngern

Aus Angaben über den Tierbestand und Literaturwerten zu den N-Ausscheidungen je Tier wurde die in Baden-Württemberg mit Wirtschaftsdüngern anfallende N-Menge berechnet (vgl. Kap. A.10). Abzüglich der Emissionsverluste im Stall und der auf der Weide ausgeschiedenen Düngermengen verbleiben die in Tab. A 53 zusammengefassten Mengen an N zur Lagerung. Die Anteile der verschiedenen Lagerungsarten für die Flüssigdünger wurden abgeschätzt.

Tab. A 53: Gelagerte Mengen an N in Wirtschaftsdüngern. Alle Angaben in t N/a

Tierart	Düngerform	Lagerungsart	Anteil	Menge
Rinder	Festmist			11.300
	Flüssigmist	Feste Abdeckung	10%	4.020
		Natürliche Schwimmdecke	80%	32.200
		Künstliche Schwimmdecke	10%	4.020
Schweine	Festmist			8.050
	Flüssigmist	Feste Abdeckung	10%	1.750
		Natürliche Schwimmdecke	80%	14.000
		Künstliche Schwimmdecke	10%	1.750
Geflügel	Festmist			2.870
Pferde	Festmist			1.680
Schafe	Festmist			1.140

Emissionsfaktoren der Lagerung von Wirtschaftsdüngern

In /DÖHLER 2002a/ finden sich Emissionsfaktoren für die Lagerung von Wirtschaftsdüngern. Die Emissionen für Geflügel-, Pferde-, und Schafmist wurden von Rindern und Schweinen übernommen. Die Minderung der NH₃-Emission beträgt bei einer natürlichen Schwimmdecke 70 % (Rindergülle) bzw. 30 % (Schweinegülle) gegenüber der Güllelagerung ohne Abdeckung.

Tab. A 54: Emissionsfaktoren für die Lagerung von Wirtschaftsdüngern.
Alle Angaben in % NH₃ vom verbliebenen (gelagerten) N

Tierart	Düngeform	Lagerungsart	Verlust
Rinder	Festmist		25,0
	Flüssigmist	Feste Abdeckung	0,8
		Natürliche Schwimmdecke	2,4
		Künstliche Schwimmdecke	1,6
Schweine	Festmist		25,0
	Flüssigmist	Feste Abdeckung	1,5
		Natürliche Schwimmdecke	10,5
		Künstliche Schwimmdecke	3,0
Geflügel	Festmist		25,0
Pferde	Festmist		25,0
Schafe	Festmist		25,0

Quellen: /DÖHLER 2002a/, eigene Berechnungen

Emissionen der Lagerung von Wirtschaftsdüngern

Es ergeben sich folgende Emissionen für die Lagerung von Wirtschaftsdüngern in Baden-Württemberg:

Tab. A 55: Emission der Lagerung von Wirtschaftsdüngern. Alle Angaben in t/a

Tierart	Düngeform	Lagerungsart	NH₃
Rinder	Festmist		2.820
	Flüssigmist	Feste Abdeckung	32,2
		Natürliche Schwimmdecke	772
		Künstliche Schwimmdecke	64,3
Schweine	Festmist		2.010
	Flüssigmist	Feste Abdeckung	26,3
		Natürliche Schwimmdecke	1.470
		Künstliche Schwimmdecke	52,6
Geflügel	Festmist		717
Pferde	Festmist		419
Schafe	Festmist		285
Summe			8.680

Da die Lagerung von Wirtschaftsdüngern einen signifikanten Beitrag zur NH₃-Emission der Landwirtschaft leistet (etwa 18 %), ist eine kritische Betrachtung der Datenqualität und eine Einschätzung der möglicherweise vorliegenden Unsicherheiten unerlässlich.

Die zur Bestimmung der Ammoniakemissionen durch die Lagerung von Wirtschaftsdüngern herangezogenen Emissionsfaktoren können als relativ genau und belastbar angenommen werden. Allerdings müssen die auf /DÖHLER 2002a/ basierenden Annahmen zu den Anteilen von Flüssig- und Festmistverfahren (vgl. Kap. A.10) kritisch betrachtet werden. Diese stellen

Durchschnittswerte für Deutschland dar, die durch hochgerechnete Daten aus Modellregionen gewonnen wurden.

Da sich die Emissionsfaktoren für Flüssigmist- und Festmistlagerung deutlich unterscheiden (Tab. A 54), können hierdurch Unsicherheiten vorliegen. Ist z.B. der Anteil der Festmistwirtschaft in der Rinder- und Schweinehaltung dreimal so hoch als angenommen, beträgt die NH_3 -Emission etwa 14.000 t pro Jahr (das entspricht 27 % der gesamten Emission der Landwirtschaft). Bei Annahme einer reinen Flüssigmistwirtschaft in Baden-Württemberg beträgt die Emission rund 6.000 t NH_3/a (14 %). Es ist jedoch davon auszugehen, dass die Unsicherheiten durch die Unterschiede in den Anteilen der Entmistungssysteme zwischen Deutschland und Baden-Württemberg und die Hochrechnung von Modellregionen in /DÖHLER 2002a/ nicht in den genannten Größenordnungen liegen.

Gegenüber den Unsicherheiten durch die Annahmen zu den Anteilen der jeweiligen Entmistungssysteme wirken sich Unsicherheiten durch andere Abschätzungen (z.B. Annahme der Anteile der verschiedenen Lagerungsarten) nicht bedeutend aus. Zusammenfassend können somit die Unsicherheiten hinsichtlich der Beurteilung der Bedeutung der Wirtschaftsdüngerlagerung für die NH_3 -Emission als wenig relevant eingestuft werden. Die Qualität der Datenbasis kann als befriedigend eingeschätzt werden.

A.12 Einsatz von Wirtschaftsdüngern

Einsatzmengen von Wirtschaftsdüngern

Aus obigen Angaben wurden die ausgebrachten Wirtschaftsdüngermengen berechnet (vgl. Kap. A.11). Abzüglich der Emissionsverluste bei der Lagerung verbleiben die in Tab. A 56 zusammengefassten Mengen an N zur Ausbringung. Die Anteile der verschiedenen Ausbringungsmethoden wurden /DÖHLER 2002a/ entnommen.

Tab. A 56: Ausgebrachte Mengen an N in Wirtschaftsdüngern. Alle Angaben in t N/a

Tierart	Düngeform	Ausbringungsart	Anteil	Menge
Rinder	Festmist	Breitverteilung + Einarbeitung	100%	8.970
		Flüssigmist	Breitverteilung + Einarbeitung	78%
		Schleppschlauch	18%	7.100
		Schleppschuh	1%	395
		Gülleschlitz	2%	790
		Güllegrubber	1%	395
Schweine	Festmist	Breitverteilung + Einarbeitung	100%	6.390
		Flüssigmist	Breitverteilung + Einarbeitung	68%
		Schleppschlauch	27%	4.390
		Schleppschuh	1%	162
		Gülleschlitz	2%	325
		Güllegrubber	2%	325
Geflügel	Festmist	Breitverteilung + Einarbeitung	100%	2.280
Pferde	Festmist	Breitverteilung + Einarbeitung	100%	1.330
Schafe	Festmist	Breitverteilung + Einarbeitung	100%	905

Quellen: /DÖHLER 2002a/, eigene Berechnungen

Emissionsfaktoren des Einsatzes von Wirtschaftsdüngern

In /DÖHLER 2002a/ finden sich Emissionsfaktoren für die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern. Die Emissionen für Geflügel-, Pferde-, und Schafmist wurden von Schweinen übernommen. Für die Emissionen von NO_x wurde eine Emission von 0,3 % des ausgebrachten N (analog zum Einsatz von Mineraldüngern) angenommen /SKIBA 2002/.

Tab. A 57: Emissionsfaktoren für die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern. Angaben zur Emission in % NH₃ vom ausgebrachten NH₄-N

Tierart	Düngeform	Ausbringungsart	Anteil NH ₄ -N	Emission
Rinder	Festmist	Breitverteilung + Einarbeitung	65%	45
		Flüssigmist	Breitverteilung + Einarbeitung	50%
	Flüssigmist	Schleppschlauch	50%	20
		Schleppschuh	50%	15
		Gülleschlitz	50%	15
		Güllegrubber	50%	10
Schweine	Festmist	Breitverteilung + Einarbeitung	65%	40
		Flüssigmist	Breitverteilung + Einarbeitung	25%
	Flüssigmist	Schleppschlauch	25%	15
		Schleppschuh	25%	10
		Gülleschlitz	25%	10
		Güllegrubber	25%	10
Geflügel	Festmist	Breitverteilung + Einarbeitung	65%	40
Pferde	Festmist	Breitverteilung + Einarbeitung	40%	40
Schafe	Festmist	Breitverteilung + Einarbeitung	40%	40

Quellen: /DÖHLER 2002a/, eigene Annahmen

Emissionen des Einsatzes von Wirtschaftsdüngern

Es ergeben sich folgende Emissionen für die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern in Baden-Württemberg:

Tab. A 58: Emission der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern. Alle Angaben in t/a

Tierart	Düngerform	Ausbringungsart	NO _x	NH ₃
Rinder	Festmist	Breitverteilung + Einarbeitung	26,9	2.620
		Flüssigmist	92,4	7.700
	Flüssigmist	Schleppschlauch	21,3	710
		Schleppschuh	1,19	29,6
		Gülleschlitz	2,37	59,3
		Güllegrubber	1,19	19,8
Schweine	Festmist	Breitverteilung + Einarbeitung	19,2	1.660
		Flüssigmist	33,1	1.100
	Flüssigmist	Schleppschlauch	13,2	165
		Schleppschuh	0,487	4,06
		Gülleschlitz	0,975	8,12
		Güllegrubber	0,975	8,12
Geflügel	Festmist	Breitverteilung + Einarbeitung	6,83	592
Pferde	Festmist	Breitverteilung + Einarbeitung	4,00	213
Schafe	Festmist	Breitverteilung + Einarbeitung	2,71	145
Summe			227	15.000

Wie auch die Lagerung stellt auch der Einsatz von Wirtschaftsdüngern einen signifikanten Beitrag zur NH₃-Emission der Landwirtschaft (rund 30 %). Eine Einschätzung der möglicherweise vorliegenden Unsicherheiten ist daher wichtig.

Die ausgebrachten Mengen an Wirtschaftsdünger beruhen auf Berechnungen und Annahmen der Prozesse Tierhaltung und Lagerung von Wirtschaftsdüngern. Unsicherheiten in diesen Bereichen beeinflussen somit die Berechnung der Emissionen des Wirtschaftsdüngereinsatzes. Die getroffenen Annahmen über Entmistungssysteme und Haltungsformen sowie die Art und Dauer von Weidegängen wirken sich auf die zur Ausbringung zu Verfügung stehende Wirtschaftsdüngermenge aus. Allerdings führt beispielsweise die in Kap. A.11 angesprochene Variation in den Anteilen der Entmistungssysteme (dreifach so hoher Anteil Festmistsysteme bis ausschließlich Flüssigmistsysteme) nur zu geringen Auswirkungen hinsichtlich der Emissionen durch den Einsatz von Wirtschaftsdüngern: Die Bandbreite der NH₃-Emission liegt unter obigen Annahmen zwischen 15.000 und 16.800 t NH₃.

Weitere Unsicherheiten bestehen vermutlich in den Annahmen zu der Verbreitung der Ausbringungsmethoden. Wie bei der Wirtschaftsdüngerlagerung beruhen die Angaben nach /DÖHLER 2002a/ auf Hochrechnungen von Modellregionen und stellen Durchschnittswerte für Deutschland dar. Es ist jedoch auch hier davon auszugehen, dass die Genauigkeit der Annahmen ausreichend ist, und die resultierenden Unsicherheiten nicht von hoher Bedeutung sind.

Die größten Unsicherheiten sind in den verwendeten Emissionsfaktoren zu sehen. Die NH₃-Emission ist von vielen hoch variablen Faktoren abhängig. So können z.B. die Witterung, die

Konsistenz der Wirtschaftsdünger, die Vegetation, die Bodeneigenschaften und auch der tatsächliche Einarbeitungszeitraum (Zeitdauer zwischen Ausbringung und Einarbeitung) die Emission stark beeinflussen. Die Qualität der Datenbasis kann somit insgesamt nur als befriedigend eingeschätzt werden.

A.13 Einsatz von Klärschlamm

Bilanziert werden hier die Emissionen der Parameter NO_x und NH_3 , die durch die Ausbringung von Klärschlamm verursacht werden.

Einsatzmengen von Klärschlamm

Im Jahre 2000 mussten 330.000 t (TM) Klärschlamm in Baden-Württemberg entsorgt werden. Davon wurden 76.000 t in der Landwirtschaft eingesetzt (Tab. A 59).

Tab. A 59: Klärschlamm Entsorgung im Jahr 2000 in Baden-Württemberg. Alle Angaben in t TM/a

Behandlung des entsorgten Klärschlammes in der Kläranlage	Art der Entsorgung				Schlammmenge
	Thermische Entsorgung	Deponierung	Landschaftsbau	Landwirtschaft	
Anaerobe Stabilisierung	81.740	23.000	95.600	47.700	248.340
Aerobe Stabilisierung	4.460	1.900	11.400	17.600	35.360
Aerobe Teilstabilisierung oder chemische Nachstabilisierung	13.800	4.800	17.000	10.700	46.300
Summe	100.000	30.000	124.000	76.000	330.000

Quelle: /UVM 2002/

Emissionsfaktoren des Einsatzes von Klärschlamm

N-Gehalt und Trockenmassegehalt von Klärschlamm wurden /KTBL 2001/ entnommen. Die Emissionen von $\text{NH}_3\text{-N}$ wurden nach /ECETOC 1994/ mit 22 % des ausgebrachten N angenommen. Die Emission von NO_x wurde analog zum Einsatz von Mineral- und Wirtschaftsdüngern nach /SKIBA 2002/ mit 0,3 % berechnet.

Emissionen des Einsatzes von Klärschlamm

Mit obigen Annahmen ergibt sich eine Emission von 883 t NH_3 und 31,4 t NO_x .

Unsicherheiten können sich zum einen aus der angesetzten Menge an ausgebrachtem Klärschlamm ergeben, zum anderen aus den verwendeten Emissionsfaktoren. Für die Emission von NO_x in Baden-Württemberg macht der Einsatz von Klärschlamm nicht einmal 1 % aus, zur Emission von NH_3 trägt der Einsatz von Klärschlamm mit 1,8 % bei. Im Rahmen vorliegender Untersuchung weisen die Berechnungen also eine ausreichende Genauigkeit auf, selbst bei Unterschätzung der Emissionen um eine Größenordnung weist der Einsatz von Klärschlamm nur eine untergeordnete Bedeutung hinsichtlich der Emissionen von NH_3 , vor allem aber auch NO_x auf.

A.14 Bodenbearbeitung und Ernte

Bodenbearbeitung

Ansatz I: Berechnung der Emissionen über Emissionsfaktoren

Nach /ARB 1997b/ wurden für die Bodenbearbeitung die Emissionen mittels folgender Formel berechnet:

$$EF = k * 4,8 * s_{0,6} \text{ [lbs PM/acre-pass]}$$

Der von der zu betrachtenden Partikelfraktion abhängige Faktor k wurde nach /ARB 1997b/ mit 0,148 für PM₁₀ beziffert. Der Schluffgehalt s (in %) wurde nach /ARB 1997b/ mit 18 angenommen. Es ergibt sich somit ein Emissionsfaktor von 4,024 PM₁₀/acre, was 4.510 g PM₁₀/ha entspricht. Die Anteile von PM_{2,5} und PM₁₀ an PM wurden mit 10,1 % und 45,4 % veranschlagt /ARB 2000/. Die gesamten Partikelemissionen wurden dann durch Hochrechnung über die gesamte Ackerfläche Baden-Württembergs ermittelt.

Ansatz II: Berechnung der Emissionen über Frachten

Verschiedene Studien berichten auch über gemessene Konzentrationen von Partikeln bei bzw. nahe landwirtschaftlicher Feldarbeiten. In Tab. A 60 ist eine Auswahl zusammengefasst.

Tab. A 60: Konzentration von Partikeln nahe landwirtschaftlicher Bodenbearbeitung. Alle Angaben in mg/m³

Quelle	PM ₄	PM ₁₀	PM	Land	Bemerkung
a			40	Deutschland	Mittlere Konz. in Höhe des Traktorfahrers
b	0,3 - 10			Kalifornien	Probenahme unterhalb 1 m Höhe
c	0,1 - 1	0,4 - 8,6	9,3 - 160	Kalifornien	
d			100,150	Schweden	Mittlere Konz. an 2 Punkten außerhalb des Traktors

Quellen: a /BATEL 1979/, b /CLAUSNITZER 1996/, c /NIEUWENHUIJSEN 1998a/, d /NORÉN 1985/

Zur Berechnung der Emissionen wurden die Werte von /BATEL 1979/ für Deutschland benutzt. Es wurde angenommen, dass die gesamte im Luftpaket enthaltene Partikelmenge ermittelt wird. (Annahmen: 3 m Höhe des Luftpakets, also 30.000 m³ pro ha). Des weiteren wird eine einmalige Überführung des gesamten Ackerlands (849.500 ha) in Baden-Württemberg vorausgesetzt. Die Anteile von PM_{2,5} und PM₁₀ werden analog zu den Berechnungen über Emissionsfaktoren (s.o.) nach /ARB 2000/ mit 10,1 % und 45,4 % angenommen.

Ansatz III: Berechnung der Emissionen durch Feldwegnutzungsformel

Die grundlegende Überlegung hinter diesem Ansatz wertet das Befahren des Feldes wie die Befahrung eines unbefestigten Feldweges (vgl. Kap. A.16). Die Emissionsfaktoren können einer Formel von /U.S.-EPA 1998/ entnommen werden:

$$EF = k * 5,9 * (s/12) * (S/30) * (W/3)^{0,7} * (w/4)^{0,5} * (365-p/365) \text{ [lb/VMT}^8\text{]}$$

⁸ VMT: vehicle mile travelled, gefahrene Fahrzeugmeilen

Hier wurde s (Schluffgehalt des Materials auf der Wegoberfläche in %) analog zu Ansatz I mit 18 angenommen. Die mittlere Fahrzeuggeschwindigkeit S wurde auf 5 km/h geschätzt. Das mittlere Fahrzeuggewicht W wurde mit 5 t, die mittlere Reifenanzahl w mit 4 angenommen. Zur Bestimmung der Anzahl der Tage im Jahr mit mindestens 0,254 mm Niederschlag wurden Tageswerte des Deutschen Wetterdienstes /DWD 2002/ ausgewertet (1.1.1991 bis 30.9.2002). Im betrachteten Zeitraum waren jährlich durchschnittlich 77 Tage mit mehr als 0,254 mm Niederschlag zu verzeichnen. Der partikelgrößenabhängige Faktor k wurde nach /U.S.-EPA 1998/ mit 0,095 für $PM_{2,5}$, 0,36 für PM_{10} und 1,0 für PM veranschlagt.

Mit $1 \text{ lb/VMT} = 281,9 \text{ g/VKT}^9$ ergeben sich folgende Emissionsfaktoren: 27,7 g $PM_{2,5}$ /km, 105 g PM_{10} /km und 292 g PM /km.

Aus der Zahl der Feldarbeitsschritte und den Arbeitsbreiten der eingesetzten Maschinen kann man die Anzahl der Überfahrten bzw. die gesamte auf dem Feld zurückgelegte Weglänge ableiten:

Tab. A 61: Annahmen zu Arbeitsbreiten und Anzahl von Überfahrten

Arbeitsschritt	Arbeitsbreite [m]	Überfahrten [Anzahl]	Gesamtlänge [km/ha]
Bodenbearbeitung Pflug / Grubber	4,00	1	2,50
Saatbettkombination	6,00	1	1,67
Aussaat	4,00	1	2,50
Herbizidausbringung	20,0	1	0,50
Düngerausbringung	20,0	3	1,50
Fungizidausbringung	20,0	1	0,50
Summe		8	9,17

Die gesamten Partikelemissionen wurden dann durch Hochrechnung über die gesamten Ackerfläche Baden-Württembergs ermittelt.

Zusammenführung der Ansätze

Ein Vergleich der drei Ansätze ist in Tab. A 62 zusammengefasst.

Tab. A 62: Emissionen durch Bodenbearbeitung. Vergleich der Ansätze I-III.
Alle Angaben in t/a

Ansatz		$PM_{2,5}$	PM_{10}	PM
I	Emissionsfaktoren	849	3.830	8.430
II	Frachten	103	463	1.020
III	Feldwegnutzung	216	818	2.270

Zur Berechnung wurde Ansatz II der Vorzug gegeben. Einer der Gründe hierfür liegt in der äußerst unsicheren Ableitung der Emissionen über die Feldwegnutzungsformel (Ansatz III), da den Emissionen durch Befahrung von Feldwegen andere Mechanismen zu Grunde liegen, als den Emissionen bei Bodenbearbeitung. Ansatz I wird auf Grund unterschiedlicher klimatischer Verhältnisse (Kalifornien) als nicht übertragbar auf mitteleuropäische Bedingun-

⁹ VKT: vehicle kilometer travelled, gefahrene Fahrzeugkilometer

gen gesehen. Insbesondere fallen hier die großen Unterschiede der mit diesem Ansatz berechneten Emissionen durch Bodenbearbeitung und Ernte auf (s.u.: Emissionen durch Bodenbearbeitung um etwa drei Größenordnungen höher). Bei verschiedenen durchgeführten Messungen der Konzentrationen von Partikeln konnten solche großen Unterschiede zwischen Bodenbearbeitung und Ernte nicht festgestellt werden (/CLAUSNITZER 1996/, /LOUHELAINEN 1987b/, /NIEUWENHUIJSEN 1998a/). Auch die Studie von /ICC & SRI 2000/ gibt diesem Berechnungsansatz den Vorzug.

Die für die Bodenbearbeitung berechneten Partikelemissionen können jedoch nur als eine erste grobe Einschätzung betrachtet werden, die berechnete Partikelemission ist abhängig von verschiedenen Faktoren, wie zum Beispiel der angenommenen Höhe der Emissionsfahne und dem Anteil des tatsächlich von der Fläche emittierten Materials. Auch die Witterungsbedingungen bei der Messung der Partikelkonzentration weisen einen großen Einfluss auf die gemessenen Konzentrationen auf /NIEUWENHUIJSEN 1998b/.

Die Bandbreiten der Partikelemissionen sind sehr groß, als Minimalwerte wurden hier die Hälfte der nach Ansatz II berechneten Emissionen verwendet (Tab. A 63). Maximalwerte stellen die nach Ansatz I berechneten Emissionen dar. Insgesamt ist die Qualität der Datenbasis für die Bodenbearbeitung noch nicht ausreichend und sollte durch weitere Forschungsarbeiten verbessert werden.

Tab. A 63: Emissionen durch Bodenbearbeitung und Bandbreiten.
Alle Angaben in t/a

	PM _{2,5}	PM ₁₀	PM
Mittelwert	103	463	1.020
Minimum	51,3	232	510
Maximum	849	3.830	8.430

Ernte

Ansatz I: Berechnung der Emissionen über Emissionsfaktoren

Nach /U.S.-EPA 1980/ werden die Partikelemissionen bei der Getreideernte mit 2,92 g/ha (Partikel < 7µm) angenommen (Tab. A 64) Eine Annahme zu den Anteilen von PM₇ an PM wurde in dieser Quelle nicht getroffen und wurde hier mit 20 % angenommen. Laut /ARB 2000/ belaufen sich die Anteile von PM_{2,5} und PM₁₀ auf 10,1 % bzw. 45,4 %.

Tab. A 64: Emissionsfaktoren für Partikeln bei der Ernte von Weizen.
Alle Angaben in g/ha

Teilprozess	PM _{2,5}	PM ₇	PM ₁₀	PM
Erntemaschine	0,856	1,70	3,86	8,50
Beladung	0,0604	0,120	0,273	0,600
Feldtransport	0,554	1,10	2,50	5,50

Quellen: /U.S.-EPA 1980/, eigene Annahmen

Die gesamten Emissionen in Baden-Württemberg wurden dann durch Hochrechnung über die Getreideanbaufläche Baden-Württembergs (rund 540.000 ha) ermittelt.

Ansatz II: Berechnung der Emissionen über Frachten

Wie für die Bodenbearbeitung konnten auch für die Ernte Literaturangaben zu Konzentrationen von Partikeln bei bzw. nahe landwirtschaftlicher Erntearbeiten gefunden werden. In Tab. A 65 ist eine Auswahl zusammengefasst.

Tab. A 65: Konzentration von Partikeln nahe landwirtschaftlicher Erntearbeiten. Alle Angaben in mg/m³

Quelle	PM ₄	PM ₁₀	PM Land	Bemerkung
a			20 Deutschland	Mittlere Konz. in Höhe des Traktorfahrers
b	1,0 - 5,6		Kalifornien	
c			2 - 10 England	Masse von Pilzsporen

Quellen: a /BATEL 1979/, b /CLAUSNITZER 1996/, c /DARKE 1976/

Zur Berechnung der Emissionen wurden die Werte von /BATEL 1979/ benutzt. Es wurde analog zur Bodenbearbeitung angenommen, dass die gesamte im Luftpaket enthaltene Partikelmenge emittiert wird. (Annahmen: 3 m Höhe des Luftpakets, also 30.000 m³ pro ha). Des Weiteren wird eine einmalige Überfahung der gesamten Getreideanbaufläche in Baden-Württemberg vorausgesetzt. Die Anteile von PM_{2,5} und PM₁₀ werden analog zu den Berechnungen über Emissionsfaktoren (s.o.) nach /ARB 2000/ mit 10,1 % und 45,4 % angenommen.

Zusammenführung der Ansätze

Ein Vergleich der zwei Ansätze ist in Tab. A 66 zusammengefasst.

Tab. A 66: Emissionen durch Ernte. Vergleich der Ansätze I-II. Alle Angaben in t/a

Ansatz		PM _{2,5}	PM ₁₀	PM
I	Emissionsfaktoren	0,792	3,57	7,86
II	Frachten	32,5	147	323

Zur Berechnung wurde Ansatz II der Vorzug gegeben. Zur Begründung vgl. Bodenbearbeitung.

Die für die Ernte berechneten Partikelemissionen können - wie bei der Bodenbearbeitung - nur als eine erste grobe Einschätzung betrachtet werden. Die berechnete Partikelemission ist abhängig von verschiedenen Faktoren, wie zum Beispiel der angenommenen Höhe der Emissionsfahne und dem Anteil des tatsächlich von der Fläche emittierten Materials. Auch die Witterungsbedingungen bei der Messung der Partikelkonzentration weisen einen großen Einfluss auf die gemessenen Konzentrationen auf.

Tab. A 67: Emissionen durch Ernte und Bandbreiten. Alle Angaben in t/a

	PM _{2,5}	PM ₁₀	PM
Mittelwert	32,5	147	323
Minimum	0,792	3,57	7,86
Maximum	65,1	294	646

Die Bandbreiten der Partikelemissionen können somit sehr groß sein, als Minimalwerte wurden hier die nach Ansatz I berechneten Emissionen verwendet (Tab. A 67). Die Maximalwerte wurden als doppelt so hoch wie die nach Ansatz I berechneten Emissionen angenommen.

Für die Ernte kann die Datenqualität hinsichtlich der eher geringen Beiträge der Ernte zu den gesamten Partikelemissionen (maximal 4 %) als befriedigend eingestuft werden, sollte aber weiter verbessert werden.

A.15 Winderosion

Zur Bestimmung der Partikelemissionen durch Winderosion lagen keine direkt verwendbaren Emissionsfaktoren vor. Deshalb wurden die Emissionen durch zwei verschiedene Ansätze abgeschätzt. Als erste Möglichkeit (Ansatz I) bietet sich eine Ableitung über die Immissionskonzentration an. Zur groben Einschätzung der Größenordnung der Emissionen bietet sich des weiteren eine Ableitung über den Vergleich mit der Wassererosion an (Ansatz II).

Ansatz I: Berechnung der Emissionen über Immissionskonzentration

Nach /KUHNBUSCH 2000/ lässt sich der Anteil des durch Winderosion aufgewirbelten PM₁₀ durch ein mathematisches Modell nach /APEG 1999/ berechnen. Diese Modellierung ergab für die Winderosion an verschiedenen Standorte in Großbritannien und im Ruhgebiet einen prozentualen Anteil von 1,1 bis 11,7 % an der PM₁₀-Massenkonzentration.

Tab. A 68: Abschätzung der Anteile der Winderosion an der PM₁₀-Massenkonzentration in Baden-Württemberg

Quelle	Region		Anteil in %
/KUHNBUSCH 2000/	Ruhgebiet, 2000	Mittelwert	3,1
		Unterer Wert	1,1
		Oberer Wert	4,9
/APEG 1999/	verschiedene Standorte in Großbritannien	Mittelwert	5,6
		Unterer Wert	2,2
		Oberer Wert	11,7

In Großbritannien liegt der Anteil der Winderosion an der Immission deutlich höher (etwa doppelt so hoch) als im Ruhgebiet (Tab. A 68). Unter der Annahme, dass die Messungen in Großbritannien in eher ländlich geprägten Gebieten stattfanden, und dass Baden-Württemberg solchen Gebieten eher ähnelt als dem Ruhgebiet, wird zur weiteren Berechnung ein prozentualer Anteil von 5,6 % der gesamten PM₁₀-Emission in Baden-Württemberg (in dieser Untersuchung berechnete Emissionen durch die Landwirtschaft und die Emissionen anderer Sektoren nach /UMEG 2000/) angenommen. Die Anteile von PM_{2,5} und PM wurden wie in Ansatz II berechnet.

Ansatz II: Berechnung der Emissionen über Wassererosion

Laut /EK 2002/ beträgt der durchschnittliche jährliche Bodenabtrag in mittel- und westeuropäischen Ländern etwa 0,24 t/ha. Nach /SCHEFFER 1998/ gehen „durch Wind weniger als 10 % der Bodenmengen verloren wie durch Wasser“. Die Erosionsrate durch Wind wird deshalb mit 0,0024 t/ha*a angenommen (1 % der Wassererosion). Es wird nur das Ackerland in Baden-Württemberg (849.500 ha) berücksichtigt, die Anteile von PM_{2,5} und PM₁₀ werden nach /ARB 2000/ mit 10,1 % bzw. 45,4 % angenommen.

Zusammenführung der Ansätze

Ein Vergleich der nach den 2 Ansätzen berechneten Emissionen ist in Tab. A 69 zusammengestellt.

Tab. A 69: Emissionen durch Winderosion. Vergleich der beiden Ansätze.
Alle Angaben in t/a

Ansatz	PM_{2,5}	PM₁₀	PM
I Immission	190	860	1.890
II Wassererosion	205	927	2.040

Ansatz II lässt lediglich eine sehr grobe Abschätzung der Emissionen zu, die Werte der beiden Ansätze liegen dennoch in der gleichen Größenordnung. Für die weitere Bilanzierung wurden deshalb die Werte aus Ansatz I verwendet. Die Bandbreiten der möglichen Emissionen wurde wie folgt bestimmt: Für den unteren Wert wurde ein Anteil der Winderosion an der Immissionskonzentration von 2,2 %, für den oberen Wert ein Anteil von 11,7 % angenommen (Tab. A 68).

Die Anteile der Winderosion an den gesamten Partikelemissionen in Baden-Württemberg durch die Landwirtschaft beträgt etwa 20 % bis 25 %. Auf Grund der großen Unsicherheiten in der Datenbasis und der großen Bedeutung hinsichtlich der Partikelemissionen muss weitere Forschung die Qualität der Daten für diesen Prozess wesentlich verbessern.

Tab. A 70: Emissionen durch Winderosion und Bandbreiten.
Alle Angaben in t/a

	PM_{2,5}	PM₁₀	PM
Verwendeter Wert	190	860	1.890
Minimum	74,9	338	744
Maximum	399	1.798	3-960

A.16 Nutzung von Straßen und Feldwegen

Bilanziert wird hier die Partikelemission durch die Nutzung von Straßen- und Feldwegen durch Schlepper. Es werden Abriebsprozesse (Reifen-, Brems- und Kupplungsabrieb und Straßenabrieb) sowie die Aufwirbelung von Partikeln betrachtet.

Nutzung von Straßen

Reifen-, Brems- und Kupplungsabrieb

Die Emissionen von Partikeln durch Reifen, Brems- und Kupplungsabrieb in der Landwirtschaft wurden nach /BUWAL 2000/ berechnet. Der Anteil von $PM_{2,5}$ beim Reifenabrieb wurde nach /KLIMONT 2002/ mit 5 % von PM_{10} bestimmt, für den Bremsabrieb wurde ein Anteil von etwa 31 % nach /KLIMONT 2002/ angenommen. Für den Anteil von $PM_{2,5}$ bei Kupplungsabrieb konnte kein Wert gefunden werden. In /AKPF 2000/ wird eine mittlere Korngröße von 5 μm angegeben, weshalb der $PM_{2,5}$ -Anteil mit 50 % von PM_{10} abgeschätzt wird.

Tab. A 71: Emissionsfaktoren für den Reifen-, Brems- und Kupplungsabrieb bei der Nutzung von Straßen. Alle Angaben in g/ha

		$PM_{2,5}$	PM_{10}	PM
Straßennutzung	Reifenabrieb	1,37	27,5	305
	Bremsenabrieb	4,68	15,0	15,0
	Kupplungsabrieb	0,471	0,943	0,943

Quellen: /BUWAL 2000/, /KLIMONT 2002/, eigene Annahmen

Tab. A 72: Emissionen des Reifen-, Brems- und Kupplungsabriebs bei der Nutzung von Straßen. Alle Angaben in t/a

		$PM_{2,5}$	PM_{10}	PM
Straßennutzung	Reifenabrieb	1,95	39,1	434
	Bremsenabrieb	6,65	21,4	21,4
	Kupplungsabrieb	0,671	1,34	1,34

Straßenabrieb

Die Emissionen von Partikeln durch Straßenabrieb wurden nach /KLIMONT 2002/ berechnet, die Anteile von $PM_{2,5}$ und PM_{10} an PM wie in /KLIMONT 2002/ mit 25 % bzw. 50 % angenommen.

Tab. A 73: Emissionsfaktoren für den Straßenabrieb bei der Nutzung von Straßen. Alle Angaben in mg/km

		$PM_{2,5}$	PM_{10}	PM
Straßennutzung	Straßenabrieb	19,0	38,0	76,0

Quelle: /KLIMONT 2002/

Die zurückgelegten Fahrkilometer wurden wie folgt abgeschätzt. Bei einer Größe der gesamten durch die Landwirtschaft genutzten Flächen (Ackerland und Grünland) in Baden-Württemberg von ca. 1.420.000 ha /STLA 2001/ und einer durchschnittlichen Schlaggröße von etwa 7 ha ergibt sich bei einer durchschnittlichen Hof-Feldentfernung von 2 km bei 10

Fahrten je Schlag eine Distanz von etwa 4.070.000 km. Der Anteil der Strecke, die auf befestigten Straßen zurückgelegt wird, wurde mit 90 % angenommen, der Anteil der unbefestigten Feldwege mit 10 %. Es wurden also etwa 3.660.000 km auf befestigten Straßen gefahren.

Tab. A 74: Emissionen des Straßenabriebs bei der Nutzung von Straßen. Alle Angaben in t/a

		PM _{2,5}	PM ₁₀	PM
Straßennutzung	Straßenabrieb	0,0695	0,139	0,278

Aufwirbelung

Die Emissionen durch Aufwirbelung werden nach /U.S.-EPA 1993/ berechnet:

$$EF = k * (sL/2)^{0,65} * (W/3)^{1,5}$$

Unter der Annahme einer Staubbilddichte sL der Straße von 0,1 g/m² nach /DÜRING 2001/ und einem mittleren Fahrzeuggewicht W von 5 Tonnen ergibt sich ein Emissionsfaktor von 0,307 * k. Dieser Emissionsfaktor wurde um einen Regenfaktor in Analogie zu Kap. A.14 vermindert (77 Regentage, an denen keine Emission stattfindet, das entsprechen 21 %). Der von der betrachteten Partikelfraktion abhängige Faktor k wurde nach /U.S.-EPA 1993/ mit 1,1 für PM_{2,5} und 4,6 für PM₁₀ angenommen. PM wurde als das 1,64-fache von PM₁₀ angenommen /ARB 1997a/.

Tab. A 75: Emissionsfaktoren für die Aufwirbelung bei der Nutzung von Straßen. Alle Angaben in g/VKT

		PM _{2,5}	PM ₁₀	PM
Straßennutzung	Aufwirbelung	0,266	1,11	1,83

Quellen: /ARB 1997a/, /U.S.-EPA 1993/, eigene Annahmen

Bei einem geschätzten Anteil der befestigten Strecke an der gesamten zurückgelegten Strecke von 90 % werden in Baden-Württemberg jährlich ungefähr 3.660.000 km auf befestigten Straßen zurückgelegt. Die Emissionen der Aufwirbelung bei der Nutzung von Straßen sind in Tab. A 76 zusammengefasst.

Tab. A 76: Emissionen der Aufwirbelung bei der Nutzung von Straßen. Alle Angaben in t/a

		PM _{2,5}	PM ₁₀	PM
Straßennutzung	Aufwirbelung	0,98	4,08	6,69

Nutzung von Feldwegen

Im Gegensatz zu der Nutzung von Straßen durch Schlepper wird hier nur die Aufwirbelung von Partikeln betrachtet. Die Berechnung der Emissionen durch die Feldwegnutzung erfolgt nach einer Formel von /U.S.-EPA 1998/:

$$EF = k * 5.9 * (s/12) * (S/30) * (W/3)^{0,7} * (w/4)^{0,5} * (365-p/365) * 281,9 \text{ [g/VKT]}$$

Folgende Annahmen wurden getroffen: Der Schluffgehalt s der Fahrbahnoberfläche (in %) wurde mit 18 angenommen. Die durchschnittliche Fahrzeuggeschwindigkeit S wurde mit 5 km/h veranschlagt. Das durchschnittliche Fahrzeuggewicht wurde auf 5 t, die durchschnittliche Räderanzahl auf 4 geschätzt. Die Anzahl der Tage mit mehr als 0,254 mm wurde mit 77

pro Jahr angenommen (vgl. oben). Der partikelgrößenabhängige Faktor k wurde nach /U.S.-EPA 1998/ mit 0,095 für $PM_{2,5}$, 0,36 für PM_{10} und 1,0 für PM angenommen

Es ergeben sich folgende Emissionen pro gefahrenen Kilometer:

Tab. A 77: Emissionsfaktoren für die Aufwirbelung bei der Nutzung von Feldwegen.
Alle Angaben in g/VKT

		PM_{2,5}	PM₁₀	PM
Feldwegnutzung	Aufwirbelung	27,7	105	292

Quellen: /U.S.-EPA 1998/, eigene Annahmen

Die zurückgelegten Fahrkilometer wurden wie bei der Nutzung von Straßen (s.o.) abgeschätzt. Bei einem geschätzten Anteil der unbefestigten Feldwege an der gesamten zurückgelegten Strecke von 10 % werden somit in Baden-Württemberg jährlich ungefähr 407.000 km auf Feldwegen zurückgelegt. Die Emissionen durch die Nutzung von Feldwegen sind in Tab. A 78 aufgeführt.

Tab. A 78: Emissionen der Aufwirbelung bei Nutzung von Feldwegen. Alle Angaben in t/a

		PM_{2,5}	PM₁₀	PM
Feldwegnutzung	Aufwirbelung	11,3	42,7	119

Emissionen der Nutzung von Straßen und Feldwegen

In Tab. A 79 sind die gesamten Emissionen der Straßen- und Feldwegnutzung durch Schlepper in Baden-Württemberg zusammengestellt.

Tab. A 79: Emissionen der Nutzung von Straßen und Feldwegen. Alle Angaben in t/a

		PM_{2,5}	PM₁₀	PM
Straßennutzung	Reifenabrieb	1,95	39,1	434
	Bremsenabrieb	6,65	21,4	21,4
	Kupplungsabrieb	0,671	1,34	1,34
	Straßenabrieb	0,0695	0,139	0,278
	Aufwirbelung	0,98	4,08	6,69
Feldwegnutzung	Aufwirbelung	11,3	42,7	119
Summe		21,6	109	583

Zur Bestimmung möglicher Bandbreiten wurde für die Emissionen durch Reifen-, Brems- und Kupplungsabrieb sowie den Straßenabrieb eine Unsicherheit von 20 % angenommen. Für die Aufwirbelung bei der Straßennutzung wurden für die Minimalwerte eine Staubbelaugung (sL) von lediglich $0,05 \text{ g/m}^2$ und ein durchschnittliches Fahrzeuggewicht von nur 1 t angenommen. Für die Maximalwerte wurden 1 g/m^2 bzw. 8 t veranschlagt. Die Bandbreiten der Emissionen durch Aufwirbelung bei der Nutzung von Feldwegen wurden durch Variationen des Schluffgehalts der Fahrbahnoberfläche (10 bzw. 25) und der durchschnittlichen Fahrzeuggeschwindigkeit (3,2 bzw. 6,4 km/h) bestimmt. Die berechneten Bandbreiten sind in Tab. A 80 zusammengefasst.

Die Datenqualität zur Bestimmung der Partikelemissionen durch die Nutzung von Straßen und Feldwegen ist als befriedigend zu bezeichnen und sollte verbessert werden. Weitere Forschungen sollten insbesondere die Unsicherheiten in den Bereichen Reifenabrieb und Aufwirbelung bei Feldwegnutzung verringern.

Tab. A 80: Bandbreiten der Emissionen der Nutzung von Straßen und Feldwegen. Alle Angaben in t/a

	PM_{2,5}	PM₁₀	PM
Straßennutzung	7,45 - 28,8	49,6 - 148	366 - 669
Feldwegnutzung	1,72 - 56	6,53 - 212	14,5 - 472
Summe	9,17 - 84,8	56,1 - 360	380 - 1.140

A.17 Umschlag von Getreide

Umgeschlagene Mengen an Getreide

Die gesamte Erntemenge an Getreide (ohne Körnermais) in Baden-Württemberg betrug im Jahr 2000 nach /STLA 2001/ rund 30.800.000 dt. Es wurde angenommen, dass die gesamte Erntemenge ein Mal umgeschlagen wird (grain receiving) Für alle anderen betrachteten Teilprozesse (grain cleaning, handling und drying) wird nur die Hälfte bilanziert.

Emissionsfaktoren für den Umschlag von Getreide

Die Emissionsfaktoren für PM für den Umschlag von Getreide wurden aus /U.S.-EPA 1980/ übernommen (Tab. A 81). Die Anteile von PM_{2,5} und PM₁₀ wurden, wenn vorhanden, ebenfalls /U.S.-EPA 1980/ entnommen, sonst wurde auf /KLIMONT 2002/ zurückgegriffen.

Tab. A 81: Emissionsfaktoren Getreideumschlag. Alle Angaben in lb/US ton (=0,5 kg/t)

Prozess	PM _{2,5}	PM ₁₀	PM
Grain receiving	0,00140	0,00780	0,0350
Grain cleaning	0,00300	0,0188	0,0750
Grain handling	0,00244	0,0340	0,061
Grain drying	0,00880	0,0550	0,220

Quellen: /KLIMONT 2002/, /U.S.-EPA 1980/

Emissionen des Umschlags von Getreide

Tab. A 82: Emissionen Getreideumschlag. Alle Angaben in t/a

Prozess	PM _{2,5}	PM ₁₀	PM
Grain receiving	2,16	12,0	53,9
Grain cleaning	2,31	14,4	57,8
Grain handling	1,88	26,2	47,0
Grain drying	6,78	42,4	170
Summe	13,1	95,0	328

Bei der Bestimmung der Emissionen können sich Unsicherheiten zum einen aus der angesetzten Menge an umgeschlagenem Getreide, zum anderen aus den verwendeten Emissionsfaktoren ergeben. Hierbei ist vor allem zu diskutieren, inwieweit die Übertragung der Emissionsfaktoren, die für amerikanische Verhältnisse bestimmt wurden, mit Fehlern behaftet ist. Des weiteren kann die tatsächlich in Baden-Württemberg umgeschlagene Menge an Getreide sowie der Anteil des Getreides, der getrocknet und / oder gereinigt wird, nicht genau bestimmt werden. Es stellt sich auch die Frage, welcher Teil der Emissionen der Landwirtschaft zugerechnet wird, oder ob die Emissionen anderen Sektoren z.B. der Lebensmittel verarbeitenden Industrie zugeschlagen werden sollten.

Für die Emission von Partikeln in Baden-Württemberg macht der Umschlag von Getreide maximal 4 % aus. Die Genauigkeit der Berechnungen ist im Rahmen der Studie als ausreichend zu bezeichnen, die Qualität der Datenbasis wird als gut eingeschätzt.

A.18 Emissionsfaktoren von Transportprozessen

Schiff- und Bahntransporte

Die Emissionsfaktoren für Schiff- und Bahntransporte wurden /BORKEN 1999/ entnommen und die Anteile von PM_{2,5} und PM₁₀ an PM nach /ARB 2000/ abgeleitet (Tab. A 83):

Tab. A 83: Emissionsfaktoren von Schiff- und Bahntransporten (inklusive Bereitstellung von Treibstoff). Alle Angaben in g/tkm

Transportmittel	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Seeschiff	0,2	0,015	0,2	0,21	0,00005	0,01511	0,0076
Binnenschiff	0,026	0,017	0,026	0,61	0,0002	0,01749	0,051
Bahn (Diesel)	0,024	0,024	0,024	0,51	0,00018	0,02445	0,059

Quellen: /ARB 2000/, /BORKEN 1999/

LKW-Transporte

Die Emissionsfaktoren für LKW-Transporte wurden zunächst /BORKEN 1999/ entnommen und die Anteile von PM₁₀ und PM_{2,5} an PM nach /ARB 2000/ abgeleitet (Tab. A 84):

Tab. A 84: Emissionsfaktoren von LKW-Transporten (inklusive Bereitstellung von Treibstoff). Alle Angaben in g/tkm

Transportmittel	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
7,5-t-LKW	0,21	0,18	0,21	2,01	0,0016	0,184	0,78
40-t-LKW	0,067	0,037	0,067	0,91	0,00053	0,0383	0,089

Quellen: /ARB 2000/, /BORKEN 1999/

Dann wurden Partikelemissionen durch Aufwirbelung, Reifen- und Bremsabrieb hinzuaddiert:

Aufwirbelung

Die Bestimmung der Partikelemissionen durch Aufwirbelung wurde analog Kap. A.16 (Aufwirbelung durch Straßennutzung von Schleppern) nach /U.S.-EPA 1993/ berechnet:

$$EF = k * (sL/2)^{0,65} * (W/3)^{1,5}$$

Als mittlere Staubbelaugung wurden 0,1 g/m² angenommen. Die mittleren Fahrzeuggewichte wurden mit 3 t bzw. 25 t je nach LKW-Typ festgelegt (50 % Auslastung). Die errechneten Emissionsfaktoren wurden um einen Regenfaktor (77 Regentage = 21 %) korrigiert. Es ergeben sich EF = k * 0,113 g/km für 7,5-t-LKWs und k * 2,708 g/km für 40t-LKWs. Die Werte für k wurden ebenfalls analog Kap. A.16 angenommen. Die Umrechnung auf tkm erfolgte unter der Annahme einer 50 %igen Auslastung.

Tab. A 85: Emissionsfaktoren für die Aufwirbelung bei LKW-Transport. Alle Angaben in g/tkm

LKW-Typ	PM _{2,5}	PM ₁₀	PM
7,5-t-LKW	0,0330	0,138	0,202
40-t-LKW	0,149	0,623	0,909

Quellen: /ARB 1997a/, /ARB 1997/, /U.S.-EPA 1993/, eigene Berechnungen

Reifenabrieb

Zur Bestimmung des Reifenabriebs wurden Angaben aus /KLIMONT 2002/ für schwere Nutzfahrzeuge verwendet (vgl. Kap. A.16) und unter Annahme einer Auslastung von 50 % auf tkm umgerechnet.

Tab. A 86: Emissionsfaktoren für den Reifenabrieb bei LKW-Transport.
Alle Angaben in g/tkm

LKW-Typ	PM _{2,5}	PM ₁₀	PM
7,5-t-LKW	0,00100	0,0200	0,2104
40-t-LKW	0,00100	0,0200	0,2104

Quellen: /KLIMONT 2002/, eigene Berechnungen

Bremsabrieb

Zur Bestimmung des Bremsabriebs wurde analog zur Bestimmung des Reifenabriebs vorgegangen.

Tab. A 87: Emissionsfaktoren für den Bremsabrieb bei LKW-Transport.
Alle Angaben in g/tkm

LKW-Typ	PM _{2,5}	PM ₁₀	PM
7,5-t-LKW	0,00100	0,0200	0,2104
40-t-LKW	0,00100	0,0200	0,2104

Quellen: /KLIMONT 2002/, eigene Berechnungen

Zusammenführung

Die zusammengefassten Emissionsfaktoren für Abriebsprozesse, Aufwirbelung und der Emissionen durch Verbrennung des Treibstoffs inklusive der Bereitstellung von Treibstoff sind in Tab. A 88 aufgeführt.

Tab. A 88: Emissionsfaktoren von LKW-Transporten (inklusive Bereitstellung von Treibstoff). Alle Angaben in g/tkm

LKW-Typ	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
7,5-t LKW	0,0746	0,349	0,210	2,01	0,00160	0,610	0,780
40-t-LKW	0,19	0,691	0,0670	0,910	0,000530	1,17	0,0890

Die auf die gezeigte Weise berechneten Emissionsfaktoren für den LKW-Transport weisen deutliche Unsicherheiten auf. Insbesondere die Beiträge der Aufwirbelung erscheinen als unsicher, die hier für die Berechnung der Emissionen benutzte Formel der U.S.-EPA wird zur Zeit diskutiert (z.B. /DÜRING 2001/, /KLIMONT 2002/, /VENKATARAM 2000/). So wird in /KLIMONT 2002/ die Aufwirbelung nicht berücksichtigt, dafür werden jedoch Emissionsfaktoren für den Straßenabrieb entwickelt. /WINIWARTER 2001/ verzichten nicht auf die Darstellung der Emissionen durch Wiederaufwirbelung, beziehen diese Emissionen auf Grund der Unsicherheiten jedoch nicht in ihr Emissionsinventar mit ein.

Im Rahmen vorliegender Untersuchung spielen die Transporte hinsichtlich der Emissionen nur eine untergeordnete Rolle. Die Anteile der Emissionen durch alle Transporte an den gesamten Emissionen durch die Landwirtschaft erreichen für Partikel in Baden-Württemberg lediglich 1,5 % bis 1,9 %, für die Parameter SO₂, NO_x und NMHC maximal 5,5 %. Für NH₃

betragen die Anteile für alle Ortsklassen deutlich weniger als 1 Promille. Lediglich in den Ortsklassen Deutschland, Europa und weltweit werden für einzelne Parameter höhere Anteile erreicht (z.B. 10 % bis 14 % bei Partikeln und 4 % bis 23 % für SO₂).

Die Datenqualität unter Berücksichtigung der Relevanz der Emissionen durch Transportprozesse ist somit als ausreichend zu bezeichnen. Die Unsicherheiten durch Annahmen und Abschätzungen der Transportentfernungen sind im Vergleich zu den Unsicherheiten im Bereich der Emissionsfaktoren deutlich höher einzuschätzen.

B Bilanztabellen

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Bilanzierung der Emissionen der Landwirtschaft Baden-Württembergs dargestellt. Für jede Ortsklasse sind die Emissionen differenziert nach Prozessen sowie die Bedeutung der einzelnen Prozesse tabellarisch aufgeführt.

B.1 Gesamtemissionen (weltweit)

Tab. B 1: Gesamtemissionen (weltweit) der Landwirtschaft von Baden-Württemberg im Jahr 2000. Alle Angaben in t/a

Prozess	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Bereitstellung von Bioziden	1,1	2,0	65,2	40,6	0,4	4,1	9,6
Bereitstellung von Schmiermitteln	0,1	0,2	3,9	2,5	0,0	0,3	2,9
Bereitstellung von Futtermitteln	208,9	567,5	914,5	1949,2	102,4	906,3	264,9
Bereitstellung von Saat- und Pflanzgut	9,5	34,2	6,6	54,7	2,7	57,8	6,4
Bereitstellung von Jungvieh	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bereitstellung von Hilfsstoffen	4,9	7,7	124,7	106,3	1,3	12,0	22,5
Bereitstellung von Mineraldüngern	417,2	496,1	1055,4	2388,7	941,0	622,5	80,6
Bereitstellung von Energie	8,9	17,6	1574,1	631,9	0,2	34,6	21,2
Bereitstellung von Treibstoff	3,7	4,7	169,9	78,8	0,0	8,0	65,1
Nutzung von Energie	0,3	0,3	7,5	25,1	0,0	0,4	4,2
Nutzung von Treibstoff	303,0	329,3	100,2	3770,5	2,2	329,3	620,5
Tierhaltung	253,0	1314,7	-	-	18721,0	2921,5	-
Einsatz von Mineraldüngern	-	-	-	421,8	4543,0	-	-
Lagerung von Wirtschaftsdüngern	-	-	-	-	8675,3	-	-
Einsatz von Wirtschaftsdüngern	-	-	-	226,9	15046,1	-	-
Einsatz von Klärschlamm	-	-	-	31,4	882,8	-	-
Bodenbearbeitung	102,7	463,2	-	-	-	1019,5	-
Ernte	32,5	146,8	-	-	-	323,1	-
Winderosion	190,7	860,4	-	-	-	1894,0	-
Nutzung von Straßen und Feldwegen	21,6	108,7	-	-	-	582,5	-
Umschlag von Getreide	13,1	95,0	-	-	-	328,2	-
Summe	1.570	4.450	4.020	9.730	48.900	9.000	1.100

IFEU 2003

Tab. B 2: Gesamtemissionen (weltweit) der Landwirtschaft von Baden-Württemberg im Jahr 2000: Bedeutung der einzelnen Prozesse

Prozess	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Bereitstellung von Bioziden	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Schmiermitteln	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Futtermitteln	+	+	+	+	-	-	+
Bereitstellung von Saat- und Pflanzgut	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Jungvieh	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Hilfsstoffen	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Mineraldüngern	+	+	+	+	-	-	-
Bereitstellung von Energie	-	-	+	-	-	-	-
Bereitstellung von Treibstoff	-	-	-	-	-	-	-
Nutzung von Energie	-	-	-	-	-	-	-
Nutzung von Treibstoff	+	-	-	+	-	-	+
Tierhaltung	+	+			+	+	
Einsatz von Mineraldüngern				-	-		
Lagerung von Wirtschaftsdüngern					+		
Einsatz von Wirtschaftsdüngern				-	+		
Einsatz von Klärschlamm				-	-		
Bodenbearbeitung	(-)	(-)				(+)	
Ernte	-	-				-	
Winderosion	(+)	(+)				(+)	
Nutzung von Straßen und Feldwegen	-	-				-	
Umschlag von Getreide	-	-				-	

+ : Relativer Anteil an der Emission des jeweiligen Parameters ist größer als 10 %. - : Relativer Anteil an der Emission des jeweiligen Parameters ist kleiner gleich 10 %.

Klammern stehen für Unsicherheiten hinsichtlich der Datengrundlage.

Leere Stellen bezeichnen nicht relevante Parameter / Prozesse

IFEU 2003

B.2 Emissionen in Europa

Tab. B 3: Emissionen der Landwirtschaft von Baden-Württemberg in Europa im Jahr 2000. Alle Angaben in t/a

Prozess	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Bereitstellung von Bioziden	1,1	2,0	65,2	40,6	0,4	4,1	9,6
Bereitstellung von Schmiermitteln	0,1	0,2	3,9	2,5	0,0	0,3	2,9
Bereitstellung von Futtermitteln	142,2	487,4	153,6	795,7	71,0	816,8	164,6
Bereitstellung von Saat- und Pflanzgut	9,5	34,2	6,6	54,7	2,7	57,8	6,4
Bereitstellung von Jungvieh	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bereitstellung von Hilfsstoffen	4,9	7,7	124,7	106,3	1,3	12,0	22,5
Bereitstellung von Mineraldüngern	408,9	487,0	934,4	2261,7	940,9	613,3	76,0
Bereitstellung von Energie	8,9	17,6	1574,1	631,9	0,2	34,6	21,2
Bereitstellung von Treibstoff	0,3	0,9	69,9	35,8	0,0	1,8	36,4
Nutzung von Energie	0,3	0,3	7,5	25,1	0,0	0,4	4,2
Nutzung von Treibstoff	303,0	329,3	100,2	3770,5	2,2	329,3	620,5
Tierhaltung	253,0	1314,7	-	-	18721,0	2921,5	-
Einsatz von Mineraldüngern	-	-	-	421,8	4543,0	-	-
Lagerung von Wirtschaftsdüngern	-	-	-	-	8675,3	-	-
Einsatz von Wirtschaftsdüngern	-	-	-	226,9	15046,1	-	-
Einsatz von Klärschlamm	-	-	-	31,4	882,8	-	-
Bodenbearbeitung	102,7	463,2	-	-	-	1019,5	-
Ernte	32,5	146,8	-	-	-	323,1	-
Winderosion	190,7	860,4	-	-	-	1894,0	-
Nutzung von Straßen und Feldwegen	21,6	108,7	-	-	-	582,5	-
Umschlag von Getreide	13,1	95,0	-	-	-	328,2	-
Summe	1.490	4.360	3.040	8.400	48.900	8.900	964

IFEU 2003

Tab. B 4: Emissionen der Landwirtschaft von Baden-Württemberg in Europa im Jahr 2000: Bedeutung der einzelnen Prozesse

Prozess	PM_{2,5}	PM₁₀	SO₂	NO_x	NH₃	PM	NMHC
Bereitstellung von Bioziden	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Schmiermitteln	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Futtermitteln	-	+	-	-	-	-	+
Bereitstellung von Saat- und Pflanzgut	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Jungvieh	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Hilfsstoffen	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Mineraldüngern	+	+	+	+	-	-	-
Bereitstellung von Energie	-	-	+	-	-	-	-
Bereitstellung von Treibstoff	-	-	-	-	-	-	-
Nutzung von Energie	-	-	-	-	-	-	-
Nutzung von Treibstoff	+	-	-	+	-	-	+
Tierhaltung	+	+			+	+	
Einsatz von Mineraldüngern				-	-		
Lagerung von Wirtschaftsdüngern					+		
Einsatz von Wirtschaftsdüngern				-	+		
Einsatz von Klärschlamm				-	-		
Bodenbearbeitung	(-)	(+)				(+)	
Ernte	-	-				-	
Winderosion	(+)	(+)				(+)	
Nutzung von Straßen und Feldwegen	-	-				-	
Umschlag von Getreide	-	-				-	

+ : Relativer Anteil an der Emission des jeweiligen Parameters ist größer als 10 %. - : Relativer Anteil an der Emission des jeweiligen Parameters ist kleiner gleich 10 %.

Klammern stehen für Unsicherheiten hinsichtlich der Datengrundlage.

Leere Stellen bezeichnen nicht relevante Parameter / Prozesse

IFEU 2003

B.3 Emissionen in Deutschland

Tab. B 5: Emissionen der Landwirtschaft von Baden-Württemberg in Deutschland im Jahr 2000. Alle Angaben in t/a

Prozess	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Bereitstellung von Bioziden	0,6	1,0	32,6	20,3	0,2	2,0	4,8
Bereitstellung von Schmiermitteln	0,1	0,1	2,0	1,2	0,0	0,1	1,4
Bereitstellung von Futtermitteln	124,2	451,4	91,2	686,9	0,5	763,5	145,2
Bereitstellung von Saat- und Pflanzgut	9,5	34,2	6,6	54,7	2,7	57,8	6,4
Bereitstellung von Jungvieh	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bereitstellung von Hilfsstoffen	3,5	5,7	68,6	71,5	0,6	8,6	14,1
Bereitstellung von Mineraldüngern	173,4	238,2	299,4	783,1	282,4	349,1	35,3
Bereitstellung von Energie	8,9	17,6	1574,1	631,9	0,2	34,6	21,2
Bereitstellung von Treibstoff	0,2	0,8	67,3	30,1	0,0	1,7	34,0
Nutzung von Energie	0,3	0,3	7,5	25,1	0,0	0,4	4,2
Nutzung von Treibstoff	303,0	329,3	100,2	3770,5	2,2	329,3	620,5
Tierhaltung	253,0	1314,7	-	-	18721,0	2921,5	-
Einsatz von Mineraldüngern	-	-	-	421,8	4543,0	-	-
Lagerung von Wirtschaftsdüngern	-	-	-	-	8675,3	-	-
Einsatz von Wirtschaftsdüngern	-	-	-	226,9	15046,1	-	-
Einsatz von Klärschlamm	-	-	-	31,4	882,8	-	-
Bodenbearbeitung	102,7	463,2	-	-	-	1019,5	-
Ernte	32,5	146,8	-	-	-	323,1	-
Winderosion	190,7	860,4	-	-	-	1894,0	-
Nutzung von Straßen und Feldwegen	21,6	108,7	-	-	-	582,5	-
Umschlag von Getreide	13,1	95,0	-	-	-	328,2	-
Summe	1.240	4.070	2.250	6.760	48.200	8.600	887

IFEU 2003

Tab. B 6: Emissionen der Landwirtschaft von Baden-Württemberg in Deutschland im Jahr 2000: Bedeutung der einzelnen Prozesse

Prozess	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Bereitstellung von Bioziden	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Schmiermitteln	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Futtermitteln	-	+	-	+	-	-	+
Bereitstellung von Saat- und Pflanzgut	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Jungvieh	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Hilfsstoffen	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Mineraldüngern	+	-	+	+	-	-	-
Bereitstellung von Energie	-	-	+	-	-	-	-
Bereitstellung von Treibstoff	-	-	-	-	-	-	-
Nutzung von Energie	-	-	-	-	-	-	-
Nutzung von Treibstoff	+	-	-	+	-	-	+
Tierhaltung	+	+			+	+	
Einsatz von Mineraldüngern				-	-		
Lagerung von Wirtschaftsdüngern					+		
Einsatz von Wirtschaftsdüngern				-	+		
Einsatz von Klärschlamm				-	-		
Bodenbearbeitung	(-)	(+)				(+)	
Ernte	-	-				-	
Winderosion	(+)	(+)				(+)	
Nutzung von Straßen und Feldwegen	-	-				-	
Umschlag von Getreide	-	-				-	

+ : Relativer Anteil an der Emission des jeweiligen Parameters ist größer als 10 %. - : Relativer Anteil an der Emission des jeweiligen Parameters ist kleiner gleich 10 %.

Klammern stehen für Unsicherheiten hinsichtlich der Datengrundlage.

Leere Stellen bezeichnen nicht relevante Parameter / Prozesse

IFEU 2003

B.4 Emissionen in Baden-Württemberg

Tab. B 7: Emissionen der Landwirtschaft von Baden-Württemberg in Baden-Württemberg im Jahr 2000. Alle Angaben in t/a

Prozess	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	NH ₃	PM	NMHC
Bereitstellung von Bioziden	0,3	0,5	16,3	10,1	0,1	1,0	2,4
Bereitstellung von Schmiermitteln	0,0	0,0	1,0	0,6	0,0	0,1	0,7
Bereitstellung von Futtermitteln	3,4	15,4	11,1	83,5	0,1	26,7	36,3
Bereitstellung von Saat- und Pflanzgut	0,1	0,7	0,4	3,8	0,0	1,2	1,5
Bereitstellung von Jungvieh	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bereitstellung von Hilfsstoffen	2,2	3,0	34,6	48,9	0,3	4,1	8,8
Bereitstellung von Mineraldüngern	14,8	54,4	5,3	71,6	0,0	92,3	7,0
Bereitstellung von Energie	8,9	17,6	1574,1	631,9	0,2	34,6	21,2
Bereitstellung von Treibstoff	0,2	0,8	63,5	29,2	0,0	1,6	33,6
Nutzung von Energie	0,3	0,3	7,5	25,1	0,0	0,4	4,2
Nutzung von Treibstoff	303,0	329,3	100,2	3770,5	2,2	329,3	620,5
Tierhaltung	253,0	1314,7	-	-	18721,0	2921,5	-
Einsatz von Mineraldüngern	-	-	-	421,8	4543,0	-	-
Lagerung von Wirtschaftsdüngern	-	-	-	-	8675,3	-	-
Einsatz von Wirtschaftsdüngern	-	-	-	226,9	15046,1	-	-
Einsatz von Klärschlamm	-	-	-	31,4	882,8	-	-
Bodenbearbeitung	102,7	463,2	-	-	-	1019,5	-
Ernte	32,5	146,8	-	-	-	323,1	-
Winderosion	190,7	860,4	-	-	-	1894,0	-
Nutzung von Straßen und Feldwegen	21,6	108,7	-	-	-	582,5	-
Umschlag von Getreide	13,1	95,0	-	-	-	328,2	-
Summe	947	3.410	1.810	5.360	47.900	7.600	736

IFEU 2003

Tab. B 8: Emissionen der Landwirtschaft von Baden-Württemberg in Baden-Württemberg im Jahr 2000: Bedeutung der einzelnen Prozesse

Prozess	PM_{2,5}	PM₁₀	SO₂	NO_x	NH₃	PM	NMHC
Bereitstellung von Bioziden	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Schmiermitteln	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Futtermitteln	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Saat- und Pflanzgut	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Jungvieh	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Hilfsstoffen	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Mineraldüngern	-	-	-	-	-	-	-
Bereitstellung von Energie	-	-	+	+	-	-	-
Bereitstellung von Treibstoff	-	-	-	-	-	-	-
Nutzung von Energie	-	-	-	-	-	-	-
Nutzung von Treibstoff	+	-	-	+	-	-	+
Tierhaltung	+	+			+	+	
Einsatz von Mineraldüngern				-	-		
Lagerung von Wirtschaftsdüngern					+		
Einsatz von Wirtschaftsdüngern				-	+		
Einsatz von Klärschlamm				-	-		
Bodenbearbeitung	(+)	(+)				(+)	
Ernte	-	-				-	
Winderosion	(+)	(+)				(+)	
Nutzung von Straßen und Feldwegen	-	-				-	
Umschlag von Getreide	-	-				-	

+ : Relativer Anteil an der Emission des jeweiligen Parameters ist größer als 10 %. - : Relativer Anteil an der Emission des jeweiligen Parameters ist kleiner gleich 10 %.

Klammern stehen für Unsicherheiten hinsichtlich der Datengrundlage.

Leere Stellen bezeichnen nicht relevante Parameter / Prozesse

IFEU 2003

C Minderungsmaßnahmen

C.1 Parameter- und prozessspezifische Maßnahmen

Maßnahmen zur Minderung der Emissionen von Partikeln

Mit der Quantifizierung aller Quellen, dem Vergleich mit anderen Sektoren in Baden-Württemberg und der Betrachtung der Relevanz der landwirtschaftlichen Emissionen zeigt sich, dass effektive Minderungsmaßnahmen in der Landwirtschaft Baden-Württembergs insbesondere für die Parameter PM_{10} und PM bestehen.

Im Folgenden werden Maßnahmen zur Minderung der Emissionen von Partikeln für die Prozesse Tierhaltung, Bodenbearbeitung und Ernte, Winderosion sowie der Nutzung von Treibstoff vorgestellt.

Minderung der Emissionen von Partikeln durch die Tierhaltung

Eine effektive Reduktion der Partikelemissionen durch die Landwirtschaft kann durch geeignete Maßnahmen im Bereich der Tierhaltung erreicht werden. Hierbei bieten sich zunächst solche Maßnahmen an, die zur Verringerung der Generierung von Partikeln im Stall selbst beitragen, es kommen aber auch verschiedene Möglichkeiten zur nachträglichen Reinigung der Stallabluft in Betracht. Im Folgenden werden die einzelnen Minderungsmaßnahmen diskutiert. In Tab. C 1 sind diese Maßnahmen und eine Einschätzung der Reduktionspotenziale zusammengefasst.

Da eine der Hauptquellen der Partikelemission im Stall die eingesetzten Futtermittel darstellen, kann eine Veränderung der Futtermitteleigenschaften zu reduzierten Emissionen führen (/GRIMM 2001/, /LOUHELAINEN 1987a/, /TAKAI 2002/). Durch die Umstellung von Trocken- auf Flüssigfutter kann eventuell eine deutliche Minderung der Partikelemissionen eintreten. Die Hinzufügung von tierischen Fetten oder Pflanzenölen zu Schweinefutter führte zu einer um 35 % bis 70 % reduzierten Partikelkonzentration /TAKAI 1998/. Auch ein verstärkter Einsatz von Silage anstelle von Heu wird als mögliche Maßnahme angesehen. Insgesamt wird die durch eine Modifikation der Futtermittel zu erwartende Minderung der PM_{10} -Emission von /ICC & SRI 2000/ auf 30 % bis 50 % eingeschätzt. /KLIMONT 2002/ beziffern die Minderungsmöglichkeiten durch Futtermittelmodifikationen mit 10 % ($PM_{2,5}$) bis 45 % ($> PM_{10}$).

Als eine weitere Möglichkeit zur Verringerung der Partikelemissionen durch die Stallhaltung wird auch das Versprühen von Öl angesehen. Eine effektive Anwendung dieser Maßnahme ist jedoch nur in der Schweinehaltung möglich /ICC & SRI 2000/. Auch /GUSTAFSSON 1999/ und /ZHANG 1999/ beschreiben diese Maßnahme als effektiv. Es besteht jedoch noch erheblicher Forschungsbedarf (Suche nach alternativen Flüssigkeiten, die einfach zu reinigen sind und hohe Reduktionswirkung aufweisen; Entwicklung ökonomischer und verlässlicher Sprinkleranlagen und Langzeit-Auswirkungen der Öl-Applikation.) Die mögliche Reduktion der Staubkonzentration in Ställen wird von /LOUHELAINEN 1997/ mit 50 % bis 85 %, von /TAKAI 1998/ mit 50 % bis 90 % eingeschätzt.

Der Einsatz von Filtersystemen ist nur bei zwangsbelüfteten Ställen möglich. Viele Filtersysteme, wie z.B. elektrostatische Filter oder Nassabscheider, die auch in Industrie-Anlagen und Kraftwerken eingesetzt werden, erreichen in Abhängigkeit von der Partikelgröße Abscheideraten von über 90 %. /HAHNE 2002/ sehen Einsatzmöglichkeiten sowohl für filternde als auch

elektrische Abscheider. Durch Faser- und Gewebefilter können Partikel bis unter $0,1 \mu\text{m}$ abgetrennt werden, Elektrofilter eignen sich für Partikel bis unter $0,01 \mu\text{m}$. Der Energiebedarf von Elektrofiltern ist nach /HAHNE 2002/ vergleichsweise niedrig, Elektrofilter sind auch für große Luftmengen geeignet. Auch Nassabscheider (Strahl- oder Venturiwäscher) sind zur Reduktion der Partikelemission einsetzbar. /ICC & SRI 2000/ sehen alle diese Filtersysteme für den Einsatz in der Tierhaltung als ungeeignet an, da die zu reinigenden Luftmengen zu groß und die Kapitalausstattung der Betriebe zu gering ist. Sie präferieren Zyklonfilter, die zwar weniger effektiv sind (nur für Korngrößen von mehr als $3 \mu\text{m}$), durch niedrige Druckverluste jedoch auch große Luftströme reinigen können. Die möglichen Reduktionspotenziale sind somit abhängig vom jeweils gewählten Filter-System. Im Folgenden wird von einer Reduktion um 90 % (Elektrofilter, Nassabscheider) ausgegangen.

Durch Modifikationen der Einstreu in Ställen sind ebenfalls Minderungen zu erzielen. Die Faktoren, die hier die Emissionen steuern, sind jedoch noch nicht ausreichend geklärt, /TAKAI 1998/ nennen einige mögliche dieser Einflussfaktoren: So kann z.B. feuchtes Einstreumaterial Partikel binden und abgelagerte Partikel zurückhalten. Feines Einstreumaterial hingegen enthält viele kleine Partikel, die durch das Häckseln entstehen. Durch Regen "ausgewaschene" Strohballen sind zerbrechlich und pulverisieren leicht. Schlechte Lagerung fördert Schimmelwachstum, und somit die Partikelbildung. /RIEGER 2002/ wiesen bei Messungen zur Bestimmung der Exposition von Beschäftigten in der Landwirtschaft eine Erhöhung der Staubexposition und der mikrobiellen Belastung bei Verwendung von Einstreumaterialien nach. Hierbei wurden große Unterschiede in Bezug auf die Art der verwendeten Einstreumaterialien, aber auch in Bezug auf das Stall-Management (allgemeine Stall-Hygiene) festgestellt. Insgesamt besteht noch erheblicher Forschungsbedarf in diesem Bereich. Das Reduktionspotenzial für PM_{10} wird wie in /ICC & SRI 2000/ mit etwa 10 % bis 30 % veranschlagt.

Darüber hinaus bestehen weitere Maßnahmen, die nicht zu einer Reduktion der Emission von Partikeln aus dem Stall beitragen, die eine weitere Ausbreitung jedoch mindern. Der Einsatz von Windschutzwänden wird von /BOTTCHER 1999/ beschrieben. Sie werden im Abwind der Ställe neben den Abluftgebläsen eingesetzt, lenken den Luftstrom nach oben ab und begünstigen die Durchmischung der Abluft mit der Windströmung oberhalb des Gebäudes. Die Abluftfahne wird somit größer (höher) und die Konzentration der Partikel in der Umgebungsluft geringer. Auch günstig platzierte Vegetation (z.B. Baumgürtel um Ställe) könnte als Partikelfänger dienen /ICC & SRI 2000/. Weitere Untersuchungen sind erforderlich, um die Minderungspotenziale zu quantifizieren.

Die Einflüsse von Haltungform und Stalltyp auf die Partikelemission sind bislang noch unzureichend bzw. nicht untersucht. /TAKAI 1998/ stellten Effekte durch unterschiedliche Arten von Stallböden fest, diese waren jedoch nicht konsistent. Des Weiteren können verschiedene Faktoren indirekt über eine Beeinflussung der Tieraktivität die Emission von Partikeln steuern (/GUSTAFSSON 2002/, /TAKAI 1998/). So traten bei den Messungen von /RIEGER 2002/ Werte höchster Staubkonzentrationen in Ställen immer bei durch menschliche Tätigkeiten ausgelöster hoher Aktivität der Tiere auf. Inwieweit in diesem Bereich mögliche Minderungsmaßnahmen liegen, ist derzeit noch nicht einzuschätzen.

Tab. C 1: Maßnahmen zur Minderung der Emission von Partikeln durch die Tierhaltung und Einschätzung der Reduktionspotenziale. Alle Angaben in %

Maßnahme	Bemerkungen	PM _{2,5}	PM ₁₀	PM
Modifikation der Futtermittel		10	35	45
Anwendung von Ölspray	nur in der Schweinehaltung	10	30	50
Einsatz von Filtersystemen	nur bei zwangsbelüfteten Ställen	90	90	90
Modifikation der Einstreu		20	20	20
Einsatz von Windschutzwänden		?	?	?
Günstig platzierte Vegetation		?	?	?
Modifikation von Haltungsform		?	?	?
Modifikation von Stalltyp		?	?	?

Quellen: /ICC & SRI 2000/, /KLIMONT 2002/, /LOUHELAINEN 1997/, /TAKAI 1998/, eigene Annahmen
?: Reduktionspotenzial nicht quantifizierbar

Minderung der Emissionen von Partikeln durch Bodenbearbeitung und Ernte

Durch die Unsicherheiten bei der Bestimmung der Emissionen durch Bodenbearbeitung und Ernte ist in diesen Bereichen eine Quantifizierung der Minderungspotenziale erheblich erschwert. Maßnahmen zur Minderung der Partikelemissionen bei der Bodenbearbeitung umfassen Techniken der reduzierten Bodenbearbeitung (z.B. minimale oder pfluglose Bodenbearbeitung), deren Minderungspotenziale jedoch noch nicht quantifiziert wurden. /KLIMONT 2002/ schätzen die Minderung durch reduzierte Bodenbearbeitung und alternative Ernte-techniken auf insgesamt 5 % für PM_{2,5} und 40 % für PM. Auch durch den Einsatz von Geräten bzw. Maschinen, die während der Bearbeitung weniger Partikel generieren bzw. aufwirbeln, werden Minderungen erwartet. Diese Maßnahme ist jedoch ebenfalls noch nicht quantifiziert und auch nur für bestimmte Böden und Pflanzen anwendbar.

Für die Ernte umfassen die derzeit diskutierten Methoden zum Beispiel den Einsatz von Staub-Absaugeinrichtungen bei Mähdreschern sowie eine Staubumlenkung bzw. -ablenkung bei Mähdreschern. Während die Minderungspotenziale durch Staubabsaugungen mit etwa 90 % für PM₁₀ angegeben werden, ist für die Staubumlenkung noch kein Reduktionspotenzial bekannt /ICC & SRI 2000/. Des weiteren bestehen auch Möglichkeiten der Entwicklung alternativer Erntetechniken für Getreide, deren Minderungspotenziale noch nicht untersucht wurden.

In /FIELDS 2001/ wurden mögliche Emissionsreduktionen für PM₁₀ durch die Anwendung der guten fachlichen Praxis in Arizona quantifiziert. Bei der Bodenbearbeitung können demnach die Emissionen im Getreidebau durch die Zusammenlegung von Arbeitsgängen um etwa 8 % reduziert werden. Durch die Einschränkung der landwirtschaftlichen Aktivitäten bei hoher Windstärke könnte eine Reduktion um 9 % erreicht werden. Durch den Anbau mehrjähriger Pflanzen können Arbeitsgänge vermieden werden, was eine Minderung der Emission um ca. 16 % zur Folge hat. Die Reduktionspotenziale bei der Ernte belaufen sich auf 34 % durch Zusammenlegung von Arbeitsgängen bzw. Traktoreinsätzen und auf 20 % durch eine reduzierte Ernteaktivität. Wie im Falle der Bodenbearbeitung können auch bei der Ernte Minderungen durch den Einsatz von Geräten bzw. Maschinen, die während der Bearbeitung weniger Partikel generieren bzw. aufwirbeln, erzielt werden.

Tab. C 2: Maßnahmen zur Minderung der Emission von Partikeln durch Bodenbearbeitung und Ernte und Einschätzung der Reduktionspotenziale. Alle Angaben in %

Maßnahme	Prozess	PM _{2,5}	PM ₁₀	PM
Zusammenlegung Arbeitsgänge	Bodenbearbeitung	?	8	?
Anpassung an Windstärke	Bodenbearbeitung	?	9	?
Staubabsaugung Mähdrescher	Ernte	?	90	?
Alternative Erntetechniken	Ernte	5	15	40
Zusammenlegung Arbeitsgänge	Ernte	?	34	?
Reduzierte Ernteaktivität	Ernte	?	20	?
Reduzierte Bodenbearbeitung und alternative Erntetechniken	Bodenbearbeitung + Ernte	5	15	40
Anbau mehrjähriger Pflanzen	Bodenbearbeitung + Ernte	?	16	?

Quellen: /FIELDS 2001/, /ICC & SRI 2000/, /KLIMONT 2002/, eigene Annahme
?: Reduktionspotenzial nicht quantifizierbar

Minderung der Emissionen von Partikeln durch Winderosion

Eine Verringerung der Emissionen durch Winderosion ist zum einen durch eine Verlängerung der Zeitdauer der Bodenbedeckung als auch durch vermehrten Einsatz von Hecken und dgl. zur Reduktion der Windgeschwindigkeit möglich. Die Möglichkeit der gezielten Nutzung von Vegetation zum Einfangen von Staub wird mit bis zu 30 % bewertet. Diese Minderungsmaßnahme greift zudem gleichzeitig auch bei Emissionen durch Bodenbearbeitung und Ernte. /FIELDS 2001/ schlagen zur Minderung der Emissionen den Anbau mehrjähriger Pflanzen vor und geben das Minderungspotenzial mit 24 % für PM₁₀ an. Durch die Wahl günstiger Zeitpunkte für die Bodenbearbeitung kann die Emission von PM₁₀ durch Winderosion um 10 % bis 15 % gesenkt werden.

Tab. C 3: Maßnahmen zur Minderung der Emission von Partikeln durch Winderosion und Einschätzung der Reduktionspotenziale. Alle Angaben in %

Maßnahme	PM _{2,5}	PM ₁₀	PM
Verlängerung der Zeitdauer der Bodenbedeckung	?	?	?
Gezielter Einsatz von Hecken	30	30	30
Anbau mehrjähriger Pflanzen	?	24	?
Wahl günstiger Zeitpunkte für Bodenbearbeitung	?	10-15	?

Quellen: /FIELDS 2001/, eigene Annahmen
?: Reduktionspotenzial nicht quantifizierbar

Minderung der Emissionen von Partikeln durch die Nutzung von Treibstoff

Die Minderung der Emissionen durch die Nutzung von Treibstoff sind vor allem für PM_{2,5} von Bedeutung. Insbesondere der Einbau von Partikelfiltern in landwirtschaftliche Maschinen und Geräte kann die Partikelemission mindern. Die nötige Technik steht bereits zur Verfügung, das Minderungspotenzial wird mit 80 % eingestuft. Der Betrieb von Traktoren mit Erd- oder Propangas könnte zu einer Minderung der Emissionen von PM₁₀ um 30 % bis 50 % führen. Auch die Einführung von Abgasuntersuchungen für Traktoren könnte ein Mittel sein, die Emissionen zu reduzieren /ICC & SRI 2000/. Durch eine Verringerung der eingesetzten Dieselmengen (weniger Bearbeitungsschritte, sparsamere Maschinen) werden ebenfalls signifikante Minderungen erwartet.

Tab. C 4: Maßnahmen zur Minderung der Emission von Partikeln durch die Nutzung von Treibstoff und Einschätzung der Reduktionspotenziale. Alle Angaben in %

Maßnahme	PM _{2,5}	PM ₁₀	PM
Einsatz von Partikelfiltern	80	80	80
Erdgas bzw. Propangasbetrieb	40	40	40

Quellen: /ICC & SRI 2000/, eigene Annahmen

Maßnahmen zur Minderung der Emissionen von NH₃

Die Landwirtschaft verursacht den überwiegenden Teil der NH₃-Emission in Baden-Württemberg. Die Emission setzt sich aus Beiträgen der Tierhaltung, der Lagerung und des Einsatzes von Wirtschaftsdüngern zusammen. Es werden hier mögliche Minderungsmaßnahmen für diese drei Prozesse dargestellt.

Minderung der Emission von NH₃ durch die Tierhaltung

Die Emission von NH₃ durch die Tierhaltung wird dominiert durch die Haltung von Rindern (48 %) und Schweinen (42 %). Deshalb werden die im Folgenden abgeleiteten Maßnahmen v.a. auf Minderungen in diesen Bereichen abzielen. Eine Zusammenfassung der Reduktionsmaßnahmen in der Tierhaltung findet sich in Tab. C 5.

Die vorliegenden Emissionsfaktoren deuten darauf hin, dass Rinderhaltung im Anbindestall nur etwa 1/3 der Emission verursacht wie die Haltung im Lauf- bzw. Liegeboxenstall. Eine Ausweitung der Rinderhaltung im Anbindesystem erscheint jedoch schon allein aus Gründen einer tiergerechten Haltung nicht akzeptabel. Nach /HARTUNG 2002a/ führen bedarfsangepasste N-Gehalte im Futter zu einer Verringerung der Harnstoffkonzentration im Urin und somit zu einer verringerten NH₃-Emission. Die Minderungspotenziale durch N-angepasste Fütterung sind in Deutschland jedoch schon „weitgehend ausgeschöpft“ /DÖHLER 2002a/. Eine vielversprechende Möglichkeit, die NH₃-Emissionen zu mindern, scheint die Optimierung der Stallböden darzustellen. So wird das Minderungspotenzial des Einsatzes emissionsarmer Rinnenböden für Liegeboxenställe mit 50 % angenommen /DÖHLER 2002a/. Auch V-förmig planbefestigte Böden reduzieren die NH₃-Emission (bessere Harnabführung, reduzierter Luftaustausch zwischen Stall und dem Flüssigmistkanal) /HARTUNG 2002a/. Weitere Maßnahmen umfassen die Verdünnung und Entfernung von Urin vom Bodenbelag, die Anwendung chemischer Mittel zur Verminderung der Harnstoffspaltung auf dem Bodenbelag und zur Kontrolle bzw. Senkung des pH-Werts von Flüssigmist und zur Verminderung der Freisetzung von Ammoniak aus Kot und Harn. Laut /HARTUNG 2002a/ ist noch nicht klar, „welche tatsächlichen Reduzierungspotenziale sich“ in Deutschland ergeben.

In der Schweinehaltung bestehen große Minderungspotenziale v.a. durch eine angepasste N-Fütterung. Ernährungsphysiologische Maßnahmen können die Entstehung von Vorläufer-substanzen für Ammoniak mindern. Verfahrenstechnische Möglichkeiten wie z.B. die Hemmung der Urease-Aktivität oder eine Reduktion emissionsaktiver Oberflächen im Stall können eine wichtige Rolle in diesem Bereich spielen /VAN DEN WEGHE 2002/. Auch Maßnahmen zur Senkung der Temperatur im Stall oder die Modifikation des Entmistungssystem (z.B. rasche Entfernung von Flüssigmist aus dem Stall) tragen zur Senkung der Emission von NH₃ bei. Die möglichen Minderungen durch eine Erhöhung der Gruppengröße und somit eine Reduktion der Stallfläche pro Tier werden mit 10 % veranschlagt. Das Potenzial durch

eine angepasste Lüftungssteuerung wird mit 10 % angenommen /DÖHLER 2002a/. Die Emission des Außenklimastalls wird um 20 % bis 25 % geringer als die Emissionen wärme-gedämmter Ställe beurteilt /GRIMM 2001/.

Wichtige Maßnahmen in der Geflügelhaltung sind die Verringerung der Verweilzeit von Kot im Stall (v.a. in der Käfighaltung anwendbar, für Bodenhaltung technische Umsetzung eher schwierig) sowie die Belüftung und Trocknung des Kots. Weitere verfahrenstechnische und organisatorische Möglichkeiten sind in der Diskussion. Eine N-angepasste Fütterung kann auch hier zu Minderungen führen. Futter- und Trinkwasserzusätze sowie eine Temperaturabsenkung in der Einstreu stellen weitere Maßnahmen dar (/DÖHLER 2002a/, /GRONAUER 2002/).

Tab. C 5: Maßnahmen zur Minderung der Emission von NH₃ durch die Tierhaltung und Einschätzung der Reduktionspotenziale. Alle Angaben in %

Tierart	Maßnahme		NH ₃
Rinder	Fütterungsstrategie	N-angepasst	10 (bis zu 39)
	Flüssigmistbehandlung	Wasserspülung	10 (bis zu 17)
		Formaldehydspülung	20 (bis zu 50)
		Bodenausführung	V-förmig planbefestigt
	Bodenausführung	V-förmig planbefestigt + Wasserspülung	bis zu 65
		V-förmig planbefestigt + Formaldehydspülung	bis zu 80
		Rinnenboden für Liegeboxenstall	50
		Verringerung Spaltenanteil	bis zu 10
	Haltungssystem	Anbindestall	30
Schweine	Fütterungsstrategie	N-angepasst	20 (15-45)
	Lüftungssteuerung	angepasst	20
	Haltungssystem	Reduktion emissionsaktiver Oberfläche	20-40
		Ferkel und Schweinemast ???	max. 25-40
		geschlossener Stall mit Zwangsbelüftung	bis zu 15
		Außenklimastall	20-25
		Tiefstreu, Kompost	0-50
		Großgruppe	20
	Entmistungssystem	tägl. mechanische Entmistung	bis zu 50
		Spülmist	20-30
Spülmist + Mistbehandlung		40-50	
Bodenausführung	V-Rinnen	20-40	
Geflügel	Fütterungsstrategie	N-angepasst	?
	Entmistungssystem	Verringerung der Verweilzeit von Kot im Stall	?
		Temperaturabsenkung in der Einstreu	?
		Futter- und Trinkwasserzusätze	?

Quellen: /DÖHLER 2002a/, /HARTUNG 2002a/, /VAN DEN WEGHE 2002/, eigene Annahmen

?: Reduktionspotenzial nicht quantifizierbar

Die nachgelagerte Abluftreinigung ist nur bei zwangsentlüfteten Ställen mit Zentralabsaugung möglich /HAHNE 2002/. Die in der Tierhaltung vorherrschenden Bedingungen (Große Volumenströme und geringe Schadgaskonzentration) führen dazu, dass klassische Verfahren, wie sie in der Industrie angewandt werden (thermische, katalytische Nach-

verbrennung) eher nicht geeignet sind. Am besten geeignet zur Ammoniakentfernung erscheint eine Kombination von Chemowäscher mit nachgeschalteter Biofiltration /HAHNE 2002/. Nachteile dieses Verfahrens stellen hohe Investitionskosten und hoher Stromverbrauch dar.

Minderung der Emission von NH₃ durch die Lagerung von Wirtschaftsdüngern

Mögliche und bereits im Einsatz befindliche Minderungsmaßnahmen bei der Lagerung von Flüssigmist sind in Tab. C 6 aufgeführt. Effektive Maßnahmen zur Minderung der Emissionen aus Festmist sind nicht bekannt /BERG 2002/. Diskutiert werden derzeit Einflüsse der Festmistlagergestaltung (Form, Oberfläche, Füllungsgrad, Lagerungsdichte) auf die Emission von NH₃. Deren Potenziale können jedoch noch nicht quantifiziert werden.

Tab. C 6: Maßnahmen zur Minderung der Emission von NH₃ durch die Lagerung von Wirtschaftsdüngern und Einschätzung der Reduktionspotenziale. Alle Angaben in %

Maßnahme		Rind	Schwein	
Flüssigmist	Feste Abdeckung	90 (80-95)	90 (80-95)	
	Natürliche Schwimmdecke	70 (30-85)	30 (20-85)	
	Künstliche Schwimmdecke	Strohhäcksel	80 (70-90)	80 (70-90)
		Granulate	85 (70-90)	85 (70-90)
		Schwimmfolie	85 (75-95)	85 (75-95)
Festmist	Gestaltung der Mistlagerstätte	?	?	

Quellen: /BERG 2002/, /DÖHLER 2002a/, /HERSENER 2002/, eigene Annahmen. Klammern sind Bandbreiten der in der Literatur gefundenen Angaben
?: Reduktionspotenzial nicht quantifizierbar

Minderung der Emission von NH₃ durch den Einsatz von Wirtschaftsdüngern

Die in Tab. C 7 zusammengefassten Maßnahmen zur Verringerung der Emission von NH₃ durch die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern sind im Vergleich zu Maßnahmen im Bereich der Stallhaltung relativ kostengünstig und können kurzfristig zur Verfügung stehen. Weitere sofort anwendbare Maßnahmen sind organisatorischer Natur und betreffen z.B. die geeignete Wahl des Ausbringungszeitpunktes in Abhängigkeit von Witterung und / oder Tageszeit (/DÖHLER 2002b/, /HERSENER 2002/). Die Verdünnung von Gülle mit Wasser kann zu Minderungen von bis zu 50 % führen. In der Praxis ist dies jedoch häufig nur eingeschränkt möglich (vermehrter Flächenbedarf, erhöhte Ausbringmenge und somit erhöhte Kosten, Auswaschungs- und Abschwemmverluste in Hanglagen, Vergrößerung des Transportvolumens) und führt zu einer vermehrten Bodenbelastung durch häufigeres Befahren /DÖHLER 2002b/.

Die wichtigste Maßnahme zur Verminderung der Ammoniakemissionen stellt die rasche Einarbeitung von Flüssig- und Festmist nach der Ausbringung dar. Die Bodenlockerung vor einer Gülleanwendung kann anstelle der Einarbeitung nach Applikation ebenfalls zu merklichen Verringerungen der Emission (15 % bis 25 %) führen /DÖHLER 2002b/. Zukünftige Methoden, die zur Zeit entwickelt und untersucht werden, bestehen auch im Einsatz von Zusatzstoffen, die z.B. durch Hemmung der Urease die Entstehung von Ammonium und Ammoniak verringern.

Tab. C 7: Maßnahmen zur Minderung der Emission von NH₃ durch den Einsatz von Wirtschaftsdüngern und Einschätzung der Reduktionspotenziale. Alle Angaben in % und bezogen auf die Emission durch Breitverteilung

Maßnahme		Rind	Schwein	
Flüssigmist	Schleppschlauch	10 (bis 30)	30 (bis 50)	
	Unmittelbare Einarbeitung	getrennte Arbeitsgänge	60 (bis zu 80)	60 (bis zu 80)
		in einem Arbeitsgang	bis zu 90	bis zu 90
	Schleppschuh	35 (30-40)	60	
	Flachinjektion (Gülleschlitz)	60	80-90	
	Hochdruckinjektion	?	?	
	Güllegrubber	bis zu 90	bis zu 90	
Separierung	?	?		
Festmist	Unmittelbare Einarbeitung	?	?	
	Wahl eines Tages mit günstigen Bedingungen	10	10	
	Wahl der Tageszeit	10	10	
Flüssig- und Festmist	Wahl eines Tages mit günstigen Bedingungen	20	20	
	Wahl der Tageszeit	25	25	
	Saisonale Planung des Wirtschaftsdüngereinsatzes	20	20	

Quellen: /DÖHLER 2002a/, /DÖHLER 2002b/, /HERSENER 2002/, eigene Annahmen. Klammern sind Bandbreiten der in der Literatur gefundenen Angaben
?: Reduktionspotenzial nicht quantifizierbar

Maßnahmen zur Minderung der Emissionen von SO₂, NO_x und NMHC

Minderungsmaßnahmen für die Emission von SO₂

Die weltweite Emission von SO₂ durch die Landwirtschaft wird zu rund 40 % durch die Bereitstellung von Energie verursacht. Es folgen die Bereitstellung von Mineraldüngern mit ca. 26 % und die Bereitstellung von Futtermitteln mit etwa 23 %. Eine Minderung der weltweiten SO₂-Emission durch die Landwirtschaft kann somit vor allem durch eine Verringerung des Einsatzes an Strom, Mineraldüngern und Futtermitteln aus Übersee erreicht werden.

Die SO₂-Emission in Baden-Württemberg durch die Landwirtschaft wird zum größten Teil durch die Energiebereitstellung und -nutzung (Bereitstellung von Elektrizität) mit rund 87 % verursacht. Die Nutzung von Treibstoff als zweitgrößte Quelle macht rund 6 % der SO₂-Emission der Landwirtschaft aus. Eine Minderung der SO₂-Emission in Baden-Württemberg kann somit vor allem durch eine Verringerung des Stromeinsatzes erreicht werden.

Minderungsmaßnahmen für die Emission von NO_x

Die weltweite NO_x-Emission durch die Landwirtschaft wird dominiert von der Bereitstellung und Nutzung von Treibstoff (rund 40 %) gefolgt von der Bereitstellung und dem Einsatz von Mineraldüngern (rund 25 %) sowie der Futtermittelbereitstellung (rund 20 %). Eine Minderung der weltweiten NO_x-Emission kann somit vor allem durch Maßnahmen im Bereich des Treibstoffeinsatzes als auch durch eine Verringerung des Einsatzes von Mineraldüngern und importierten Futtermitteln erreicht werden.

Den größten Anteil an der Emission in Baden-Württemberg weisen die Bereitstellung und Nutzung von Energie und Treibstoff auf. Etwa 70 % der Emission wird durch die Nutzung von Treibstoff verursacht. Die Bereitstellung von Elektrizität macht rund 12 % der NO_x-Emission der Landwirtschaft aus. Der Einsatz von Stickstoffdüngern trägt zu ca. 8 % der landwirtschaftlichen NO_x-Emission bei. Mögliche Minderungsmaßnahmen für die NO_x-Emission in Baden-Württemberg umfassen neben einer Verringerung des Treibstoffverbrauches auch technische Entwicklungen, die zu einer Minimierung der NO_x-Emission durch landwirtschaftliche Maschinen führen (Motor- und Verbrennungstechnologie, Abgasnachbehandlung, Qualität des Dieselkraftstoffs). Die Einführung von Abgasnormen für landwirtschaftliche Maschinen und Fahrzeuge stellt ebenfalls eine Maßnahme dar, die zu einer deutlichen Reduktion der Emission von NO_x durch die Landwirtschaft führt.

Minderungsmaßnahmen für die Emission von NMHC

Analog zur Emission von NO_x trägt die Bereitstellung und Nutzung von Treibstoff zu einem großen Teil zur weltweiten Emission von NMHC durch die baden-württembergische Landwirtschaft bei (57 %). Daneben stellt die Bereitstellung von Futtermitteln einen deutlichen Anteil der weltweiten NMHC-Emission der Landwirtschaft (24 %) dar. Als Minderungsmaßnahmen sind in erster Linie eine Verringerung des Treibstoffverbrauches und technische Entwicklungen zu nennen.

Diese Maßnahmen bieten sich auch zu einer Minderung der direkt in Baden-Württemberg verursachten NMHC-Emission an, da diese v.a. durch die Nutzung von Treibstoff verursacht wird (84 %). Die Bereitstellung von Kraftstoff und die Futtermittelbereitstellung tragen jeweils zu etwa 5% zur Emission von NMHC in Baden-Württemberg bei.

C.2 Weitere Minderungsmöglichkeiten

Neben parameter- und prozessspezifischen Minderungsmaßnahmen könnten auch weitergehende Möglichkeiten, insbesondere strukturelle Änderungen im Bereich der Landwirtschaft zu einer Minderung der Emissionen beitragen.

Ausweitung der Weidehaltung von Rindern

Eine quantitative Bestimmung der möglichen Reduktionspotenziale durch Modifikationen im Weidemanagement kann auf Grund der geringen Anzahl von Untersuchungen sowie der generellen Schwierigkeiten, die bei der Ermittlung von NH_3 -Emission bei der Weidehaltung auftreten, nicht vorgenommen werden. Es können aber Möglichkeiten zur Emissionsminderung abgeleitet werden. Nach /ANGER 2002/ kann beispielsweise die Umstellung der Haltung von einer Koppelnutzung zu einer Intensiv-Standweide zu Minderungen führen, wobei die Wahl des Weideverfahrens in der Regel in Abhängigkeit von Standortfaktoren und betrieblichen Faktoren getroffen wird und eine Umstellung oft auf Grund unzureichender Flächenkapazität nicht möglich ist. Durch Zufütterung von rohproteinarmen Konzentraten können N-Überschüsse im Weidefutter kompensiert werden, was insbesondere bei einer zeitweiligen Aufstallung (z.B. bei Milchviehhaltung) möglich ist und zur Verringerung der N-Ausscheidungen (und damit der Ammoniakemission) führt. Eine Minderung der NH_3 -Emission auf der Weide ist auch durch eine Aufstallung am Tag und eine Beweidung während der Nacht möglich, da die Emissionsraten aus Urin auf der Weide durch geringere Temperaturen verringert werden. Im Vergleich zu einer ständigen Beweidung sind bei einer halbtägigen Beweidung insgesamt dennoch höhere Emissionen zu verzeichnen, da erhöhte Emissionen im Stallbereich die Minderungen auf der Weide (über-) kompensieren /ANGER 2002/.

Der Vergleich von Weidehaltung mit Schnittnutzung (und Güllewirtschaft) zeigt, dass bei einer Weidenutzung mit geringeren NH_3 -Emissionen gerechnet werden kann /ANGER 2002/. Die Minderung der Emissionen wurde in dieser Untersuchung mit etwa 50 % angegeben. Unter Berücksichtigung der NH_3 -Emissionen bei der Ausbringung der Wirtschaftsdünger im Mahd-System wies die Weidehaltung nur etwa 20 % bis 35 % der NH_3 -Verluste in der Stallhaltung auf (in Abhängigkeit von der Ausbringungstechnik). Nach /ANGER 2002/ bestehen die Nachteile der Weidenutzung v.a. bei hoher N-Düngung in einer Erhöhung des NO_3 -Austrags und der N_2O -Emission. /ANGER 2002/ hält deshalb eine Weidenutzung mit mäßiger Düngung und geringerem Viehbesatz für die ressourcenschonendste Haltungsform. Die Partikelemissionen durch die Weidehaltung sind bislang noch nicht untersucht, da bisher insbesondere die Exposition von Beschäftigten in der Landwirtschaft im Mittelpunkt der Untersuchungen stand. /TAKAI 1998/ schätzen die Emissionen durch weidende Rinder im Vergleich zu einer Stallhaltung als gering ein. Auch /ICC & SRI 2000/ sehen Weiden nicht als Quelle hoher Partikelemissionen an. Die Emissionen durch die Zufütterung von mineralischen Futtermitteln werden als minimal angesehen. Mögliche Partikelemissionen können jedoch von den Tieren selbst ausgehen (z.B. Hautschuppen, Haare) und bei Trockenheit kann vermehrt Bodenmaterial aufgewirbelt werden. Eine abschließende Beurteilung der Weidehaltung hinsichtlich der Partikelemissionen ist derzeit nicht möglich, die Emissionen sind bei Weidehaltung jedoch sehr wahrscheinlich deutlich geringer als bei der Stallhaltung.

Hinsichtlich der Emissionen von NH_3 und Partikeln kann demnach eine Ausweitung der Weidehaltung als eine mögliche Minderungsmaßnahme angesehen werden. Die praktische Umsetzbarkeit dieser Maßnahme wird jedoch oftmals auf Grund mangelnder Verfügbarkeit von

Flächen und / oder anderer betrieblich bedingter Hindernisse erschwert, wenn nicht gänzlich verhindert. Des Weiteren ist die Ausweitung der Weidehaltung mit einem Rückgang der Produktion von Fleisch und Milch verbunden, da die Besatzdichten in der Weidehaltung im Vergleich zur Stallhaltung geringer sind. Konsequenz einer Verringerung der Rindfleisch- und Milchproduktion ist somit lediglich eine Verlagerung der Produktion in andere Bundesländer oder ins Ausland. Deren Auswirkungen müssen im Sinne einer ganzheitlichen Betrachtung mitberücksichtigt werden.

Ausweitung der Haltung bestimmter Tierarten

Da die Tierhaltung in hohem Maße zur Emission von Partikeln und NH_3 beiträgt, stellt sich die Frage, inwieweit sich eine Emissionsminderung durch eine Verschiebung der Anteile bestimmter Tierarten an der Fleischproduktion erzielen lässt. Ein erster Vergleich der Emissionen durch die Haltung von Geflügel, Rindern und Schweinen zur Fleischproduktion ist in Tab. C 8 zusammengefasst. In der Bilanz wurden hierzu die Bereitstellung der Futtermittel, die Emissionen der Stallhaltung, die Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern und der Strombedarf bei der Stallhaltung berücksichtigt. Hiermit wurden die emissionsbestimmenden Prozesse in die Kalkulationen eingeschlossen. Es wurden Annahmen zum Anteil von genutztem Fleisch am Tierkörper getroffen (Rind 56 %, Schwein 74 %, Hähnchen 67 %) und für alle drei Tierarten wurde zur Ermöglichung des Vergleichs eine Düngemittel-Gutschrift erteilt, das heißt, der in der Tierhaltung anfallende Wirtschaftsdünger ersetzt Mineraldünger.

Tab. C 8: Weltweite Emissionen der Fleischproduktion in Baden-Württemberg. Alle Angaben in g/kg produziertes Fleisch

	$\text{PM}_{2,5}$	PM_{10}	SO_2	NO_x	NH_3	PM	NMHC
Schwein	0,40	2,02	2,80	4,26	43,52	4,46	0,54
Rindvieh	0,09	1,15	1,19	1,89	123,85	2,68	0,96
Hähnchen	0,49	3,33	0,53	1,46	83,22	7,48	0,52

IFEU 2003

Es zeigt sich, dass die Produktion von Rind- und Hähnchenfleisch bezüglich der NH_3 -Emissionen am ungünstigsten zu bewerten ist, da hohe Emissionen bei Lagerung (v.a. Hühnermist) und Ausbringung (v.a. Rindergülle) von Wirtschaftsdüngern auftreten. Die Emissionen von PM_{10} und PM sind in der Hähnchenmast am höchsten und bei Schweinen am niedrigsten, wohingegen für $\text{PM}_{2,5}$ keine eindeutige Tendenz festgestellt werden kann. Die Emissionen von SO_2 und NO_x sind sehr stark vom Anteil an importierten Futtermitteln in der Ration abhängig. Die hierdurch verursachten Emissionen fallen jedoch auf hoher See während des Transports an. Die Ergebnisse sind stark von der Futtermittelzusammensetzung, der Haltungsform, dem Entmistungssystem und den angewandten Minderungsmaßnahmen bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern abhängig, so dass keine eindeutige Präferenz für eine Tierart ausgesprochen werden kann. Lediglich die Ergebnisse für die Partikelemissionen bleiben bei Variationen der Einflussfaktoren stabil (da keine differenzierten Emissionsfaktoren für verschiedene Haltungsformen und dgl. vorliegen) und weisen die Produktion von Hähnchenfleisch als eher ungünstiger aus. Die Emissionen dürften hier auch räumlich konzentrierter auftreten als im Vergleich mit der eher flächenabhängigen Rinderhaltung. Hinsichtlich des Verbrauchs erschöpflicher Energieträger und der Emission von Treibhausgasen fällt die Bilanz jedoch am günstigsten für Huhn aus (v.a. wenn Ernährung nicht

ausschließlich durch SES¹⁰ erfolgt), da dieses die beste Futtermittelverwertung der drei Tierarten (Rind: 91 MJ ME¹¹/kg Gewichtszunahme; Schwein: 39 MJ ME/kg; Huhn: 24 MJ ME/kg) aufweist.

Ökologische Tierhaltung / Szenario „Nachhaltigkeit“

/SUNDRUM 2002/ stellte fest, dass sich in der konventionellen Tierproduktion zur Minderung der Ammoniakemissionen vor allem Emissionsminderungspotenziale durch verfahrenstechnische Maßnahmen ergeben. Darüber hinaus sind aber auch weitere Maßnahmen zur Senkung der Ammoniak-Emission nötig. Eine Umstellung auf ökologische Tierhaltung zieht weitere Strukturveränderungen im Betrieb nach sich. Deshalb „kann die Ökologische Tierhaltung nicht allein aufgrund einzelner verfahrenstechnischer Maßnahmen, sondern nur im betrieblichen Kontext beurteilt werden“ /SUNDRUM 2002/. Auch für /ISERMANN 2002/ bietet „nur die ökosystemare N-Bilanz des gesamten Bereiches Ernährung Ansatzpunkte zur Optimierung ihres N-Haushaltes und somit zur ursachenorientierten und hinreichenden Minderung zugleich aller N-Verluste bzw. -Emissionen und -Immissionen sowohl in die Hydrosphäre als auch in die Atmosphäre“.

/ISERMANN 2002/ folgert, dass „(...) technische Maßnahmen zur Emissionsminderung und Effizienzverbesserung bei bestehender nicht nachhaltiger Lebens- und Wirtschaftsweise im Bereich Ernährung zwar wichtig sein können, aber alleine hinsichtlich ihrer verbleibenden Immissionen (...) bei weitem nicht ausreichend sind“. Eine Verringerung des N-Niveaus und des Öffnungsgrades des N-Haushalts (N-Emissionsanteil am N-Input) im Bereich der Ernährung lässt sich durch technische Effizienzverbesserungen (auf 95 %), nachhaltige Lebens- und Wirtschaftsweisen einschließlich technischer Maßnahmen (auf 80 %) und vegetarische Ernährung der gesamten Bevölkerung (auf 42 %) erzielen. Nach /ISERMANN 2002/ sind also „die vermeidbare Konsumtion und Produktion von Nahrungsmitteln - bei tierischen Nahrungsmitteln der somit tolerierbare Tierbestand - bei der Ausweisung von unvermeidbaren Emissionen einzubeziehen, sofern durch beste verfügbare Techniken die entsprechenden kritischen (Nähr-)Stoffeinträge und -Konzentrationen der naturnahen Ökosysteme sich nicht unterschreiten lassen“. /ISERMANN 2002/ fordert deshalb eine nachhaltige Tierproduktion, die ausschließlich den Bedarf der einheimischen Bevölkerung deckt. Der so abgestimmte Tierbestand würde 0,1 GV/Einwohner und Jahr betragen, was eine Reduktion des Tierbestands in Deutschland zur Folge hätte. Gleichzeitig müssten die Ausgaben der Verbraucher für Lebensmittel von 14 % auf 33 % steigen, damit das derzeitige Einkommen der Landwirtschaft auch weiterhin erreicht wird.

Die Einschätzung einer solchermaßen gestalteten Landwirtschaft kommt zu dem Schluss, dass die Reduktion des Tierbestands auch in Bezug auf die Partikelemissionen Vorteile bietet.

¹⁰ SES: Sojaextraktionsschrot

¹¹ ME: metabolisable energy (umsetzbare Energie)

C.3 Reduktionspotenziale der Minderungsmaßnahmen

Für die Bestimmung der Reduktionspotenziale wurden geeignete Maßnahmen aus den abgeleiteten Möglichkeiten ausgewählt: Es wurden nur die quantifizierten Maßnahmen und unter diesen die effizientesten betrachtet.

Die ausgewählten Minderungsmaßnahmen und ihre Reduktionspotenziale werden hier sowohl in Bezug auf die Emissionen der Landwirtschaft (Tab. C 9 und Tab. C 10) als auch in Bezug auf die Emissionen aller Sektoren in Baden-Württemberg (Tab. C 11 und Tab. C 12) dargestellt.

Tab. C 9: Minderungsmaßnahmen für die Partikelemission in der Landwirtschaft in Bezug auf die Emissionen der Landwirtschaft in Baden-Württemberg. Alle Angaben in %

Minderungsmaßnahme	Prozess	PM _{2,5}	PM ₁₀	PM
Modifikation der Futtermittel	Tierhaltung	2,7	13,5	17,4
Anwendung von Ölspray	Tierhaltung	1,2	5,7	9,6
Einsatz von Filtersystemen	Tierhaltung	12,0	17,3	17,4
Modifikation der Einstreu	Tierhaltung	5,3	7,7	7,7
Reduzierte Bodenbearbeitung und alternative Erntetechniken	Bodenbearbeitung + Ernte	0,7	2,7	7,1
Gezielter Einsatz von Hecken	Winderosion	6,0	7,6	7,5
Einsatz von Partikelfiltern	Nutzung Treibstoff	25,6	7,7	3,5
Reduktion in Bezug auf die Emissionen in Baden-Württemberg durch die Landwirtschaft				

Tab. C 10: Minderungsmaßnahmen für die NH₃-Emission in der Landwirtschaft in Bezug auf die Emissionen der Landwirtschaft in Baden-Württemberg. Alle Angaben in %

Minderungsmaßnahme	Prozess	Tierart	NH ₃
N-angepasste Fütterung	Tierhaltung	Rinder	1,9
Wasserspülung	Tierhaltung	Rinder	1,9
Rinnenboden für Liegeboxenstall	Tierhaltung	Rinder	3,6
N-angepasste Fütterung	Tierhaltung	Schweine	3,1
Haltung in Großgruppe	Tierhaltung	Schweine	3,1
Feste Abdeckung der Lagerbehälter	Lagerung Flüssigmist	Rinder	1,1
		Schweine	2,7
Ausbringung mit Schleppschauch	Ausbringung Flüssigmist	Rinder	2,3
		Schweine	1,8
Unmittelbare Einarbeitung	Ausbringung Flüssigmist	Rinder	8,3
		Schweine	2,2
Ausbringung mit Schleppschuh	Ausbringung Flüssigmist	Rinder	3,3
		Schweine	1,5
Wahl eines Tages mit günst. Bedingungen	Ausbringung Festmist	Rinder und Schweine	1,1
Wahl einer günstigen Tageszeit	Ausbringung Festmist	Rinder und Schweine	1,1
Reduktion in Bezug auf die Emissionen in Baden-Württemberg durch die Landwirtschaft			

Tab. C 11: Reduktionspotenziale der abgeleiteten Minderungsmaßnahmen für die Partikelemission der Landwirtschaft in Bezug auf die gesamten Emissionen aller Sektoren in Baden-Württemberg. Alle Angaben in %

Minderungsmaßnahme	Prozess	PM _{2,5}	PM ₁₀	PM
Modifikation der Futtermittel	Tierhaltung	0,4	3,4	6,3
Anwendung von Ölspray	Tierhaltung	0,2	1,5	3,5
Einsatz von Filtersystemen	Tierhaltung	1,7	4,4	6,3
Modifikation der Einstreu	Tierhaltung	0,8	2,0	2,8
Reduzierte Bodenbearbeitung und alternative Erntetechniken	Bodenbearbeitung + Ernte	0,1	0,7	2,6
Gezielter Einsatz von Hecken	Winderosion	0,9	1,9	2,7
Einsatz von Partikelfiltern	Nutzung Treibstoff	3,7	2,0	1,3
Reduktion in Bezug auf die gesamten Emissionen in Baden-Württemberg durch alle Sektoren				

Tab. C 12: Reduktionspotenziale der abgeleiteten Minderungsmaßnahmen für die NH₃-Emission der Landwirtschaft in Bezug auf die gesamten Emissionen aller Sektoren in Baden-Württemberg. Alle Angaben in %

Minderungsmaßnahme	Prozess	Tierart	NH ₃
N-angepasste Fütterung	Tierhaltung	Rinder	1,7
Wasserspülung	Tierhaltung	Rinder	1,7
Rinneboden für Liegeboxenstall	Tierhaltung	Rinder	3,3
N-angepasste Fütterung	Tierhaltung	Schweine	2,8
Haltung in Großgruppe	Tierhaltung	Schweine	2,8
Feste Abdeckung der Lagerbehälter	Lagerung Flüssigmist	Rinder	1,0
		Schweine	2,4
Ausbringung mit Schleppschlauch	Ausbringung Flüssigmist	Rinder	2,1
		Schweine	1,7
Unmittelbare Einarbeitung	Ausbringung Flüssigmist	Rinder	7,6
		Schweine	2,0
Ausbringung mit Schleppschuh	Ausbringung Flüssigmist	Rinder	3,0
		Schweine	1,4
Wahl eines Tages mit günst. Bedingungen	Ausbringung Festmist	Rinder und Schweine	1,0
Wahl einer günstigen Tageszeit	Ausbringung Festmist	Rinder und Schweine	1,0
Reduktion in Bezug auf die gesamten Emissionen in Baden-Württemberg durch alle Sektoren			

D Glossar / Abkürzungsverzeichnis

Endotoxin	Wärmeunempfindliches Toxin an der Zellwand von Mikroorganismen, wird bei Auflösung der Zellstruktur frei. Komplexe aus Kohlenhydrat-, Protein-, und Phospholipid-Bestandteil. Meist immunogen wirkend.
GV	Großvieheinheit (1 GV = 500 kg Tiermasse)
LNF	Landwirtschaftliche Nutzfläche
ME	Metabolisable energy (umsetzbare Energie)
NH ₃	Ammoniak
NMHC	Non-Methane Hydrocarbons (Nicht-Methan Kohlenwasserstoffe)
NO _x	Stickstoffoxide
PM	Particulate Matter, Gesamtpartikel
PM _{2,5}	Partikel, die einen gröÙenselektierenden Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 2,5 µm eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist
PM ₁₀	Partikel, die einen gröÙenselektierenden Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 10 µm eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist
QAV	Quartäre Ammoniumverbindungen, gehören zu den kationischen Tensiden
SES	Sojaextraktionsschrot
SO ₂	Schwefeldioxid
TSP	Total Suspended Particles, Gesamtpartikel (PM)
VKT	Vehicle Kilometer travelled, gefahrene Fahrzeugkilometer
VMT	Vehicle Mile travelled, gefahrene Fahrzeugmeilen

E Literaturverzeichnis

- /AEL 2002/ Kämper H. (AEL): Persönliche Mitteilung. Arbeitsgemeinschaft für Elektrizitätsanwendung in der Landwirtschaft e.V. Frankfurt a.M. 2002
- /AGRARNET 2002/ AGRARNET: Tabelle zur Kalkulation von Betriebskosten. 2002
<http://www.agrar-net.com/mega/scripts/schlkost.htm>
- /AKPF 2000/ Arbeitskreis Partikel-Filter-Systemhersteller (Hrsg.): Lexikon Verbrennungsmotor Partikel. Wien 2000
- /AMMANN 2002/ Ammann H.: Ergebnisse der Traktorenerhebungen. In: FAT (Hrsg.): Informationstagung Landtechnik. 14.-15. Oktober 1998. Präsentationen der Kursbeiträge im PDF-Format. Tänikon 2002
- /ANGER 2002/ Anger M.: Ammoniak-Emissionen bei Weidehaltung. In: KTBL (Hrsg.): Emissionen der Tierhaltung. Grundlagen, Wirkungen, Minderungsmaßnahmen. KTBL/UBA-Symposium 3.-5. Dezember 2001, Bildungszentrum Kloster Banz. Darmstadt 2002
- /APEG 1999/ Airborne Particles Expert Group: Source Apportionment of Airborne Particulate Matter in the United Kingdom. Department of the Environment, Transport and the Regions, the Welsh Office, the Scottish Office and the Department of the Environment (Northern Ireland). 1999
- /ARB 1997a/ Air Resources Board California: Area source methodologies. Section 7.10: Unpaved road dust (non-farm roads). California 1997
- /ARB 1997b/ Air Resources Board California: Area source methodologies. Section 7.4: Agricultural land preparation. California 1997
- /ARB 2000/ Air Resources Board California ARB (Hrsg.): California Emission Inventory and reporting system (CEIDARS) - Particulate Matter (PM) Speciation Profiles - Summary of overall size fractions and reference documentation. California 2000
- /BATEL 1979/ Batel W.: Staubbelastung und Staubzusammensetzung an Arbeitsplätzen der landwirtschaftlichen Produktion und daraus abzuleitende Belastungsgrenzen und Staubschutzmaßnahmen. Grundlagen der Landtechnik, Bd. 29, Nr. 2 (41-55) 1979
- /BDS 2002/ Schröder C. (BDS): Persönliche Mitteilung. Bundesverband Deutscher Saatguterzeuger e.V. Pölitz 2002
- /BERDOWSKI 1997/ Berdowski J., Mulder W., Veldt C., Visschedijk A., Zandveld P. (TNO): Particulate matter emissions (PM₁₀ - PM_{2,5} - PM_{0,1}) in Europe in 1990 and 1993. TNO report TNO-MEP-R 96/472. TNO Institute of environmental sciences, energy research and process innovation. Apeldoorn 1997

- /BERG 2002/ Berg W., Hörnig G., Wanka U.: Ammoniak-Emissionen bei der Lagerung von Fest- und Flüssigmist sowie Minderungsmaßnahmen. In: KTBL (Hrsg.): Emissionen der Tierhaltung. Grundlagen, Wirkungen, Minderungsmaßnahmen. KTBL/UBA-Symposium 3.-5. Dezember 2001, Bildungszentrum Kloster Banz. Darmstadt 2002
- /BFT 2002/ Bundesverband für Tiergesundheit e.V.: Persönliche Mitteilung. Bonn 2002
- /BORKEN 1999/ Borken J., Patyk A., Reinhardt G.A.: Basisdaten für ökologische Bilanzierungen. Vieweg. Braunschweig/Wiesbaden 1999
- /BOTTCHE 1999/ Bottcher R.W., Munilla R.D., Keener K.M., Parbst K.E., Wicklen G.L.V.: Windbreak walls and wet pad scrubbers for reducing odorous dust emissions from tunnel ventilated swine buildings. In DIAS (Hrsg.): Congress proceedings of the International symposium on dust control in animal production facilities. Aarhus 1999
- /BUWAL 2000/ BUWAL (Hrsg.): PM10-Emissionsfaktoren: Mechanischer Abrieb im Offroad-Bereich. Carbotech AG. Basel 2000
- /CEPMEIP 2002/ Co-ordinated European Programme on Particulate Matter Emission Inventories, Projections and Guidance: Emission factors. 2002
<http://www.air.sk/tno/cepmeip/>
- /CLAUSNITZER 1996/ Clausnitzer H., Singer M.J.: Respirable-dust production from agricultural operations in the Sacramento Valley, California. Journal of Environmental Quality, Vol. 25 (877-884) 1996
- /COUNTESS 2001/ Countess R., Barnard W., Claiborn C., Gillette D., Latimer D., Pace T., Watson J.: Methodology for estimating fugitive windblown and mechanically resuspended road dust emissions applicable for regional air quality modeling. 10th International Emission Inventory Conference - "One atmosphere, one inventory, many challenges". Denver 2001
- /DÄMMGEN 2002/ Dämmgen U.: Fine particles and their constituents in Germany - results of denuder filter measurements. In: Thorsten Hinz, Birgit Rönnpagel und Stefan Linke (Hrsg.): Particulate Matter in and from Agriculture. Proceedings of the Conference. Landbauforschung Völkenrode. Sonderheft 235. Braunschweig 2002
- /DARKE 1976/ Darke C.: Respiratory disease of agricultural workers harvesting grain. Thorax Vol. 31, (294-302). Zit. in: ICC & SRI (2000): Atmospheric emissions of particulates from agriculture: a scoping study. Final report for the Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (MAFF) Research and Development. 1976
- /DLG 1998/ Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft e.V.: Prüfbericht 4750: Selbstfahrender Futter-Misch- und Verteilwagen. Groß-Umstadt 1998

- /DOCKERY 1993/ Dockery D.W., Pope C.A., Xu X., Spengler J.D., Ware J.H., Fay M.E., Ferris B.G., Speizer F.E.: An Association between Air Pollution and Mortality in Six U.S. Cities. *New England Journal of Medicine*, Vol. 329, No. 24 (1753-1759) 1993
- /DÖHLER 2002a/ Döhler H., Dämmgen U., Eurich-Menden B., Osterburg B., Lüttich M., Berg W., Bergschmidt A., Brunsch R. (Hrsg.): Anpassung der deutschen Methodik zur rechnerischen Emissionsermittlung an internationale Richtlinien sowie Erfassung und Prognose der Ammoniak-Emissionen der deutschen Landwirtschaft und Szenarien zu deren Minderung bis zum Jahre 2010. Abschlussbericht im Auftrag von BMVEL und UBA. Berlin 2002
- /DÖHLER 2002b/ Döhler H., Menzi H., Schwab M.: Emissionen bei der Ausbringung von Fest- und Flüssigmist und Minderungsmaßnahmen. In: KTBL (Hrsg.): Emissionen der Tierhaltung. Grundlagen, Wirkungen, Minderungsmaßnahmen. KTBL/UBA-Symposium 3.-5. Dezember 2001, Bildungszentrum Kloster Banz. Darmstadt 2002
- /DÜRING 2001/ Düring I., Lohmeyer A.: Validierung von PM10-Immissionsberechnungen im Nahbereich von Straßen und Quantifizierung der Feinstaubbildung von Straßen. im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie Dresden. Berlin/Dresden 2001
- /DVT 2002a/ Deutscher Verband Tiernahrung e.V.: Rohstoffeinsatz zur Mischfutterherstellung in Deutschland. 2002
<http://www.dvtiernahrung.de/branche/fohlen/fohle16.htm>
- /DVT 2002b/ Görs (DVT): Persönliche Mitteilung. Deutscher Verband Tiernahrung e.V. Bonn 2002
- /DVT 2002c/ Deutscher Verband Tiernahrung e.V.: Mischfutterherstellung in den Bundesländern. Land Baden-Württemberg. 2002
<http://www.dvtiernahrung.de/branche/laender/uebw.htm>
- /DVT 2002d/ Deutscher Verband Tiernahrung e.V.: Mineralfutterherstellung in der Bundesrepublik Deutschland. 2002
<http://www.dvtiernahrung.de/branche/navigat/nav1bula.htm>
- /DWD 2002/ Deutscher Wetterdienst: Klimadaten ausgewählter deutscher Stationen. 2002
<http://www.dwd.de/de/FundE/Klima/KLIS/daten/online/nat/index.htm>
- /ECETOC 1994/ European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals (Hrsg.): Technical Report No. 62 - Ammonia Emissions to Air in Western Europe. ECETOC. Brüssel 1994
- /EG 1999/ Europäische Gemeinschaft: Richtlinie 1999/30/EG des Rates über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft vom 22. April 1999. 1999

- /EK 2002/ Europäische Kommission GD Landwirtschaft: Landwirtschaft, Umwelt, ländliche Entwicklung: Zahlen und Fakten - Herausforderungen für die Landwirtschaft. Boden als Schnittstelle zwischen Landwirtschaft und Umwelt. 2002
- /EMEP/CORINAIR 2002/ EMEP/CORINAIR: Atmospheric Emission Inventory Guidebook. 3rd edition. 2002
<http://reports.eea.eu.int/EMEP/CORINAIR3/en>
- /FAO 1998/ Food and Agriculture Organization of the United Nations: FAOSTAT: FAO Statistical Databases. 1998
<http://apps.fao.org/default.htm>
- /FENDT 2002/ Fendt: Fendt 900 Vario TMS. Produktkatalog. 2002
http://www.fendt.com/medien/pdf/Fendt_900_D_Internet.pdf
- /FIELDS 2001/ Fields P.G., Wolf M.E.: Estimating the impacts of agricultural best management practices in the Maricopa County PM10 non-attainment area. 10th International Emission Inventory Conference - "One atmosphere, one inventory, many challenges". Denver 2001
- /GRIMM 2001/ Grimm E., Döhler H. (Hrsg.): Erstellung eines Gutachtens für einen deutschen Beitrag zur Vollzugsvorbereitung zur Umsetzung der IVU-Richtlinie für den Bereich Intensivtierhaltung. Entwurf. UBA Vorhaben FZK 360 08 001. KTBL, im Auftrag von: Umweltbundesamt. Darmstadt 2001
- /GRONAUER 2002/ Gronauer A.: Ammoniak-Emissionen der Geflügelhaltung und Minderungsmaßnahmen. In: KTBL (Hrsg.): Emissionen der Tierhaltung. Grundlagen, Wirkungen, Minderungsmaßnahmen. KTBL/UBA-Symposium 3.-5. Dezember 2001, Bildungszentrum Kloster Banz. Darmstadt 2002
- /GUSTAFSSON 1999/ Gustafsson G.: Factors affecting the release and concentration of dust in pig houses. Journal of Agricultural Engineering Research, 74 (379-390) 1999
- /GUSTAFSSON 2002/ Gustafsson G.: Mass balances and dust reduction methods in pig houses. In: Thorsten Hinz, Birgit Rönnpapel und Stefan Linke (Hrsg.): Particulate Matter in and from Agriculture. Proceedings of the Conference. Landbauforschung Völknerode. Sonderheft 235. Braunschweig 2002
- /HAHNE 2002/ Hahne J., Asendorf W., Vorlop K.-D.: Abluftreinigung - Möglichkeiten und Grenzen. In: KTBL (Hrsg.): Emissionen der Tierhaltung. Grundlagen, Wirkungen, Minderungsmaßnahmen. KTBL/UBA-Symposium 3.-5. Dezember 2001, Bildungszentrum Kloster Banz. Darmstadt 2002
- /HARTUNG 2002a/ Hartung E.: Ammoniak-Emissionen der Rinderhaltung und Minderungsmaßnahmen. In: KTBL (Hrsg.): Emissionen der Tierhaltung. Grundlagen, Wirkungen, Minderungsmaßnahmen. KTBL/UBA-Symposium 3.-5. Dezember 2001, Bildungszentrum Kloster Banz. Darmstadt 2002

- /HARTUNG 2002b/ Hartung J.: Effects of bioaerosol related particulate matter on animal health. In: Thorsten Hinz, Birgit Rönnpagel und Stefan Linke (Hrsg.): Particulate Matter in and from Agriculture. Proceedings of the Conference. Landbauforschung Völkenrode. Sonderheft 235. Braunschweig 2002
- /HERSENER 2002/ Hersener J.L., Meier U., Dinkel F.: Ammoniakemissionen aus Gülle und deren Minderungsmaßnahmen unter besonderer Berücksichtigung der Vergärung. Im Auftrag des Amt für Umweltschutz Kanton Luzern und in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Energie. Bern 2002
- /ICC & SRI 2000/ IC Consultants and Silsoe Research Institute: Atmospheric emissions of particulates from agriculture: a scoping study. Final report for the Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (MAFF) Research and Development. London 2000
- /IER 2003/ Pregger, T., Friedrich, R. (IER): Ermittlung der Feinstaubemissionen in Baden-Württemberg und Betrachtung möglicher Minderungsmaßnahmen. Schlussbericht. Stuttgart 2003
- /IFEU 2002/ IFEU: Eigene Angaben und Abschätzungen. Heidelberg 2002
- /IPPC 2003/ European Commission (Hrsg.): Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC). Reference document on best available techniques for intensive rearing of poultry and pigs. 2003
- /ISERMANN 2002/ Isermann K.: Die Stickstoff-Flüsse im Ernährungsbereich von Deutschland unter besonderer Berücksichtigung der Landwirtschaft. In: KTBL (Hrsg.): Emissionen der Tierhaltung. Grundlagen, Wirkungen, Minderungsmaßnahmen. KTBL/UBA-Symposium 3.-5. Dezember 2001, Bildungszentrum Kloster Banz. Darmstadt 2002
- /ISRAËL 1992/ Israël G.W., Erdmann A., Shen J., Frenzel W., Ulrich E.: Analyse der Herkunft und Zusammensetzung der Schwebstaubimmission. Technische Universität Berlin – Fachgebiet Luftreinhaltung. Berlin 1992
- /KAISER 1998/ Kaiser T., Schwarz W., Frost M.: Einträge von Stoffen in Böden - eine Abschätzung des Gefährdungspotentials. Logos Verlag. Berlin 1998
- /KLIMONT 2002/ Klimont Z., Cofala J., Bertok I., Amann M., Heyes C., Gyarmas F.: Modelling particulate emissions in Europe - A Framework to Estimate Reduction Potential and Control Costs. IIASA International Institute for Applied Systems Analysis. Laxenburg 2002
- /KTBL 2001/ Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (Hrsg.): Betriebsplanung Landwirtschaft 2001/2002. Darmstadt 2001
- /KUHLBUSCH 2000/ Kuhlbusch T., John A.: Korngrößenabhängige Untersuchung von Schwebstaub und Inhaltsstoffen. Gerhard-Mercator-Universität. Duisburg 2000

- /LAMBRECHT 2001/ Lambrecht U., Kullmer, Knörr W. (IFEU): Entwicklung eines Modells zur Berechnung der Luftschadstoffemissionen und des Kraftstoffverbrauchs von Verbrennungsmotoren in mobilen Geräten und Maschinen. Zwischenbericht. Heidelberg 2001
- /LEL 2001/ Landesanstalt für die Entwicklung der Landwirtschaft Baden-Württemberg (Hrsg.): Agrarmärkte 2001. Schwäbisch Gmünd 2001
- /LEL 2002/ Landesanstalt für die Entwicklung der Landwirtschaft Baden-Württemberg: Ferkelerzeugung in Baden-Württemberg. 2002
<http://www.landwirtschaft-mlr.baden-wuerttemberg.de/la/lel/llm/Fnot/ferz.htm>
- /LIPPMANN 2000/ Lippmann M., Ito K., Nádas A., Burnett R.T.: Association of Particulate Matter Components with Daily Mortality and Morbidity in Urban Populations. Health Effects Institute, Health Report Number 95. Final Version. Cambridge 2000
- /LOUHELAINEN 1987a/ Louhelainen K., Vilhunen P., Kangas J., Terho E.O.: Dust exposure in piggeries. European Journal of Respiratory Diseases. Supplement 152, Vol. 71, No. 152 (80-90) 1987
- /LOUHELAINEN 1987b/ Louhelainen K., Kangas J., Husman K., Terho E.O.: Total concentrations of dust in the air during farm work. European Journal of Respiratory Diseases. Supplement 152, Vol. 71, No. 152 (73-79) 1987
- /LOUHELAINEN 1997/ Louhelainen K.: Farmers' exposure to dust and gases in dairy farms. Doctoral dissertation. Department of environmental sciences. University of Kuopio 1997
- /LPP 2000/ Fritsch F. (LPP): Sachgerechte Düngung für Acker- und Grünland. Leitfaden zur Erstellung von Nährstoffvergleichen nach der Düngeverordnung und zur Düngeplanung für Acker- und Grünland. Landesanstalt für Pflanzenbau und Pflanzenschutz Rheinland-Pfalz. Mainz 2000
- /LUFA 2002/ Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (Hrsg.): Anmeldung zur Saatgutvermehrung 2002. Saatgutankennungsstelle (SAS) der LUFA Baden-Württemberg. Augustenberg 2002
- /MLR 2002/ Stauss, U. (MLR): Persönliche Mitteilung. Ministerium für Ernährung und Ländlicher Raum Baden Württemberg. Stuttgart 2002
- /NIEUWENHUIJSEN 1998a/ Nieuwenhuijsen M.J., Kruize H., Schenker M.B.: Exposure to dust and its particle size distribution in California agriculture. American Industrial Hygiene Association Journal, Vol. 59, 1/1998 (34-38) 1998
- /NIEUWENHUIJSEN 1998b/ Nieuwenhuijsen M.J., Schenker M.B.: Determinants of personal dust exposure during field crop operations in California agriculture. American Industrial Hygiene Association Journal, Vol. 59, 1/1998 (9-13) 1998

- /NORÉN 1985/ Norén O.: Dust concentrations during operations with farm machines. American Society of Agricultural Engineers, paper no. 85-1055. Zit. in: ICC&SRI (2000): Atmospheric emissions of particulates from agriculture: a scoping study. Final report for the Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (MAFF) Research and Development. 1985
- /OSTERBURG 2002/ Osterburg B., Berg W., Bergschmidt A., Brunsch R., Dämmgen U., Döhler H., Eurich-Menden B., Lüttich M.: Nationales Ammoniak-Emissionsinventar - KTBL-FAL-ATB-Projekt "Landwirtschaftliche Emissionen". In: KTBL (Hrsg.): Emissionen der Tierhaltung. Grundlagen, Wirkungen, Minderungsmaßnahmen. KTBL/UBA-Symposium 3.-5. Dezember 2001, Bildungszentrum Kloster Banz. Darmstadt 2002
- /PATYK 1997/ Patyk A., Reinhardt G.A.: Düngemittel - Energie- und Stoffstrombilanzen. 1. Vieweg Verlag. Braunschweig/Wiesbaden 1997
- /POPE 1995/ Pope C.A., Thun M.J., Namboodiri M.M., Dockery D.W., Evans J., Speizer F., Heath C.: Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine, Vol. 151, No. 3 (669-674) 1995
- /POPE 2002/ Pope C.A., Burnett R.T., Thun M.J., Calle E.E., Krewski D., Ito K., Thurston G.D.: Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-term Exposure to Fine Particulate Air Pollution. Journal of the American Medical Association, Vol. 287, No. 9 (1132-1141) 2002
- /RCG 2002/ Rahn S. (RCG): Persönliche Mitteilung. Raiffeisen Central-Genossenschaft Nordwest eG. Münster 2002
- /RIEGER 2002/ Rieger M.A., Lohmeyer M., Neuhaus S., Nübling M., Hofmann F.: Belastung durch luftgetragene biologische Arbeitsstoffe bei Beschäftigten in der Landwirtschaft - Einfluss von Nutztier-Haltungsbedingungen auf die Emission von Staub, Bakterien, Endotoxinen und Schimmelpilzen. In: KTBL (Hrsg.): Emissionen der Tierhaltung. Grundlagen, Wirkungen, Minderungsmaßnahmen. KTBL/UBA-Symposium 3.-5. Dezember 2001, Bildungszentrum Kloster Banz. Darmstadt 2002
- /SCHEFFER 1998/ Scheffer F., Schachtschabel P.: Lehrbuch der Bodenkunde. 14. Auflage. Enke Verlag. Stuttgart 1998
- /SCHWARTING 2002/ Schwarting G.: Persönliche Mitteilung. FH Nürtingen. Institut für angewandte Forschung. Nürtingen 2002
- /SKIBA 2002/ Skiba U.: Persönliche Mitteilung. CEH Edinburgh. Atmospheric Sciences. Edinburgh 2002
- /STBA 1997/ Statistisches Bundesamt (Hrsg.): Statistisches Jahrbuch für das Ausland. Metzler & Poeschel Verlag. Stuttgart 1997

- /STBA 2000/ Statistisches Bundesamt (Hrsg.): Statistisches Jahrbuch. Metzler & Poeschel Verlag. Stuttgart 2000
- /STBA 2001/ Statistisches Bundesamt (Hrsg.): Reihe 8.2 Düngemittelversorgung - Fachserie 4: Produzierendes Gewerbe. Metzler & Poeschel Verlag. Stuttgart 2001
- /STBA 2003/ Statistisches Bundesamt: Verkehr. Beförderungsleistung im Inland. 2003
<http://www.destatis.de/basis/d/verk/verktab5.htm>
- /STLA 2001/ Statistisches Landesamt Baden-Württemberg (Hrsg.): Die Land- und Forstwirtschaft 2000 - Statistik von Baden-Württemberg, Band 561. Stuttgart 2001
- /STLA 2003a/ Ostertag (STLA): Persönliche Mitteilung. Statistisches Landesamt Baden-Württemberg. Stuttgart 2003
- /STLA 2003b/ Statistisches Landesamt Baden-Württemberg: Umwelt, Verkehr - die wichtigsten Fakten auf einen Blick. Jahresfahrleistungen im Straßenverkehr. 2003
<http://www.statistik.baden-wuerttemberg.de/UmweltVerkehr/Landeskennzahlen.asp#sverkehr>
- /SUNDRUM 2002/ Sundrum A.: Systemimmanentes Potential der Ökologischen Tierhaltung zur Minderung von Emissionen. In: KTBL (Hrsg.): Emissionen der Tierhaltung. Grundlagen, Wirkungen, Minderungsmaßnahmen. KTBL/UBA-Symposium 3.-5. Dezember 2001, Bildungszentrum Kloster Banz. Darmstadt 2002
- /TAKAI 1998/ Takai H., Pedersen S., Johnsen J.O., Metz J.H.M., Groot Koerkamp P.W.G., Uenk G.H., Phillips V.R., Holden M.R., Sneath R.W., Short J.L., White R.P., Hartung J., Seedorf J., Schröder M., Linkert K.H., Wathes C.M.: Concentrations and emissions of airborne dust in livestock buildings in northern Europe. Journal of Agricultural Engineering Research, Vol. 70 (59-77) 1998
- /TAKAI 2002/ Takai H., Pedersen S.: Livestock related fine dust - composition, structure and flows. In: Thorsten Hinz, Birgit Rönnpagel und Stefan Linke (Hrsg.): Particulate Matter in and from Agriculture. Proceedings of the Conference. Landbauforschung Völkenrode. Sonderheft 235. Braunschweig 2002
- /TNO 2003/ Visschedijk A. (TNO): Persönliche Mitteilung. TNO Institute of environmental sciences, energy research and process innovation. Apeldoorn 2003
- /TÜV 2000/ TÜV Umwelt: Grundsatzuntersuchung über die Ermittlung der Korngrößenverteilung im Abgas verschiedener Emittenten (< PM 2,5 und < PM 10). Projekt II: Anlagen der Chemieindustrie, Raffinerien, Automobilindustrie, Holzindustrie und Tierhaltungen. LfU, TÜV Süddeutschland Umwelt-Service. München 2000
- /U.S.-EPA 1980/: Compilation of Air pollutant Emission Factors. Vol. I: Stationary and area sources. AP-42. Section 9.3.2 Grain harvest - Final section. U.S. Environmental Protection Agency. 1980

- /U.S.-EPA 1993/: Compilation of Air pollutant Emission Factors. Vol. I: Stationary and area sources. AP-42. Section 13.2.1 Paved roads. U.S. Environmental Protection Agency. 1993
- /U.S.-EPA 1998/: Compilation of Air pollutant Emission Factors. Vol. I: Stationary and area sources. AP-42. Section 13.2.2 Unpaved roads - Background document. U.S. Environmental Protection Agency. 1998
- /UFOP 2002a/ Union zur Förderung von Öl- und Proteinpflanzen e.V.: Produktion, Einfuhr und Ausfuhr von Ölschroten. 2002
<http://www.ufop.de/1631.htm>
- /UFOP 2002b/ Union zur Förderung von Öl- und Proteinpflanzen e.V.: Verarbeitung, Einfuhr und Ausfuhr von Ölsaaten. 2002
<http://www.ufop.de/1622.htm>
- /UFOP 2002c/ Union zur Förderung von Öl- und Proteinpflanzen e.V.: Anbauflächen von Sonnenblumen 1969-2001. 2002
<http://www.ufop.de/1674.htm>
- /ULLMANN 1986/ Gerhartz W., Yamamoto Y.S., Campbell F.T., Pfefferkorn R., Rounsaville J.F. (Hrsg.): Ullmann's encyclopedia of industrial chemistry. 5th edition. Vol. A7: Chlorophenols to copper compounds. New York 1986
- /ULLMANN 1990/ Elvers B., Hawkins S., Schulz G. (Hrsg.): Ullmann's encyclopedia of industrial chemistry. 5th edition. Vol. A16: Magnetic materials to mutagenic agents. New York 1990
- /UMEG 1997/ Gesellschaft für Umweltmessungen und Umwelterhebungen mbH: Feinstaub im Schwebstaub - Abschlußbericht - (Meßzeitraum 10.10.1995 bis 30.11.1996). Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg. Karlsruhe 1997
- /UMEG 2000/ UMEG: Emissionskataster Baden-Württemberg 1998. Karlsruhe 2000
- /UVM 2002/ Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg: Zukünftige Klärschlamm Entsorgung in Baden-Württemberg. 2002
<http://www.uvm.baden-wuerttemberg.de/uvm/abt2/klaerschamm/klaerschammbericht.pdf>
- /VAN DEN WEGHE 2002/ Van den Weghe H.: Ammoniak-Emissionen der Schweinehaltung und Minderungsmaßnahmen. In: KTBL (Hrsg.): Emissionen der Tierhaltung. Grundlagen, Wirkungen, Minderungsmaßnahmen. KTBL/UBA-Symposium 3.-5. Dezember 2001, Bildungszentrum Kloster Banz. Darmstadt 2002
- /VENKATARAM 2000/ Venkataram K.: A critique of empirical emission factor models: a case study of the AP-42 model for estimating PM10 emissions from paved roads. Atmospheric Environment, Vol. 34 (1-11) 2000

- /WHO 2003a/ Stewart B.W., Kleihues P. (Hrsg.): World cancer report. IARC Press. Lyon 2003
- /WHO 2003b/ World Health Organization: Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide. Bonn 2003
- /WICHMANN 2000/ Wichmann H.-E., Spix C., Tuch T., Wölke G., Peters A., Heinrich J., Kreyling W.G., Heyder J.: Daily Mortality and Fine and Ultrafine Particles in Erfurt, Germany. Part I: Role of Particle Number and Particle Mass. Health Effects Institute, Health Report Number 98. Final Version. Cambridge 2000
- /WINIWARTER 2001/ Winiwarter W., Trenker C., Höflinger W.: Österreichische Emissionsinventur für Staub. ARC Seibersdorf. 2001
- /WM 2002/ Wirtschaftsministerium Baden-Württemberg (Hrsg.): Energiebericht 2001. Stuttgart 2002
- /ZHANG 1999/ Zhang Y.: Engineering control of dust in animal facilities. In DIAS (Hrsg.): Congress proceedings of the International symposium on dust control in animal production facilities. Aarhus 1999