



LfL

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft

20 Jahre Boden-Dauerbeobachtung in Bayern

Teil 3: Entwicklung der Humusgehalte zwischen 1986 und 2007



Schriftenreihe

10
2009
ISSN 1611-4159

Impressum

Herausgeber: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL)
Vöttinger Straße 38, 85354 Freising-Weihenstephan
Internet: www.LfL.bayern.de

Redaktion: Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz
Vöttinger Str. 38, 85354 Freising-Weihenstephan
E-Mail: Agrarökologie@LfL.bayern.de
Tel.: 08161/71-3640

2. unveränderte Auflage Dezember 2011

Druck: ES-Druck, 85354 Freising-Tüntenhausen

Schutzgebühr: 10.-- €

© LfL



20 Jahre Boden-Dauerbeobachtung in Bayern

Teil 3:

**Entwicklung der Humusgehalte
zwischen 1986 und 2007**

Peter Capriel und Detlef Seiffert

Inhaltsverzeichnis	Seite
Danksagung	10
Zusammenfassung	11
Summary	12
1 Einleitung	13
2 Zielsetzung	14
3 Material und Methoden	15
3.1 Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF).....	15
3.2 Probenahme.....	16
3.3 Analytik.....	16
4 Statistik	17
5 Ergebnisse	18
5.1 Acker - BDF.....	18
5.1.1 Statistische Kennwerte	18
5.1.2 Beziehung zur standorttypischen Spannweite.....	18
5.1.3 Organischer Kohlenstoff	20
5.1.4 Stickstoff	22
5.1.5 Humusqualität	24
5.2 Grünland - BDF	26
5.2.1 Statistische Kennwerte	26
5.2.2 Organischer Kohlenstoff	27
5.2.3 Stickstoff	28
5.2.4 Humusqualität	29
5.3 Sonderkulturen - BDF.....	30
6 Diskussion	31
6.1 Acker BDF	31
6.1.1 Fruchtfolge	31
6.1.2 Düngung.....	33
6.1.3 Bodenbearbeitung	34
6.1.4 C _{org} –Ausgangsgehalte	35
6.1.5 Bodenart	35
6.1.6 Viehhaltung.....	35
6.1.7 Betriebsstruktur	38
6.2 Grünland BDF.....	40
6.3 Klima.....	40

6.4	Humusmonitoring in Europa.....	41
7	Schlussfolgerungen.....	43
7.1	Hinweise für die Praxis	44
8	Literaturverzeichnis.....	45

Abbildungsverzeichnis	Seite
Abb. 1: Lage und Nutzung der BDF Stand 2008	15
Abb. 2: Lineare Regression	17
Abb. 3: Anteil der Acker-BDF in Beziehung zur standorttypischen Spannweite (Stand 1986)	19
Abb. 4: Anteil der Acker-BDF in Beziehung zur standorttypischen Spannweite (Stand 2007)	19
Abb. 5: C_{org} -Veränderungen der Acker-BDF von 1986 bis 2007	20
Abb. 6: Einfluss der Bodenart auf den Anteil der BDF mit sign. C_{org} -Abnahme	21
Abb. 7: Einfluss der Bodenart auf den Anteil der BDF mit sign. C_{org} -Zunahme	21
Abb. 8: Mittlere C_{org} -Gehalte der vier Beprobungsserien (Acker-BDF)	22
Abb. 9: N_t -Veränderungen der Acker-BDF von 1986 bis 2007	22
Abb. 10: Einfluss der Bodenart auf den Anteil der BDF mit sign. N_t -Abnahme	23
Abb. 11: Einfluss der Bodenart auf den Anteil der BDF mit sign. N_t -Zunahme	23
Abb. 12: Mittlere N_t -Gehalte der vier Beprobungsserien (Acker-BDF)	24
Abb. 13: C_{org} / N_t -Veränderungen der Acker-BDF von 1986 bis 2007	24
Abb. 14: Einfluss der Bodenart auf den Anteil der BDF mit sign. C_{org} / N_t - Abnahme	25
Abb. 15: Mittlere C_{org} / N_t -Werte der vier Beprobungsserien (Acker-BDF)	25
Abb. 16: Vergleich der mittleren Humuskennwerte von Acker- und Grünland-BDF in der oberen Bodenschicht	26
Abb. 17: C_{org} -Veränderungen der Grünland-BDF von 1986 bis 2007	27
Abb. 18: Mittlere C_{org} -Gehalte der vier Beprobungsserien (Grünland-BDF)	28
Abb. 19: N_t -Veränderungen der Grünland-BDF von 1986 bis 2007	28
Abb. 20: Mittlere N_t -Gehalte der vier Beprobungsserien (Grünland-BDF)	29
Abb. 21: C_{org} / N_t -Veränderungen der Grünland-BDF von 1986 bis 2007	29
Abb. 22: Mittlere C_{org} / N_t -Werte der vier Beprobungsserien (Grünland-BDF)	30
Abb. 23: Ackernutzung der BDF 1986 – 2007	32
Abb. 24: Ackernutzung in Bayern seit 1960	32
Abb. 25: Mineralischer N-Verbrauch in Bayern 1983 – 2006	34
Abb. 26: Anteil der Acker-BDF in Beziehung zur Grundbodenbearbeitung	34
Abb. 27: Anteil viehloser Betriebe in den Regierungsbezirken Bayerns	36
Abb. 28: Anteil viehhaltender Betriebe in den Regierungsbezirken Bayerns	36
Abb. 29: Entwicklung des Viehbesatzes in Bayern	37
Abb. 30: Viehbesatz in den Regierungsbezirken Bayerns	37
Abb. 31: Anzahl der Betriebstypen in Bayern	38

Abb. 32: Anteil der Betriebstypen in Bayern	39
Abb. 33: Anteil der Betriebstypen in Unterfranken	39
Abb. 34: Anteil der Betriebstypen in Schwaben	40

Tabellenverzeichnis	Seite
Tab. 1: Bodenarteneinstufung nach Ton- und Schluffgehalten.....	16
Tab. 2: Statistische Humus Kennwerte der Acker-BDF	18
Tab. 3: Statistische Humus Kennwerte für Ackerböden in Bayern (Capriel, 2006)	18
Tab. 4: Statistische Humus Kennwerte der Grünland-BDF	27
Tab. 5: Statistische Humus Kennwerte für Grünlandböden in Bayern (Diepolder, 2004)	27

Danksagung

Unser Dank gilt allen, die an der Durchführung der Boden-Dauerbeobachtung mitgewirkt haben:

- den Landwirten für die Überlassung der untersuchten Flächen,
- den Sachgebieten Agrarökologie und Boden (2.1 A) bei den Ämtern für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten für die Auswahl der Betriebe und die Bodenprobenahme,
- Frau Brigitte Dirscherl, Frau Veronika Ilmberger und Frau Heidi Scherzer-Gois für die Bodenaufbereitung und die Analysen im Labor,
- Herrn Dipl. Math. Rudolf Graf und Dr. Richard Webster (Rothamsted Research, England) für wertvolle Ratschläge zur statistischen Auswertung der Daten,
- Herrn Rudolf Rippel für Korrekturlesen,
- dem Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten für die finanzielle Unterstützung des Projektes.

20 Jahre Boden-Dauerbeobachtung in Bayern

Entwicklung der Humusgehalte

zwischen 1986 und 2007

(Permanent Soil Monitoring in Bavaria

Organic carbon and nitrogen changes between 1986 and 2007)

Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz

Peter Capriel und Detlef Seiffert

Zusammenfassung

In den letzten 50 Jahren wurde in den Industrieländern die traditionelle, an den standörtlichen Ressourcen angepasste Landbewirtschaftung aufgrund der billigen Energie und preiswerten synthetischen Dünger massiv in Richtung Intensivierung der Stoffumsätze geändert. Parallel dazu fand in Bayern eine Umstrukturierung der landwirtschaftlichen Betriebe statt, die von einer zunehmenden Spezialisierung zum Nachteil der Gemischt- und Futterbaubetriebe geprägt ist. Diese Umstrukturierung ging einher mit negativen Trends beim Viehbesatz und bei der Anzahl viehhaltender Betriebe. Damit wurde zwangsläufig die landwirtschaftliche Bewirtschaftung verändert. Zudem nahm die Menge an pflanzlicher Biomasse aus Landwirtschaft, die in Energie umgewandelt wurde, in den letzten fünf Jahren stark zu. Die Intensivierung der Bewirtschaftung und die fortschreitende Klimaerwärmung können zum Humusabbau führen, mit allen bekannten negativen Konsequenzen, z. B. abnehmende Bodenfruchtbarkeit, Ertragsminderung, Nährstoffverluste, zusätzliche Treibhausgase. Um Rückschlüsse zur langfristigen Entwicklung der Humusversorgung abzuleiten und eine Prognose zu stellen, werden in Bayern seit 1986 im Rahmen eines Boden-Monitorings regelmäßig Humusuntersuchungen auf ausgewählten repräsentativen landwirtschaftlich genutzten Flächen (92 Acker-, 21 Grünland- und 8 Sonderkulturstandorte) durchgeführt. Die Ergebnisse deuten auf eine Abnahme der mittleren C_{org} -Gehalte um etwa 3 % in den Acker- und Grünlandböden zwischen 1986 und 2007 hin. Dagegen ist beim durchschnittlichem N_t -Gehalt keine abnehmende Tendenz erkennbar. Sowohl die Acker- als auch die Grünlandböden weisen einen Abfall des mittleren C_{org} / N_t -Verhältnisses auf. Fruchtfolge und Düngung sind die Hauptursachen für die beobachteten Humusveränderungen. Ein Klimateffekt konnte weder nachgewiesen noch ausgeschlossen werden. Die Ergebnisse in Bayern stehen im Einklang mit denen in Österreich, Belgien, Frankreich und England. In Bayern ist bei gleich bleibender oder sogar abnehmender Zufuhr von organischer Substanz, insbesondere organischem Kohlenstoff, mit negativen Folgen für die Humusversorgung landwirtschaftlich genutzter Böden zu rechnen.

Summary

In the last fifty years due to the cheap energy and low-cost synthetic fertilizers the traditional agricultural management in the industrial countries, which so far was dependent of available natural resources, has been changed towards a massive intensification of the nutrient turnover. At the same time profound structural changes have occurred in the Bavarian agriculture resulting in an increase of the number of specialized farms to the detriment of the all-round ones. These structural changes were accompanied by a decrease in livestock density per agricultural area. However, these trends have a strong impact on agricultural management. Thus, the intensification of the agricultural management together with the progressing climate warming in Europe could affect the quantity and quality of soil organic matter. That implies decreasing soil fertility, low harvest, additional nutrient losses and greenhouse gases emission. In order to establish the long term development of soil organic matter a humus monitoring was started in Bavaria in 1986. It comprises 100 representative plots located on cropland (thereof 8 are special crops) and 21 located on managed permanent grassland. The humus monitoring results suggest a decrease of about 3 % for the average organic carbon content in cropland and grassland between 1986 and 2007. By contrast the mean nitrogen content shows no negative trend. Both the cropland and grassland plots have decreasing average C_{org} / N_t ratios. Crops and fertilisation are the main causes for the observed changes in humus content and quality. A climate effect could be neither proved nor excluded. The results in Bavaria are in line with the reported changes in soil organic matter in Austria, Belgium, France and England. In Bavaria we have to expect declining humus stocks in the agricultural soils if the supply with organic matter especially organic carbon remains the same or even decreases.

1 Einleitung

Der Boden besteht aus drei Komponenten, die eng miteinander verknüpft sind: Humus (organische Bodensubstanz), Bodenleben (Bodenmikroorganismen und Bodentiere) und Mineralteilchen.

Die Bedeutung des Humus liegt in der komplexen Beeinflussung nahezu aller Bodeneigenschaften und -funktionen. Der Humus stellt eine langsam fließende Nährstoffquelle für die Pflanzen dar. Durch mikrobiellen Abbau der Humusbestandteile werden organisch gebundene Elemente (Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor, Schwefel, Sauerstoff) in pflanzenaufnehmbare Verbindungen umgewandelt. Der Humus ist auch die Nahrungsquelle für Bodenmikroorganismen und Bodentiere. Zahlreiche experimentelle Ergebnisse belegen, dass zwischen dem Humusgehalt eines Bodens und der Menge an mikrobieller Biomasse eine enge Beziehung besteht.

Der Humus wirkt Gefüge schaffend und Gefüge stabilisierend indem er die Mineralteilchen zu einem hohlraumreichen Bodenverband verklebt. Damit beeinflusst er wesentlich den Luft- und Wasserhaushalt. Dadurch werden die Wasser- und Nährstoffzufuhr zur Pflanzenwurzel, die Wurzelentwicklung, die Durchlüftung und somit die mikrobielle Aktivität, die Wasserspeicherfähigkeit, die Wasserversickerung, die Wasserstabilität der Bodenaggregate sowie die Befahrbarkeit und Bearbeitbarkeit des Bodens gesteuert. Gefährdungen durch Bodenschadverdichtung und Erosion können durch optimale Humusgehalte vermindert werden.

Der Humus speichert Wasser, eine Eigenschaft, die im Hinblick auf die prognostizierte Verringerung der Niederschläge im Sommer (Vegetationszeit) von Bedeutung ist.

Der Humus bindet austauschbar die für die Pflanzenernährung wichtigen Kationen (Calcium, Magnesium, Kalium etc.) und Anionen (Phosphat, Sulfat, Nitrat) und schützt sie so vor Auswaschung, ein Vorgang, der insbesondere bei sandigen Böden wegen ihres geringen Tonanteils von Bedeutung ist. Die Proteine, ein bedeutsamer Bestandteil des Humus, wirken als Puffer und verhindern größere pH-Schwankungen, eine wichtige Voraussetzung für die biochemischen Prozesse im Boden. Schließlich steuert der Humus durch eine Vielzahl von Adsorptionsmechanismen die Auswaschung und Abbaurate von Pflanzenschutzmitteln und Umweltchemikalien und schützt damit die Umwelt.

Aufgrund dieser vielfältigen Wirkungen stellt eine Standort angepasste optimale Humusversorgung in landwirtschaftlichen Betrieben eine wesentliche Grundlage zur nachhaltigen Bodenfruchtbarkeit und Ertragssicherung dar. Eine Humusunterversorgung führt langfristig zu starken Einbußen in der Bodenfruchtbarkeit und implizit zu Ertragsminderung. Andererseits kann eine Humusübersversorgung zu erhöhter Mineralisation und Nährstoffverlusten führen und somit die Umwelt belasten.

Der Humusgehalt und die Humusqualität von Ackerböden hängen von Standortfaktoren (Temperatur, Niederschlag, Korngrößenverteilung, Geologie, Grundwasser) und von der Bodenbewirtschaftung (Fruchtfolge, Düngung, Bodenbearbeitung) ab. Dabei ist die Art der Landnutzung primär von den klimatischen Gegebenheiten (Temperatur, Niederschlag) eines Standortes abhängig. Der Landwirt kann die Humusversorgung seiner Äcker nur durch die Bodenbewirtschaftung beeinflussen.

Der Humus stellt eine bedeutende Kohlenstoffsенke dar. Global betrachtet speichert der Humus etwa 1600 Gt Kohlenstoff. Das ist etwa zwei- bis dreimal soviel Kohlenstoff als in

der Luft (760 Gt) bzw. in der Vegetation (600 Gt) (Batjes, 1996; Schlesinger, 1997). Der Humus-Aufbau und -Abbau erfolgt im wesentlichen mikrobiologisch (Bakterien und Pilze). Wärme und Feuchtigkeit begünstigen die mikrobielle Aktivität im Boden und dadurch auch den Humusabbau. Dabei bilden sich u. a. Treibhausgase: Kohlenstoffdioxid, Methan und Stickoxide. Die für Mittel-Europa prognostizierte Klimaerwärmung mit höheren Temperaturen und höheren Niederschlagsmengen im Winter könnte also zu einem verstärkten Humusabbau verbunden mit zusätzlichen Treibhausgasen führen. Zudem tragen die landwirtschaftlichen Produktionsprozesse selbst zur Freisetzung von Treibhausgasen bei und sind somit auch eine Ursache des Klimawandels. Gleichzeitig ist die Landwirtschaft von allen Wirtschaftszweigen vom Klimawandel am meisten betroffen. Die Landwirtschaft produziert ca. 10% der Treibhausgasemissionen der EU25 (EUROSTAT, 2005). Sie ist somit der zweitgrößte Emittent nach dem Energiesektor. Etwa 50% davon gehen auf die Viehhaltung einschließlich Gülle und Stallmist zurück, die andere Hälfte sind Emissionen aus den landwirtschaftlich genutzten Böden. Während die Treibhausgasemissionen der EU25 zwischen 1994 und 1999 etwa gleich geblieben sind, zeigen sie zwischen 1999 und 2003 eine leichte (6%) Abnahme (EUROSTAT, 2005). Global betrachtet sind die Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft zwischen 1970 und 1990 allerdings um etwa 27% gestiegen (IPCC, 2007).

In den letzten 50 Jahren wurde in den Industrieländern die traditionelle, an den standörtlichen Ressourcen angepasste Landbewirtschaftung aufgrund der billigen Energie und preiswerten synthetischen Dünger massiv in Richtung Intensivierung der Stoffumsätze geändert. Die Intensivierung der landwirtschaftlichen Bodenbewirtschaftung und die fortschreitende Klimaerwärmung können zum Humusabbau führen, mit allen bekannten negativen Konsequenzen. Der Landwirt braucht also einen zuverlässigen, aussagekräftigen Indikator, um die Humusversorgung seiner Äcker beurteilen zu können und gegebenenfalls gezielte Maßnahmen einzuleiten. Ein solcher Indikator ist der Humusgehalt (organischer Kohlenstoff C_{org} und Gesamtstickstoff N_{t}) und die Humusqualität ($C_{\text{org}} / N_{\text{t}}$) (Capriel, 2005). Allerdings wird die regelmäßige Humusuntersuchung im Rahmen der Standard-Bodenuntersuchung noch nicht flächendeckend durchgeführt. Deshalb ist das Humusmonitoring, d.h. die regelmäßige Humusuntersuchung von repräsentativen Acker-Schlägen, die Methode der Wahl, um Rückschlüsse zur langfristigen Entwicklung der Humusversorgung von Ackerböden abzuleiten und Prognosen zu stellen. Beide Parameter, C_{org} und N_{t} , sind relativ unempfindlich gegenüber kurzfristigen Änderungen in der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung und sind daher bestens für Humus-Monitoring geeignet. Zudem gehören C_{org} und N_{t} zu den wenigen Bodenparametern, deren Bestimmung als quantitativ bezeichnet werden darf.

2 Zielsetzung

In Bayern werden seit 1986 im Rahmen des Boden-Dauerbeobachtungs-Programms regelmäßig Humusuntersuchungen auf ausgewählten repräsentativen landwirtschaftlich genutzten Flächen durchgeführt. In der vorliegenden Arbeit werden die Ergebnisse 1986 bis 2007 präsentiert. Die möglichen Ursachen für die Humusveränderungen werden diskutiert, im europäischen Kontext betrachtet und eine Prognose hinsichtlich der Humusversorgung in Bayern wird gemacht.

3 Material und Methoden

3.1 Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF)

Lage und Nutzung der BDF zeigt Abb.1. Die Auswahl der BDF erfolgte unter Berücksichtigung der Repräsentanz für Landschaften, Klima, Böden, und Nutzungen. Die BDF decken die geologisch und klimatisch bedingte Vielfalt der Böden und Standorte in Bayern gut ab.

Die BDF liegen auf Praxisbetrieben und einigen Staatsgütern und werden betriebsüblich bewirtschaftet. Die Parzellengröße beträgt 1000 m². Die Eckpunkte wurden exakt eingemessen, in 60 cm Tiefe durch Magnetversenkung markiert und deren Koordinaten mittels GPS bestimmt. Details zur Auswahl, Lage, Nutzung, Bewirtschaftung und Standortcharakterisierung der Dauerbeobachtungsflächen in Bayern sind in der Schriftenreihe 2, 2007 der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft zu finden (Pawlitzki et al., 2007).

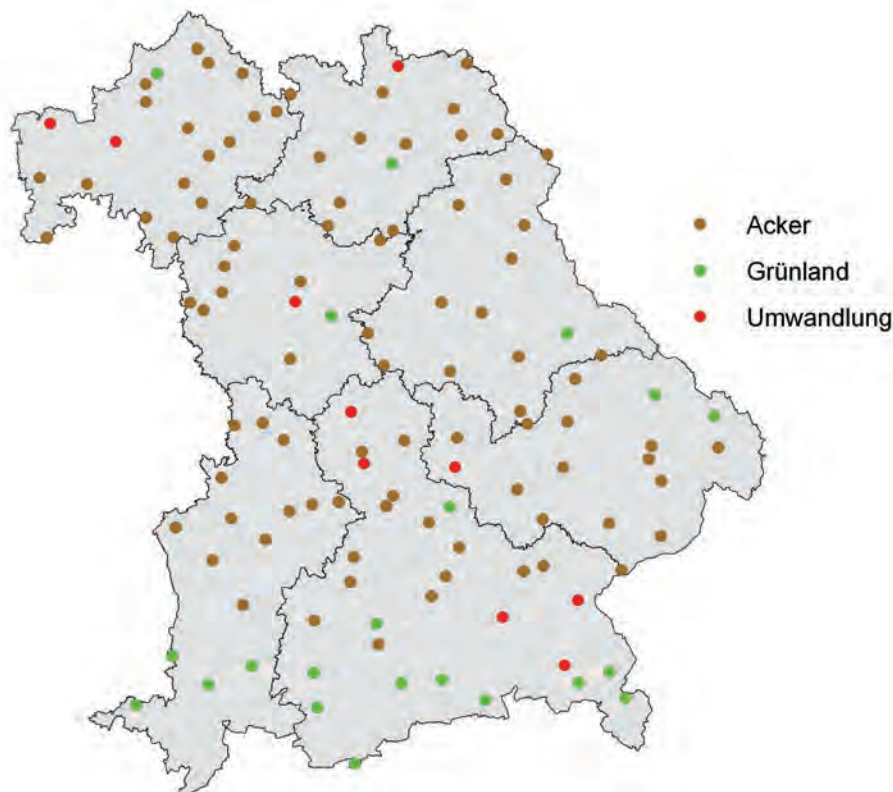


Abb. 1: Lage und Nutzung der BDF Stand 2008

In dieser Arbeit werden nur diejenigen BDF betrachtet, deren Nutzung im Beobachtungszeitraum (1986 - 2007) nicht geändert wurde. Das sind 92 Acker-, 21 Grünland- und 8 Sonderkultur-BDF. Für die BDF, deren Nutzung geändert wurde (Umwandlung Acker in Grünland bzw. Grünland in Acker), ist die Zeitspanne zu kurz, um gesicherte Aussagen hinsichtlich Humusveränderungen machen zu können.

Von den 92 Acker-BDF sind 89 konventionell bewirtschaftet. Bei 3 Acker-BDF wurde 1991, 1993 und 2006 die Bewirtschaftung auf ökologischen Landbau umgestellt.

3.2 Probenahme

Zwischen 1986 und 2007 wurden die BDF viermal beprobt:

1. Probenahme 1986 - 1987
2. Probenahme 1989 - 1993
3. Probenahme 1996 - 1999
4. Probenahme 2005 - 2007

Die Bodenprobenahme erfolgte jeweils im Frühjahr (März - April) vor der Ausbringung der Gülle und des mineralischen Stickstoff-Düngers oder frühestens zwei Wochen danach. Bei den Acker-BDF wurde in der Regel im Wintergetreide beprobt. Bei jedem Beprobungstermin wurden von jeder BDF vier repräsentative Mischproben vom Oberboden gezogen. Jede Mischprobe wurde aus mindestens 25 gleichmäßig über der Gesamtfläche verteilten Einstichen gewonnen. Die Beprobungstiefe für Oberboden war 0-15 cm beim Acker und 0-10 cm beim Grünland.

Jede Mischprobe wurde luftgetrocknet, zerkleinert, auf 2 mm gesiebt, homogenisiert, in einer Retsch Kugelmühle fein gemahlen und anschließend auf 0,5 mm gesiebt.

3.3 Analytik

Folgende Humus-Kennwerte wurden bestimmt: Organischer Kohlenstoff (C_{org}), Gesamtstickstoff (N_t), C_{org} / N_t -Verhältnis. C_{org} und N_t charakterisieren den Humusgehalt und C_{org} / N_t die Humusqualität eines Bodens. Die Bestimmung von Gesamtkohlenstoff (C_t) und N_t erfolgte simultan und quantitativ mittels Elementaranalyse (Dumas Methode; Gerät: Vario EL; DIN ISO 10694:1995 und DIN ISO 13878:1998). Bei carbonathaltigen Böden wurde der Carbonat-Kohlenstoff ($C_{carbonat}$) nach Scheibler bestimmt (VDLUFAMethodenbuch, Band I, 1991). Der organische Kohlenstoff wurde nach der Gleichung $C_{org} = C_t - C_{carbonat}$ berechnet. Der Stickstoff in der Ackerkrume liegt überwiegend in organischer Form vor. Der Anteil des anorganischen Stickstoffs - im wesentlichen Nitrat und Ammonium - in der Ackerkrume ist im allgemeinen kleiner als 5%. Der Gesamtstickstoff (N_t) ist also ein guter Indikator für den organischen Stickstoff.

Für jede BDF wurde die Bodenart (Ton-, Schluff- und Sandanteil) im Oberboden (0 - 15 cm) nach DIN ISO 11277 bestimmt. Die Bodenarteinstufung erfolgte nach dem Bodenartenschlüssel Bayerns (Tab. 1).

Tab. 1: Bodenarteneinstufung nach Ton- und Schluffgehalten

Bodenartgruppe	Ton %	Schluff %	
Sand	< 5	< 10	
schwach lehmiger Sand	5 - 12	< 50	leicht
stark lehmiger Sand	12 - 17	< 50	
sandiger Lehm	17 - 25	< 50	mittel
schluffiger Lehm	< 25	> 50	
toniger Lehm	25 - 45	> 17	
lehmiger Ton	45 - 65	> 17	schwer

4 Statistik

Für jede BDF wurden die 4 Mischproben von jedem Beprobungstermin, also insgesamt 16 Mischproben auf C_{org} und N_t analysiert. Die daraus resultierenden Mittelwerte von jedem Beprobungstermin (jeweils vier für C_{org} , N_t und C_{org} / N_t) wurden mit einem linearen Regressionsmodell statistisch analysiert. Dabei wurde eine Irrtumswahrscheinlichkeit von 5% zugrunde gelegt. Als Hauptkriterium für die Veränderungen der untersuchten Humuskennwerte über die Zeit wurde die Steigung der linearen Regressionsfunktion genommen. Es wurde die Hypothese unterstellt, dass in der linearen Funktion $y = a + b \cdot x$ der Parameter b ungleich 0 ist. Ein Beispiel zeigt die Abb. 2.

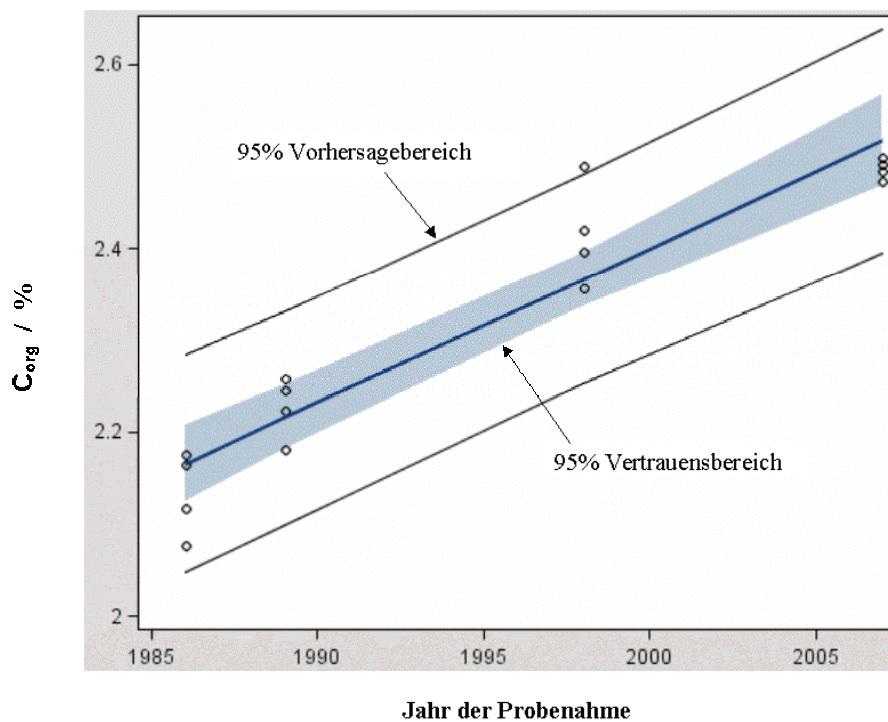


Abb. 2: Lineare Regression

5 Ergebnisse

5.1 Acker - BDF

5.1.1 Statistische Kennwerte

Die statistischen Kennwerte für C_{org} , N_t und C_{org} / N_t der Acker-BDF sind in Tab. 2 zusammengestellt. Sie stimmen gut mit den Humus Kennwerten überein, die von Capriel (2006) für Acker-Böden in Bayern ermittelt wurden (Tab. 3). Das bedeutet, dass die Acker-BDF repräsentativ für Bayern sind.

Tab. 2: Statistische Humus Kennwerte der Acker-BDF

Kennwert	n	Arithm. Mittel	CV %	Minimum	10 % Quantil	Median	90 % Quantil	Maximum
C_{org}	92	1,7	40,0	0,8	1,0	1,6	2,5	6,0
N_t	92	0,17	43,3	0,07	0,09	0,16	0,24	0,64
C_{org} / N_t	92	10,5	9,6	8,7	9,3	10,4	11,9	14,5

Werte C_{org} und N_t in Prozent

CV = Variationskoeffizient

Tab. 3: Statistische Humus Kennwerte für Ackerböden in Bayern (Capriel, 2006)

Kennwert	n	Arithm. Mittel	CV %	Minimum	10 % Quantil	Median	90 % Quantil	Maximum
C_{org}	1542	1,7	38,4	0,7	1,1	1,6	2,5	6,8
N_t	1542	0,16	38,9	0,06	0,10	0,15	0,24	0,69
C_{org} / N_t	1542	10,4	8,6	8,3	9,4	10,3	11,6	16,4

Werte C_{org} und N_t in Prozent

CV = Variationskoeffizient

5.1.2 Beziehung zur standorttypischen Spannweite

Der Anteil der 92 Acker-BDF in Beziehung zur standorttypischen Spannweite der Humuskennwerte ist in Abb. 3 dargestellt. Die Angaben beziehen sich auf die 1. Probenahme (1986 - 1987), es handelt sich also um die Ausgangssituation. Etwa 70 % der Acker-BDF haben Humuskennwerte, die in den standorttypischen Spannweiten für Bayern liegen (Capriel, 2006). Die Verteilung bei C_{org} und N_t ist ähnlich. Etwa 11 % der Acker-BDF weisen Humusgehalte (C_{org} und N_t) auf, die unterhalb der standorttypischen Spannweiten liegen. Im Gegensatz zu C_{org} und N_t ist bei C_{org} / N_t der Anteil der Acker-BDF, die unterhalb der standorttypischen Spannweiten liegen, höher als der Anteil der Acker-BDF, die oberhalb der standorttypischen Spannweiten liegen.

Der Anteil der 92 Acker-BDF in Beziehung zur standorttypischen Spannweite der Humuskennwerte nach 20 Jahren ist in Abb. 4 dargestellt. Die Angaben basieren auf den Humuskennwerten der 4. Probenahme (2005 - 2007). 73 % der Acker-BDF haben Humuskennwerte, die in den standorttypischen Spannweiten für Bayern liegen, also eine leichte Erhöhung gegenüber 1986 (Capriel, 2006). Es ist bemerkenswert, dass nach 20 Jahren der Anteil der Acker-BDF, die oberhalb der standorttypischen Spannweiten für C_{org} liegen, von 20 % auf 15 % gesunken ist, während der Anteil der Acker-BDF, die oberhalb der standorttypischen Spannweiten für N_t liegen, bei 17 % unverändert blieb.

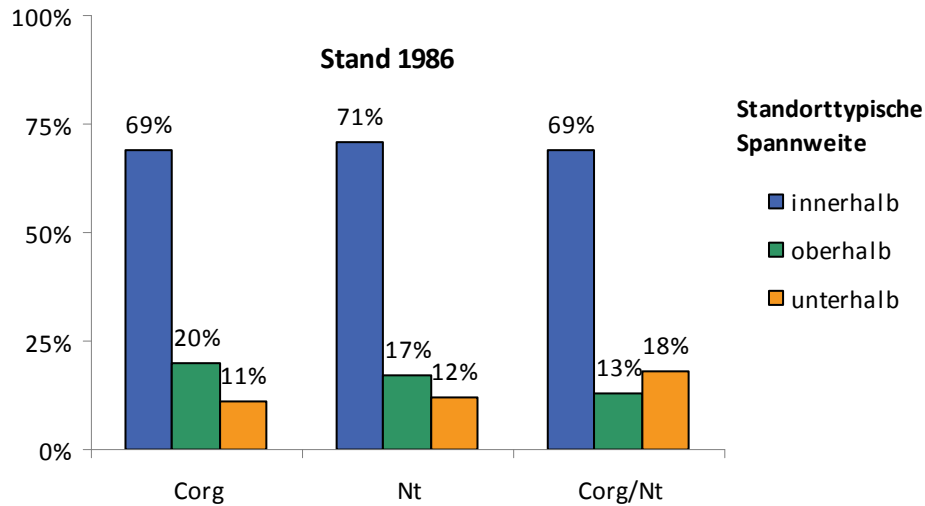


Abb. 3: Anteil der Acker-BDF in Beziehung zur standorttypischen Spannweite (Stand 1986)

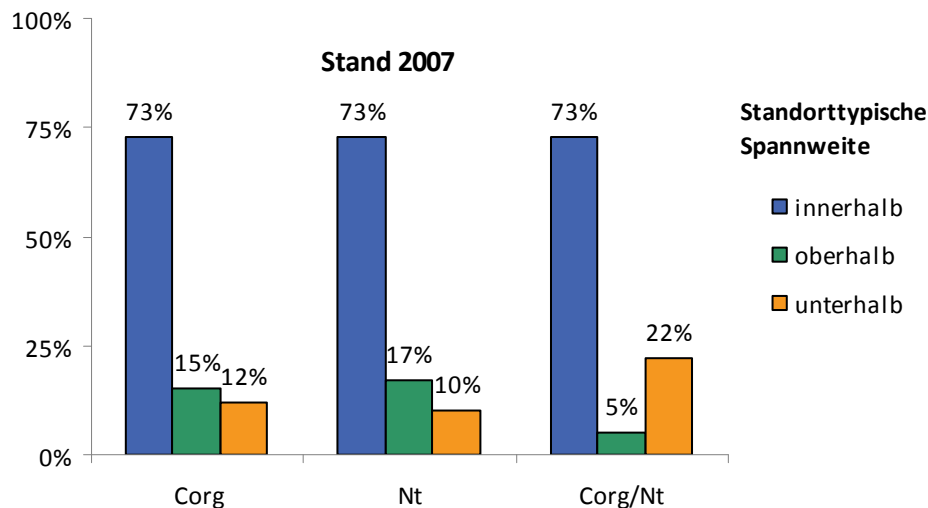


Abb. 4: Anteil der Acker-BDF in Beziehung zur standorttypischen Spannweite (Stand 2007)

Zudem nahm der Anteil der Acker-BDF, die unterhalb der standorttypischen Spannweiten für N_t liegen, leicht von 12 % auf 10 % ab. Erwähnenswert ist ferner, dass der Anteil der Acker-BDF, die oberhalb der standorttypischen Spannweiten für C_{org} / N_t liegen, deutlich von 13 % auf 5 % abnahm. Gleichzeitig stieg der Anteil der Acker-BDF, die unterhalb der standorttypischen Spannweiten für C_{org} / N_t liegen, von 18 % auf 22 %. In dieser Zeitspanne von 20 Jahren haben also die C_{org} -Gehalte stärker abgenommen im Vergleich zu den N_t -Gehalten.

5.1.3 Organischer Kohlenstoff

Der organische Kohlenstoff (C_{org}) ist der wichtigste Bestandteil des Humus (Capriel, 2005). Er ist nicht nur aus landwirtschaftlicher Sicht (Bodenfruchtbarkeit, Ertragssicherung) bedeutsam, sondern er gehört zum globalen Kohlenstoffkreislauf und ist deshalb für die Umwelt (Stichwort Klimaerwärmung) von Bedeutung. Bei Humusabbau wird das Treibhausgas Kohlenstoffdioxid (CO_2), freigesetzt, bei Humusaufbau wird dagegen Kohlenstoffdioxid festgelegt. Die landwirtschaftliche Bewirtschaftung, deren Zweck die Produktion von Nahrungsmitteln ist, soll die Humusvorräte erhalten und optimieren und damit umweltfreundlich sein.

Nach 20 Jahren (1986 - 2007) zeigen 50 Acker-BDF (54 %) keine signifikanten C_{org} -Veränderungen. Bei 23 Acker-BDF (25 %) ist der C_{org} -Gehalt im Mittel um 12 % signifikant abgefallen und bei 19 Acker-BDF (21 %) nahm der C_{org} -Gehalt im Durchschnitt um 14 % signifikant zu (Abb. 5).

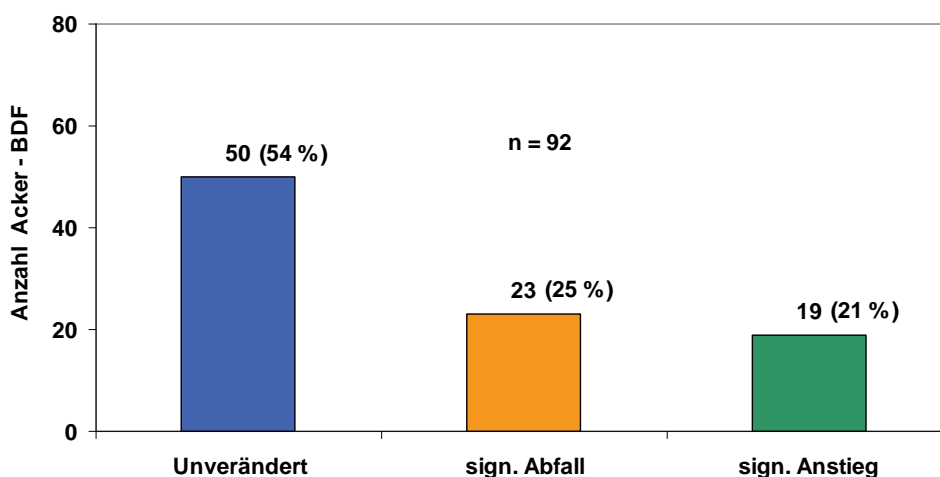


Abb. 5: C_{org} -Veränderungen der Acker-BDF von 1986 bis 2007

Von den 23 Acker-BDF, bei denen der C_{org} -Gehalt signifikant abnahm, hatte ein Drittel (8 BDF) 1986 C_{org} -Gehalte oberhalb der standorttypischen Spannweiten für Bayern. Bei den restlichen 15 Acker-BDF waren die C_{org} -Gehalte innerhalb der standorttypischen Spannweiten. Von den 19 Acker-BDF mit signifikantem Anstieg des C_{org} -Gehaltes hatten 1986 5 BDF C_{org} -Gehalte unterhalb, 12 BDF C_{org} -Gehalte innerhalb der standorttypischen Spannweiten und bei einer BDF lag der C_{org} -Gehalt oberhalb (Capriel, 2006).

Von den 23 Acker-BDF mit signifikanter C_{org} -Abnahme sind 4 leichte, 12 mittlere und 7 schwere Böden. Deren Anteil in der jeweiligen Bodenartgruppe nimmt mit dem Tonanteil ab. Die Gruppe der leichten Böden weist den höchsten Anteil auf (Abb. 6). Dieser Toneffekt hat mehrere Ursachen. Durch Adsorption an die Oberfläche der Tonpartikel, Einlagerung in Tonzwischenschichten und in Mikroporen wird die organische Bodensubstanz (Humus) dem direkten Zugriff von Bodenmikroorganismen entzogen und damit stabilisiert (Baldock und Skjemstad, 2000). Die schlechtere Durchlüftung mit zunehmenden Tonanteil verlangsamt zudem den mikrobiellen Abbau der organischen Bodensubstanz und hat damit auch eine stabilisierende Wirkung. Es ist aber auffallend, dass auch die mittleren und schweren Böden einen deutlichen Anteil mit C_{org} -Abnahme aufweisen. Möglicherweise wird hier der Einfluss der Bodenart durch die Auswirkung der Bewirtschaftung (Fruchtfolge, Düngung, Bodenbearbeitung) überlagert.

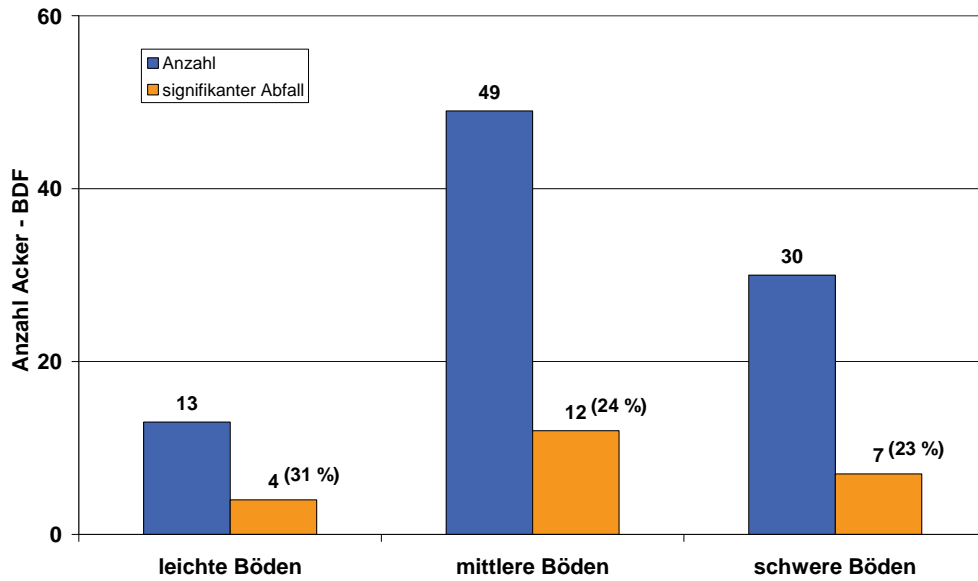


Abb. 6: Einfluss der Bodenart auf den Anteil der BDF mit sign. C_{org} -Abnahme

Von den 19 Acker-BDF mit signifikanter C_{org} -Zunahme sind 1 leichter Boden, 11 mittlere und 7 schwere Böden. Deren Anteil in der jeweiligen Bodenartgruppe zeigt eine deutliche Abhängigkeit von der Bodenart. Er nimmt mit dem Tonanteil zu. Er ist bei den mittleren und schweren Böden etwa dreimal so hoch wie bei den leichten Böden (Abb. 7). Auch hier ist der o.g. Toneffekt maßgeblich.

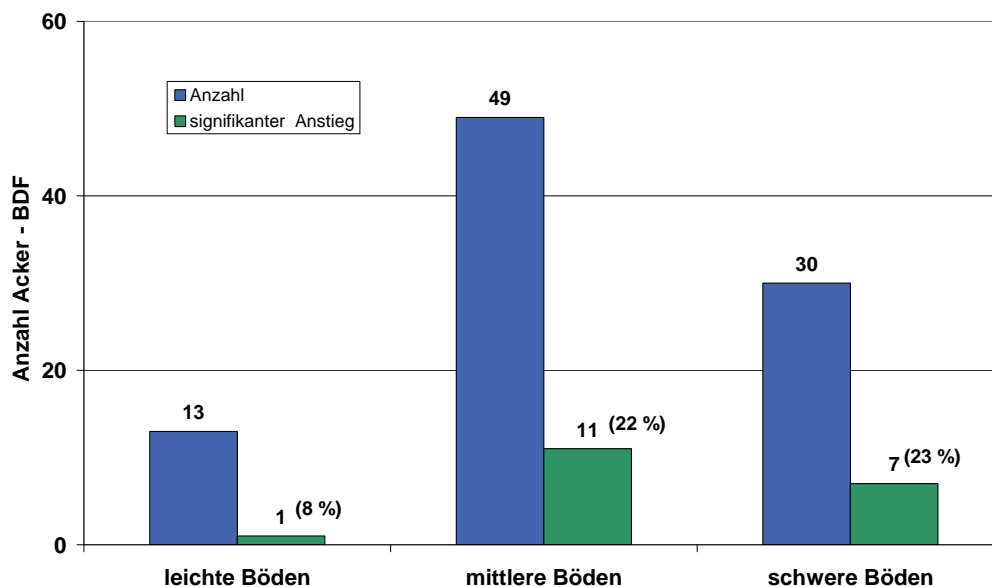


Abb. 7: Einfluss der Bodenart auf den Anteil der BDF mit sign. C_{org} -Zunahme

Die mittleren C_{org} -Gehalte der 92 Acker-BDF von jedem der vier Beprobungstermine sind in Abb. 8 dargestellt. Sie zeigen eine leicht abnehmende Tendenz (ca. 3 %), die allerdings nicht signifikant ist.

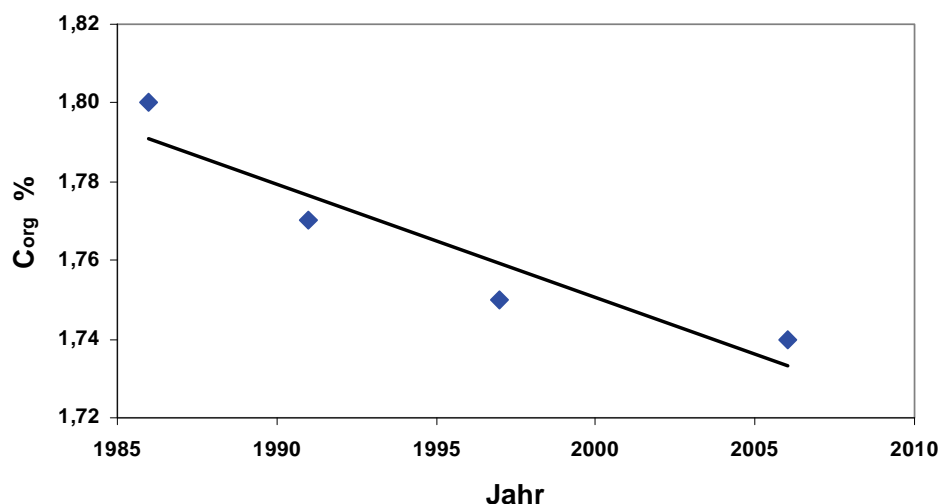


Abb. 8: Mittlere C_{org} -Gehalte der vier Beprobungsserien (Acker-BDF)

5.1.4 Stickstoff

Neben dem organischen Kohlenstoff (C_{org}) ist Stickstoff ein wichtiger Bestandteil des Humus (Capriel, 2005). Der Stickstoff ist nicht nur aus landwirtschaftlicher Sicht (Bodenfruchtbarkeit, Pflanzenwachstum, Ertragssicherung) wichtig, er spielt auch für die Umwelt eine herausragende Rolle. Die Stichworte dazu lauten Ammoniak- und Stickoxid-Emission, Klimaerwärmung, Nitratauswaschung, Grundwasser- und Gewässerschutz. Daher ist die regelmäßige Erfassung des N_t -Gehaltes von landwirtschaftlich genutzten Böden sinnvoll und notwendig. Dies gilt für Bodenmonitoring und für Praxis-Betriebe gleichermaßen.

Nach 20 Jahren (1986 - 2007) zeigen 63 Acker-BDF (68 %) keine signifikanten N_t -Veränderungen. Bei 11 Acker-BDF (12 %) ist der N_t -Gehalt im Mittel um 15 % signifikant abgefallen und bei 18 Acker-BDF (20 %) nahm der N_t -Gehalt im Durchschnitt um 13 % signifikant zu (Abb. 9). Es ist bemerkenswert, dass im Vergleich zu C_{org} der Anteil der Acker-BDF ohne signifikante N_t -Veränderungen deutlich höher ist und der Anteil mit signifikanter Abnahme nur etwa die Hälfte beträgt.

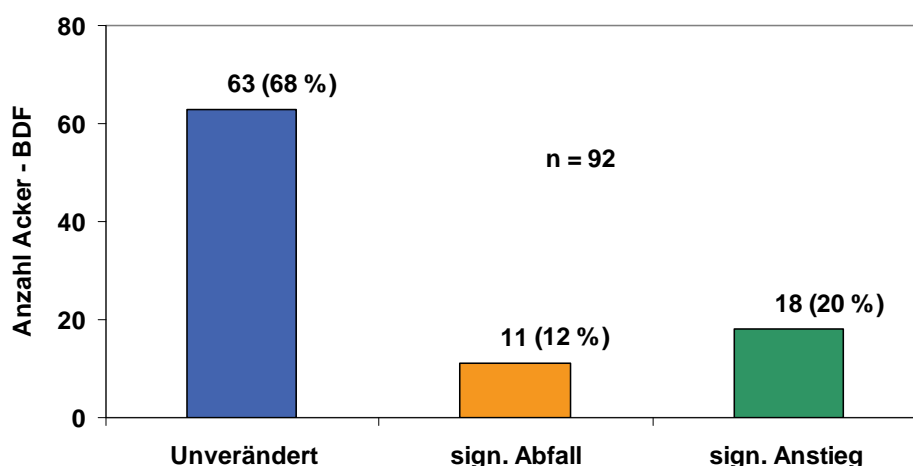


Abb. 9: N_t -Veränderungen der Acker-BDF von 1986 bis 2007

Von den 11 Acker-BDF, bei denen der N_t -Gehalt signifikant abnahm, hatte fast die Hälfte (5 BDF) 1986 N_t -Gehalte oberhalb der standorttypischen Spannweiten für Bayern. Bei 5

Acker-BDF waren die N_t -Gehalte innerhalb der standorttypischen Spannweiten und lediglich bei einer BDF lag der N_t -Gehalt unterhalb der standorttypischen Spannweiten. Von den 18 Acker-BDF mit signifikantem Anstieg des N_t -Gehaltes hatten 1986 13 BDF N_t -Gehalte innerhalb, 3 BDF N_t -Gehalte unterhalb und 2 BDF N_t -Gehalte oberhalb der standorttypischen Spannweiten (Capriel, 2006).

Von den 11 Acker-BDF mit signifikanter N_t -Abnahme sind 2 leichte, 7 mittlere und 2 schwere Böden. Deren Anteil in der jeweiligen Bodenartgruppe nimmt ähnlich wie bei C_{org} mit dem Tonanteil ab. Die Gruppe der leichten Böden weist den höchsten Anteil auf (Abb. 10). Auch hier ist der o.g. Toneffekt maßgeblich.

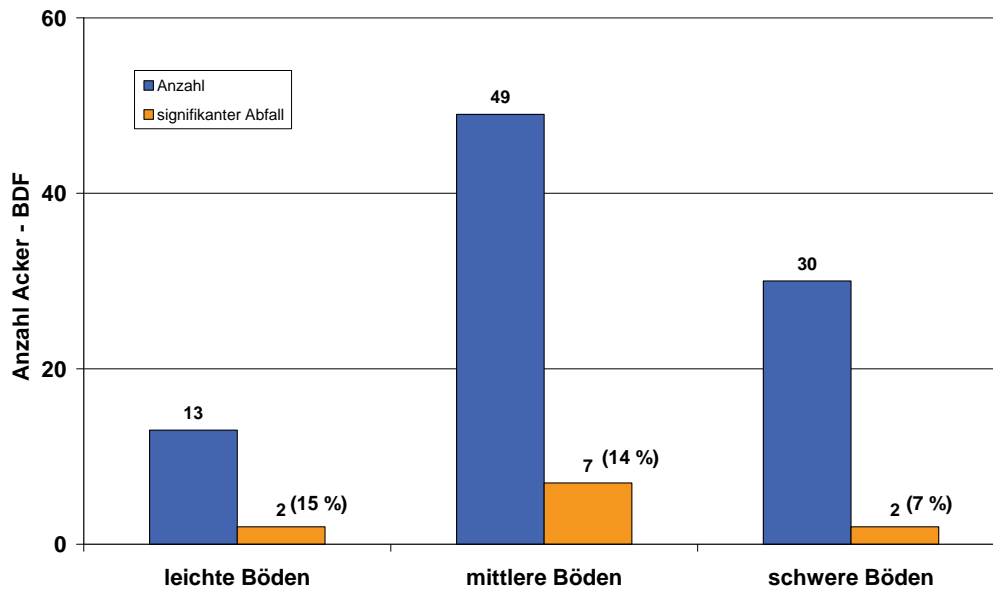


Abb. 10: Einfluss der Bodenart auf den Anteil der BDF mit sign. N_t -Abnahme

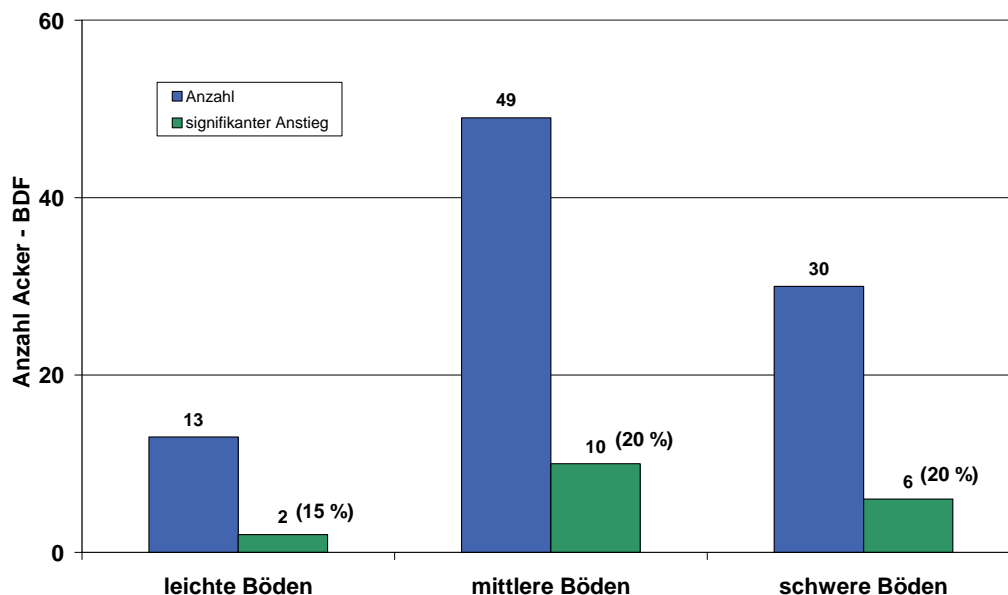


Abb. 11: Einfluss der Bodenart auf den Anteil der BDF mit sign. N_t -Zunahme

Von den 18 Acker-BDF mit signifikanter N_t -Zunahme sind 2 leichte, 10 mittlere und 6 schwere Böden. Deren Anteil in der jeweiligen Bodenartgruppe nimmt mit dem Tonanteil zu. (Abb. 11). Wie bei C_{org} ist dies auf den o.g. Toneffekt zurückzuführen.

Die mittleren N_t -Gehalte der 92 Acker-BDF von jedem der vier Beprobungstermine sind in Abb. 12 dargestellt. Im Gegensatz zu C_{org} ist keine abnehmende Tendenz erkennbar.

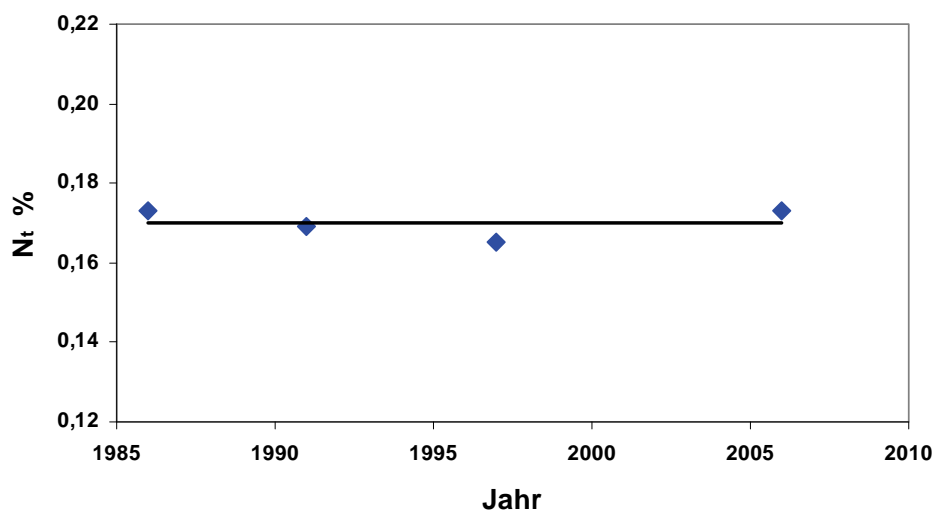


Abb. 12: Mittlere N_t -Gehalte der vier Beprobungsserien (Acker-BDF)

5.1.5 Humusqualität

Das C_{org} / N_t -Verhältnis ist der klassische Indikator für die Humusqualität. Es ist ein Maß für den Abbaugrad der organischen Bodensubstanz und hängt von der Bodenart und der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung ab (Capriel, 2005; Capriel, 2006).

Nach 20 Jahren (1986 - 2007) zeigen 63 Acker-BDF (69 %) keine signifikanten Veränderungen des C_{org} / N_t -Verhältnisses. Bei 26 Acker-BDF (28 %) ist das C_{org} / N_t -Verhältnis im Mittel um 6 % signifikant abgefallen und bei 3 Acker-BDF (3 %) nahm das C_{org} / N_t -Verhältnis im Durchschnitt um 7 % signifikant zu (Abb. 13). Es ist erwähnenswert, dass fast ein Drittel der Acker-BDF einen signifikanten Abfall und lediglich 3 % der Acker-BDF einen signifikanten Anstieg des C_{org} / N_t -Verhältnisses aufweisen.

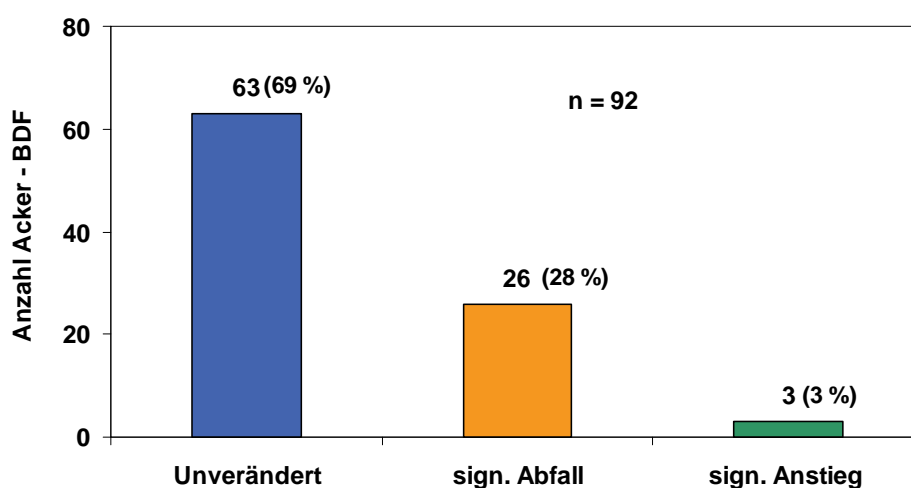


Abb. 13: C_{org} / N_t -Veränderungen der Acker-BDF von 1986 bis 2007

Von den 26 Acker-BDF, bei denen das C_{org} / N_t -Verhältnis signifikant abnahm, hatten 7 BDF 1986 C_{org} / N_t -Werte oberhalb der standorttypischen Spannweiten für Bayern. Bei 14 Acker-BDF waren die C_{org} / N_t -Werte innerhalb und bei 5 Acker-BDF unterhalb der standorttypischen Spannweiten. Von den 3 Acker-BDF mit signifikantem Anstieg des

C_{org} / N_t -Verhältnisses hatten 2 BDF 1986 C_{org} / N_t -Werte unterhalb der standorttypischen Spannweiten und bei einer lag der C_{org} / N_t -Wert innerhalb der standorttypischen Spannweiten (Capriel, 2006).

Von den 26 Acker-BDF mit signifikanter C_{org} / N_t -Abnahme sind 3 leichte, 14 mittlere und 9 schwere Böden. Im Gegensatz zu C_{org} (Abb. 6) und N_t (Abb. 10) ist der Anteil der leichten Böden mit signifikanter C_{org} / N_t -Abnahme niedriger als bei den mittleren und schweren Böden (Abb. 14). Bekanntlich werden die Proteine, die den Hauptanteil des organischen Stickstoffs enthalten, durch Adsorption an die Tonoberfläche stabilisiert. Durch den niedrigeren Tonanteil in den leichten Böden ist dieser Stabilisierungsprozess relativ schwach, was zum schnelleren Proteinabbau führt. Parallel dazu findet in den leichten Böden aufgrund des geringen Tonanteils eine Anreicherung von organischen Verbindungen statt, die mehr Alkylreste und damit mehr Kohlenstoff enthalten. Diese beiden Prozesse führen langfristig zu höheren C_{org} / N_t -Verhältnissen bei den leichten Böden gegenüber den mittleren und schweren (Capriel, 1995, 1997 und 2006).

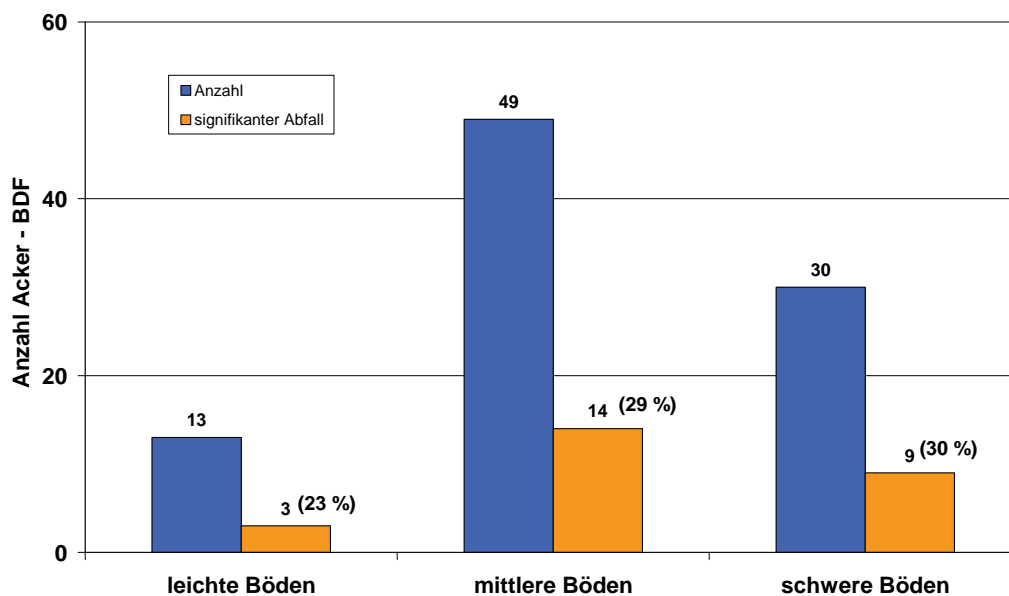


Abb. 14: Einfluss der Bodenart auf den Anteil der BDF mit sign. C_{org} / N_t -Abnahme

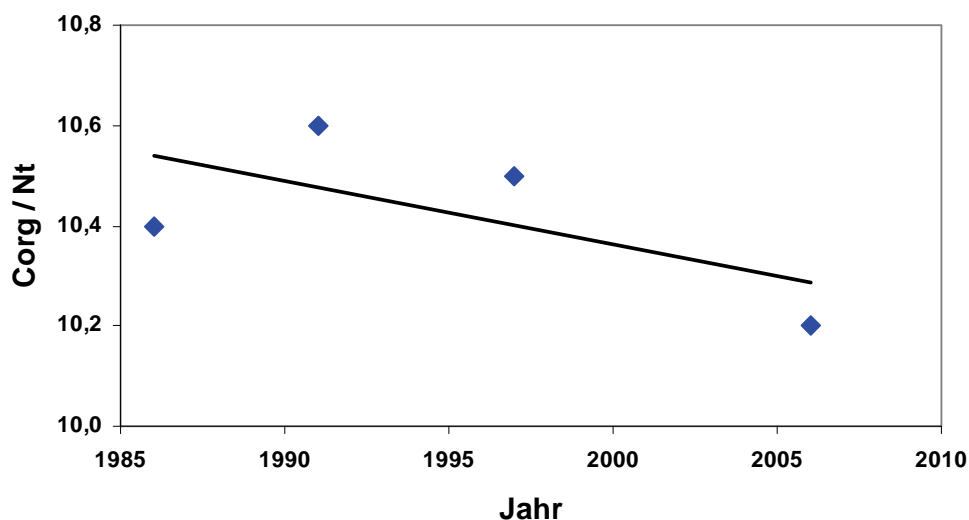


Abb. 15: Mittlere C_{org} / N_t -Werte der vier Beprobungsserien (Acker-BDF)

Die mittleren $C_{\text{org}} / N_{\text{t}}$ -Werte der 92 Acker-BDF von jedem der vier Beprobungstermine sind in Abb. 15 dargestellt. Sie zeigen eine leicht abnehmende Tendenz, die allerdings nicht signifikant ist.

Die vorliegenden Daten für Acker deuten auf eine überproportionale Abnahme des Anteils mit C_{org} -Rückgang im Vergleich zum Anteil mit N_{t} -Rückgang hin.

5.2 Grünland - BDF

Die Grünland-BDF haben deutlich höhere Humusgehalte (C_{org} , N_{t}) in der oberen Bodenschicht (0-10 cm) als die Acker-BDF (0-15 cm). Der Hauptgrund dafür ist die fehlende Bodenbearbeitung. Die Humusqualität ($C_{\text{org}} / N_{\text{t}}$) ist allerdings vergleichbar. Dargestellt sind die mittleren Humuskennwerte der 92 Acker- und 21 Grünland-BDF (Abb. 16). Betrachtet man aber die Tiefe 0 - 60 cm, so sind die Humusvorräte in Grünland vergleichbar mit denen in Ackerland (Don et al., 2009).

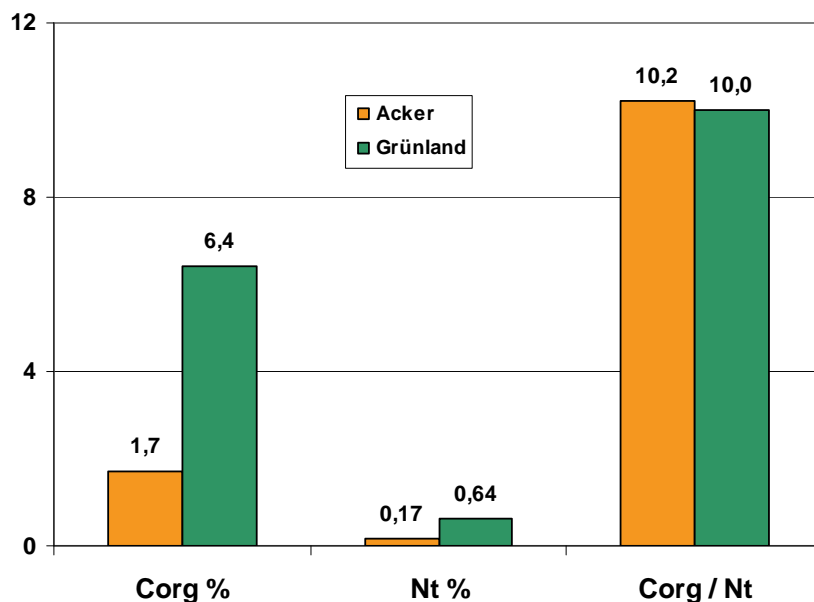


Abb. 16: Vergleich der mittleren Humuskennwerte von Acker- und Grünland-BDF in der oberen Bodenschicht

Von den 21 Grünland-BDF sind 15 schwere und 6 mittlere Böden. Der Anteil der schweren Böden beträgt also 75 %.

5.2.1 Statistische Kennwerte

Die statistischen Kennwerte für C_{org} , N_{t} und $C_{\text{org}} / N_{\text{t}}$ der Grünland-BDF sind in Tab. 4 zusammengestellt. Sie sind den Humus Kennwerten ähnlich, die von Diepolder et al. (2004) für intensiv bewirtschaftete Grünland-Böden im oberbayerischen Voralpenland ermittelt wurden, (Tab. 5). Die Mehrzahl der Grünland-BDF befindet sich ebenfalls im oberbayerischen Voralpenland (siehe Abb. 1).

Tab. 4: Statistische Humus Kennwerte der Grünland-BDF

Kennwerte	n	Arithm. Mittel	CV %	Minimum	25 % Quantil	Median	75 % Quantil	Maximum
Corg	21	6,2	31	2,1	5,3	5,9	7,1	10,6
Nt	21	0,61	32	0,21	0,49	0,58	0,66	1,13
Corg / Nt	21	10,3	7	9,4	9,8	10,3	10,6	12,3

Werte Corg und Nt in Prozent

CV = Variationskoeffizient

Tab. 5: Statistische Humus Kennwerte für Grünlandböden in Bayern (Diepolder, 2004)

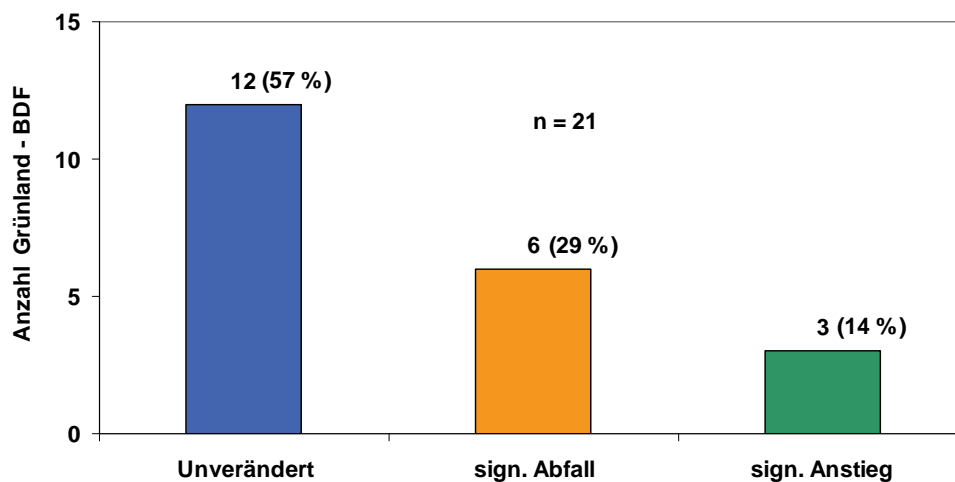
Kennwerte	n	Arithm. Mittel	CV %	Minimum	25 % Quantil	Median	75 % Quantil	Maximum
Corg	30	5,5	30	2,9	4,5	5,0	6,0	10,1
Nt	30	0,52	30	0,26	0,42	0,49	0,58	0,90
Corg / Nt	30	10,4	4	9,8	10,1	10,4	10,7	11,3

Werte Corg und Nt in Prozent

CV = Variationskoeffizient

5.2.2 Organischer Kohlenstoff

Nach 20 Jahren (1986 - 2007) zeigen 12 Grünland-BDF (57 %) keine signifikanten C_{org} -Veränderungen. Bei 6 Grünland-BDF (29 %) ist der C_{org} -Gehalt im Mittel um 19 % signifikant abgefallen und bei 3 Grünland-BDF (14 %) nahm der C_{org} -Gehalt im Durchschnitt um 29 % signifikant zu (Abb. 17).

Abb. 17: C_{org} -Veränderungen der Grünland-BDF von 1986 bis 2007

Die mittleren C_{org} -Gehalte der 21 Grünland-BDF von jedem der vier Beprobungstermine sind in Abb. 18 dargestellt. Ähnlich wie bei den Acker-BDF zeigen sie eine leicht abnehmende Tendenz, die nicht signifikant ist.

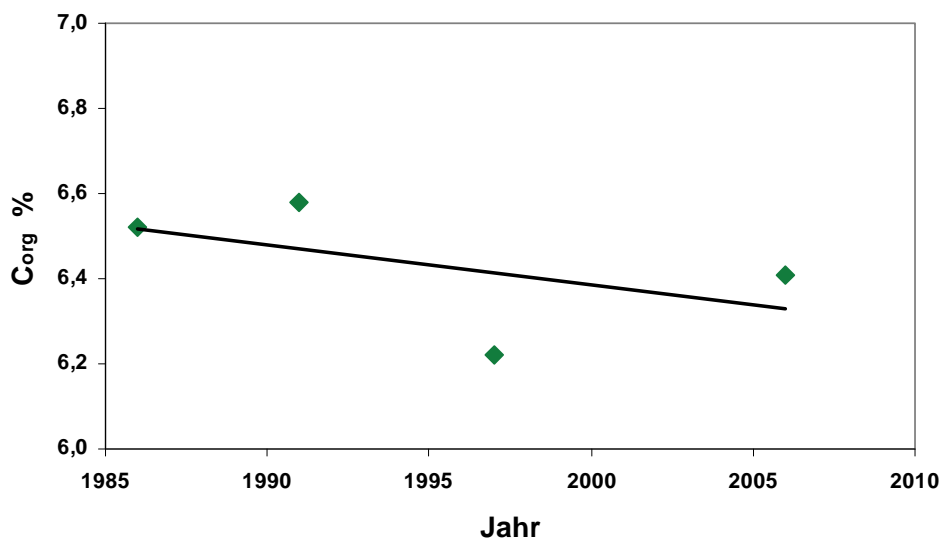


Abb. 18: Mittlere C_{org} -Gehalte der vier Beprobungsserien (Grünland-BDF)

5.2.3 Stickstoff

Nach 20 Jahren (1986 - 2007) weisen 11 Grünland-BDF (52 %) keine signifikanten N_t -Veränderungen auf. Bei 5 Grünland-BDF (24 %) ist der N_t -Gehalt im Mittel um 16 % signifikant abgefallen und bei 5 Grünland-BDF (24 %) nahm der N_t -Gehalt im Durchschnitt um 24 % signifikant zu (Abb. 19). Es ist bemerkenswert, dass der Anteil der Grünland-BDF mit signifikanter N_t -Abnahme doppelt so hoch ist als bei den Acker-BDF (siehe Abb. 9).

Die mittleren N_t -Gehalte der 21 Grünland-BDF von jedem der vier Beprobungstermine sind in Abb. 20 dargestellt. Im Gegensatz zu C_{org} ist keine abnehmende Tendenz erkennbar.

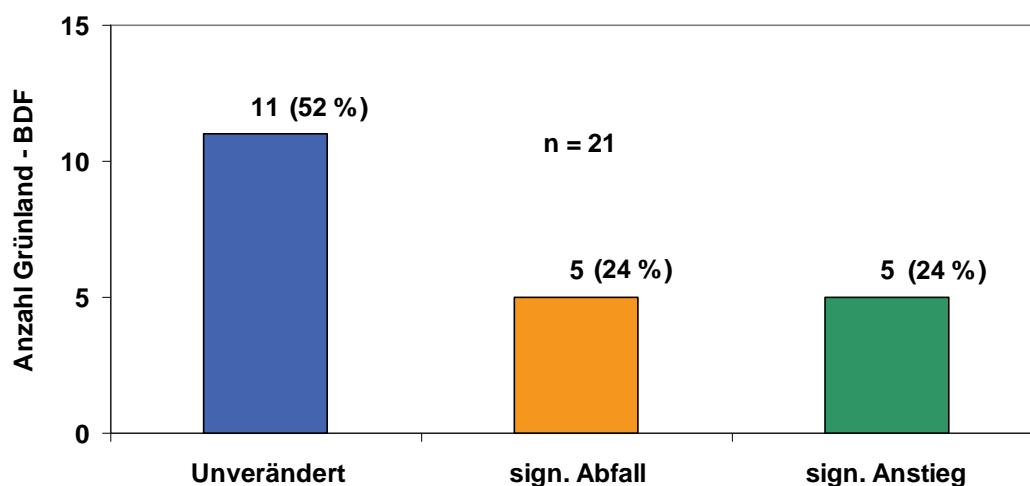


Abb. 19: N_t -Veränderungen der Grünland-BDF von 1986 bis 2007

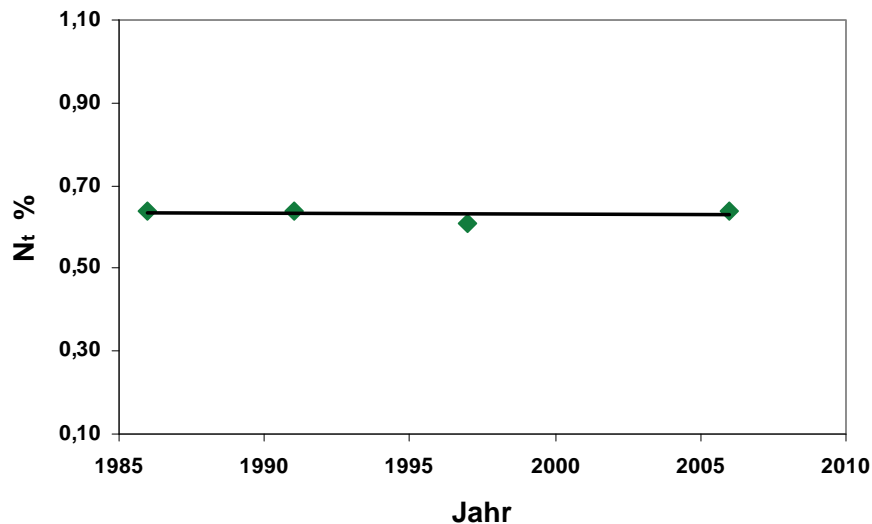


Abb. 20: Mittlere N_t -Gehalte der vier Beprobungsserien (Grünland-BDF)

5.2.4 Humusqualität

Nach 20 Jahren (1986 - 2007) zeigen 10 Grünland-BDF (48 %) keine signifikanten Veränderungen des C_{org} / N_t -Verhältnisses. Bei 10 Grünland-BDF (48 %) ist das C_{org} / N_t -Verhältnis im Mittel um 6 % signifikant abgefallen und bei 1 Grünland-BDF (4 %) nahm das C_{org} / N_t -Verhältnis um 3 % signifikant zu (Abb. 21). Es ist erwähnenswert, dass fast die Hälfte der Grünland-BDF einen signifikanten Abfall und lediglich 4 % der Grünland-BDF einen signifikanten Anstieg des C_{org} / N_t -Verhältnisses aufweisen. Bemerkenswert ist auch, dass der Anteil der Grünland-BDF mit signifikantem Abfall des C_{org} / N_t -Verhältnisses fast doppelt so hoch ist als bei den Acker-BDF (Abb. 13).

Die mittleren C_{org} / N_t Werte der 21 Grünland-BDF von jedem der vier Beprobungstermine sind in Abb. 22 dargestellt. Sie zeigen eine leicht abnehmende Tendenz, die nicht signifikant ist.

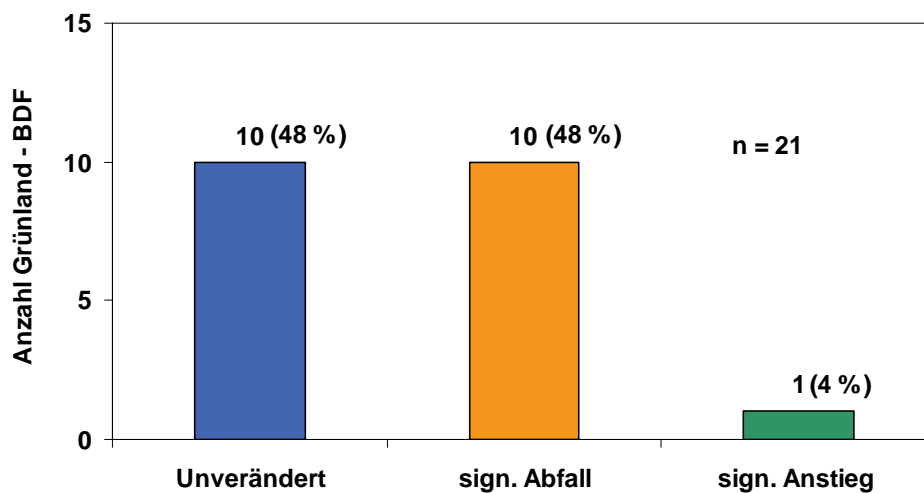


Abb. 21: C_{org} / N_t -Veränderungen der Grünland-BDF von 1986 bis 2007

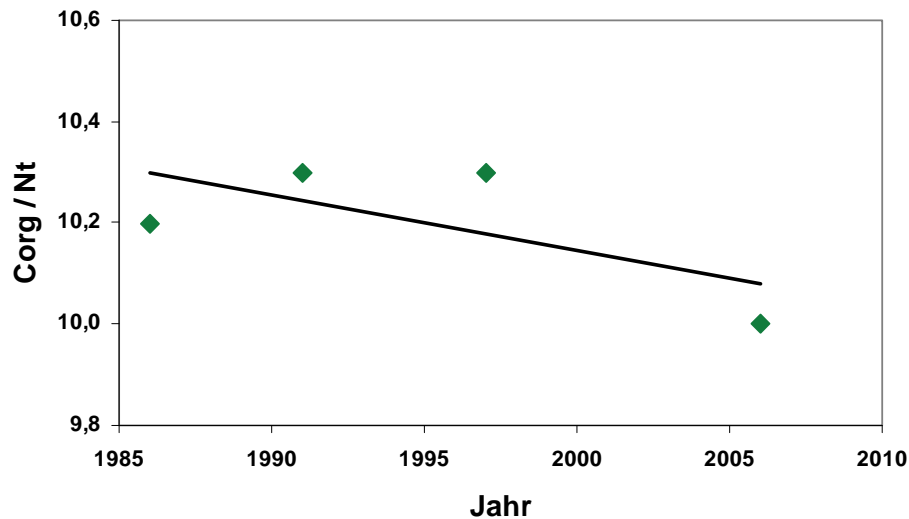


Abb. 22: Mittlere C_{org} / N_t -Werte der vier Beprobungsserien (Grünland-BDF)

5.3 Sonderkulturen - BDF

Das BDF-Programm beinhaltet folgende Sonderkulturen: 3 Hopfen, 1 Tabak, 3 Wein und 1 Obst.

Hopfen

Nach 20 Jahren (1986 - 2007) zeigt eine Hopfen-BDF keine signifikanten C_{org} - und N_t -Veränderungen. Das C_{org} / N_t -Verhältnis nahm aber signifikant um 12 % ab. Bei dieser Hopfen-BDF wurde ausschließlich Gülle als organischer Dünger verwendet. Bei den anderen zwei Hopfen-BDF wurde keine Gülle ausgebracht, sondern Zwischenfrüchte (Raps, Senf) regelmäßig angebaut und als organischer Dünger verwendet. Die C_{org} - und N_t -Gehalte nahmen im Mittel um 12 % bzw. 17 % signifikant zu. Das C_{org} / N_t -Verhältnis nahm bei den Hopfen-BDF mit Zwischenfruchtanbau um durchschnittlich 4 % signifikant ab.

Tabak

Nach 20 Jahren (1986 - 2007) weist der Humusgehalt (C_{org} , N_t) der Tabak-BDF eine signifikante, deutliche Abnahme um jeweils 21 % auf. Dementsprechend befinden sich die aktuellen C_{org} - und N_t -Gehalte unterhalb der standorttypischen Spannweiten für Bayern (Capriel, 2006). Das C_{org} / N_t -Verhältnis blieb dagegen unverändert und liegt innerhalb der standorttypischen Spannweite für Bayern. Die viehlose Bewirtschaftung mit 57 % Getreide- und 43 % Tabak-Anteil und die organische Düngung in Form von Stroheinarbeitung und Zwischenfruchtanbau sind offensichtlich nicht ausreichend, um den Humusgehalt (C_{org} , N_t) dieses leichten Bodens (84 % Sandanteil) zu erhalten.

Wein

Nach 20 Jahren (1986 - 2007) weist der Humusgehalt einer Wein-BDF eine deutliche signifikante Zunahme des C_{org} -Gehaltes um 80 % und des N_t -Gehaltes um 127 % auf. Gleichzeitig nahm das C_{org} / N_t -Verhältnis signifikant um 21 % ab. Diese deutliche Steigerung des Humusgehaltes wurde durch konsequente Anwendung von Kompost, Stallmist, Leguminosen-Grasgemenge und Getreide-Grasgemenge erreicht. Erwähnenswert ist zudem der sehr niedrige Humusausgangsgelalt ($C_{org} = 0,7$ % und $N_t = 0,05$ %) und das hohe C_{org} / N_t -Verhältnis von 14 dieser Wein-BDF (stark lehmiger Sand). Der Humus-

ausgangsgehalt lag somit weit unterhalb der standorttypischen Spannweite, während das $C_{\text{org}} / N_{\text{t}}$ -Verhältnis sich oberhalb der standorttypischen Spannweite befand. Aktuell entsprechen sowohl der Humusgehalt als auch das $C_{\text{org}} / N_{\text{t}}$ -Verhältnis den standorttypischen Spannweiten (Capriel, 2006).

Die anderen beiden Wein-BDF sind wegen Rodung bzw. eines Erosionsereignisses nicht auswertbar.

Obst

Die Obst-BDF zeigt nach 20 Jahren (1986 - 2007) einen signifikanten Anstieg des C_{org} -Gehaltes um etwa 9 %. Der N_{t} -Gehalt und das $C_{\text{org}} / N_{\text{t}}$ -Verhältnis zeigen keine signifikanten Veränderungen.

6 Diskussion

Es stellt sich natürlich die Frage nach den Ursachen für diese C_{org} -, N_{t} - und $C_{\text{org}} / N_{\text{t}}$ -Veränderungen. Humusaufbau und -abbau sind komplexe multifaktorielle Prozesse. Neben Standortfaktoren (Temperatur, Niederschlag, Korngrößenverteilung, Geologie, Grundwasser), die vorgegeben sind, ist die Bewirtschaftung (Fruchtfolge, Düngung, Bodenbearbeitung) das Werkzeug, womit der Landwirt die Humusversorgung seiner Äcker steuern kann. Ein wichtige Möglichkeit des Humusmonitorings ist die Übertragung der Ergebnisse auf ganz Bayern mit dem Ziel, eine Prognose für die Humusversorgung landwirtschaftlich genutzter Böden zu stellen. Dabei sind auch die Entwicklung der Viehhaltung und der Betriebsstruktur in Bayern im Laufe der Jahre zu berücksichtigen. Die Bewertung der Humusmonitoring-Ergebnisse, die Ermittlung der Ursachen und die Prognose zur Humusversorgung in Bayern sollen allerdings nicht isoliert, sondern im europäischen Kontext betrachtet werden.

6.1 Acker BDF

6.1.1 Fruchtfolge

Die Acker-BDF mit signifikant fallenden Humusgehalten (C_{org} , N_{t}) haben gegenüber denen mit signifikant steigenden Humusgehalten einen höheren Mais- und Hackfruchtanteil und einen niedrigeren Getreide-, Raps- und Futterleguminosen-Anteil in der Fruchtfolge. So weist ein Drittel der Acker-BDF mit mehr als 25 % Maisanteil in der Fruchtfolge einen signifikanten Rückgang des C_{org} -Gehaltes auf. Bei einem Drittel der Acker-BDF mit mehr als 25 % Hackfruchtanteil in der Fruchtfolge nahm der C_{org} -Gehalt ebenfalls signifikant ab. Bemerkenswert ist auch, dass bei den Acker-BDF mit signifikant fallenden Humusgehalten der Zwischenfruchtanbau und die Stilllegung deutlich seltener vorkommen als bei den Acker-BDF mit signifikant steigenden Humusgehalten. Die Acker-BDF mit signifikant abnehmenden $C_{\text{org}} / N_{\text{t}}$ -Verhältnissen haben niedrigere Getreide- und Rapsanteile und mehr Futterleguminosen in der Fruchtfolge im Vergleich zu den Acker-BDF mit signifikant steigenden $C_{\text{org}} / N_{\text{t}}$ -Werten.

Für die Bewertung der Humusmonitoring-Ergebnisse und die Prognose zur Humusversorgung landwirtschaftlich genutzter Böden in Bayern ist es u.a. erforderlich, dass die zeitliche Entwicklung der Ackernutzung der BDF mit der in Bayern vergleichbar ist. Abb. 23 zeigt die Ackernutzung der BDF. Die prozentualen Anteile der verschiedenen Früchte wurden anhand der Anzahl der Acker-BDF mit der jeweiligen Frucht und der Gesamtzahl der Acker-BDF im betrachteten Jahr berechnet. So ging der Getreideanteil deutlich zurück

von 68 % in 1986 auf 51 % in 1995 und stieg dann auf 67 % in 2007. Der Hackfruchtanteil (Kartoffeln + Zuckerrüben) blieb mit ca. 10 % relativ konstant. Der Rapsanteil nahm deutlich von 7 % in 1986 auf 13 % in 2005 zu. Der Silomaisanteil liegt bei ca. 12 % mit einem Maximum von 17 % in 1995. Der Kleeanteil verdoppelte sich von 3 % in 1986 auf 7 % in 2005. Der Anteil der humuszehrenden Früchte (Silomais + Zuckerrübe + Kartoffel) stieg von 21 % in 1986 auf 25 % in 1995 und ging dann langsam auf 19 % in 2007 zurück. Demgegenüber nahm der Anteil von Getreide + Klee + Raps von 78 % in 1986 auf 70 % in 1995 ab und stieg dann erneut auf 78 % in 2007.

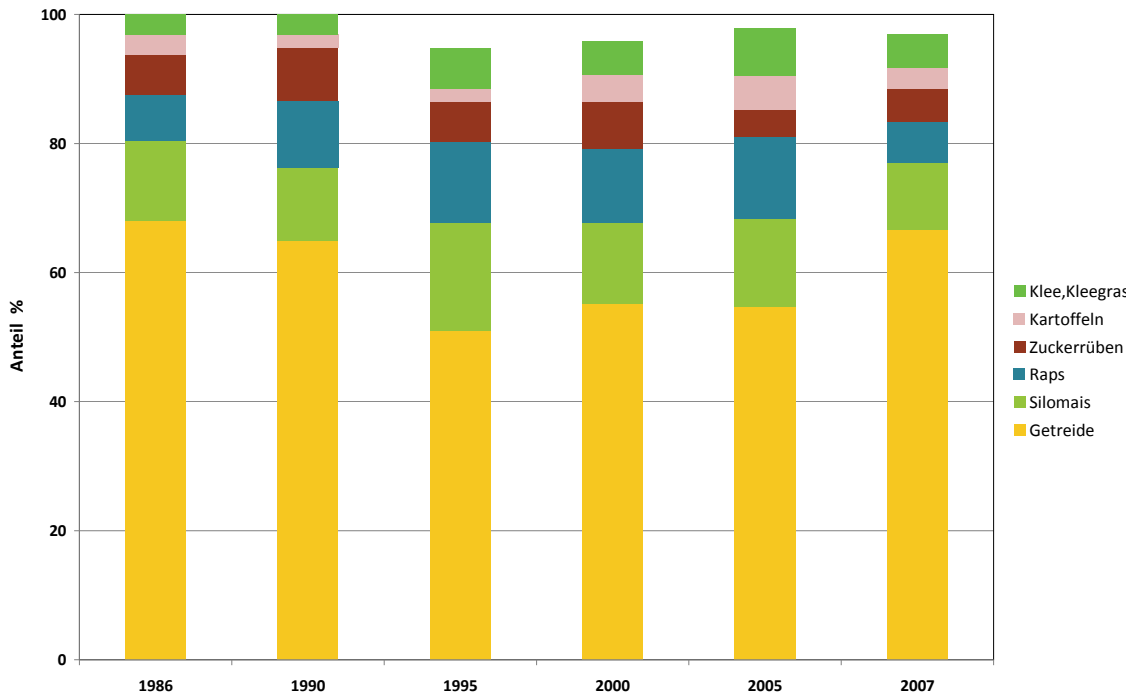


Abb. 23: Ackernutzung der BDF 1986 - 2007

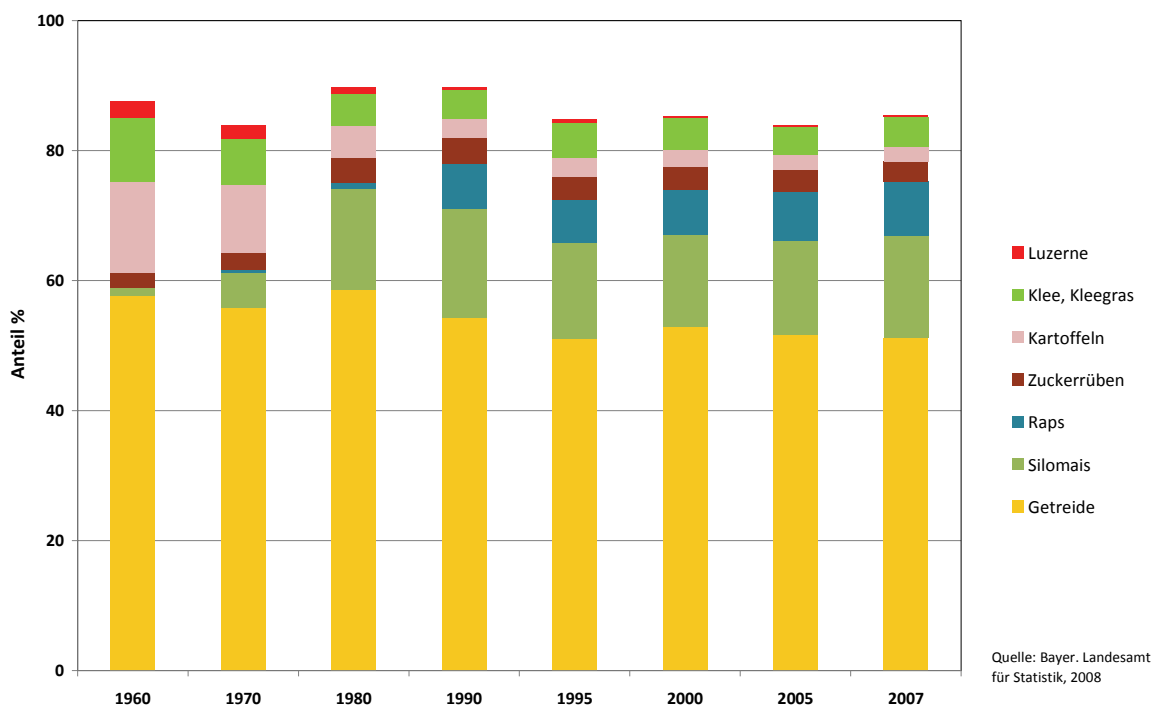


Abb. 24: Ackernutzung in Bayern seit 1960

Im Vergleich dazu zeigt Abb. 24 die Ackernutzung in Bayern seit 1960 (Bayer. Landesamt für Statistik, 2008). Die Anteile sind anhand der Ackerfläche für die jeweilige Fruchtart und der Gesamtackerlandfläche im betrachteten Jahr errechnet worden. Daraus lassen sich einige bemerkenswerte Trends für Bayern ableiten.

Der Getreideanteil nahm von 58 % auf 51 % ab, bleibt aber weiterhin dominant in Bayern. Der Kleeanteil hat sich in diesem Zeitraum halbiert von 10 % auf 5 % und der Luzerneanteil wurde massiv um den Faktor 13 von 2.6 % in 1960 auf 0.2 % in 2007 verringert. Der Rapsanteil nahm erheblich von 0.1 % in 1960 auf 8 % in 2007 zu. Der Kartoffelanteil reduzierte sich um den Faktor 7 von 14 % in 1960 auf 2 % in 2007. Der Zuckerrübenanteil stieg von 2 % in 1960 auf 4 % in 1990 und ging dann langsam auf 3 % in 2007 zurück. Der Kartoffel + Zuckerrübe-Anteil nahm aber von 16 % auf 6 % ab. Der Silomaisanteil stieg massiv um den Faktor 16 von 1 % in 1960 auf 16 % in 2007 mit einem Maximum von 17 % in 1990. Der Anteil der humuszehrenden Früchte (Silomais + Zuckerrübe + Kartoffel) stieg von 17 % in 1960 auf 21 % in 2007 mit einem Maximum von 24 % in 1980. Demgegenüber nahm der Anteil von Getreide + Klee/Luzerne + Raps von 70 % in 1960 auf 64 % in 2007 ab.

Im Vergleich zur Ackernutzung in Bayern haben die Acker-BDF höhere Getreide-, Raps- und Klee-Anteile und einen niedrigeren Silomaisanteil, also günstigere Voraussetzungen was die Humusversorgung anbelangt. Die beobachteten Trends bei der Ackernutzung in Bayern sind aber tendenziell ähnlich mit denen der Acker-BDF. Die Ackernutzung in Bayern in den letzten 47 Jahren ist hauptsächlich von einem Rückgang der Getreide- und Klee/Luzerne-Anteile und einem Anstieg der Silomais- und Rapsanteile geprägt.

6.1.2 Düngung

Die stark abnehmende Bedeutung des Stallmistes zugunsten der Güllewirtschaft und der relativ schwache Zwischenfruchtanbau kennzeichnen die organische Düngung der Acker-BDF. Dies zusammen mit dem häufigen Abfahren von Stroh trägt dazu bei, dass weniger organischer Kohlenstoff dem Boden zugeführt wird. Diese Trends dürften auch für Bayern zutreffen.

Dagegen wird der Humus-Stickstoff durch die mineralische N-Düngung geschont. Abb. 25 zeigt die Entwicklung des Verbrauchs an mineralischem N in Bayern zwischen 1983 und 2006. Die Kurve weist zwei Maxima in 1988 und 1999 mit jeweils 119 und 111 kg N ha⁻¹ LF auf. Die beobachtete Abnahme des mineralischen N-Verbrauchs in Bayern um etwa 27 % zwischen 1983 und 2006 wird allerdings teilweise durch den zunehmenden Trend zur Gülleausbringung auf Acker kompensiert. So ging der Gülle-Einsatz auf den Grünland-BDF von 62 % im Jahr 1986 auf 46 % im Jahr 2005 zurück, während die Gülle-Anwendung auf den Mais-BDF im gleichen Zeitraum von 68 % auf 77 % stieg (Pawlitcki et al., 2007).

Zudem trägt auch die atmosphärische Deposition von etwa 10 bis 20 kg N/ha Jahr an NO₃-N (überwiegend aus dem Transport- und Energiesektor) und 20 kg N/ha Jahr an NH₄-N (überwiegend aus der Tierhaltung) zum Stickstoff-Input bei (Nieder et al., 2007). Die mittlere jährliche N-Bilanz für den Zeitraum 2000-2003 in Bayern weist einen Bilanzüberschuss von etwa 80 kg N/ha auf (Nieder et al., 2007).

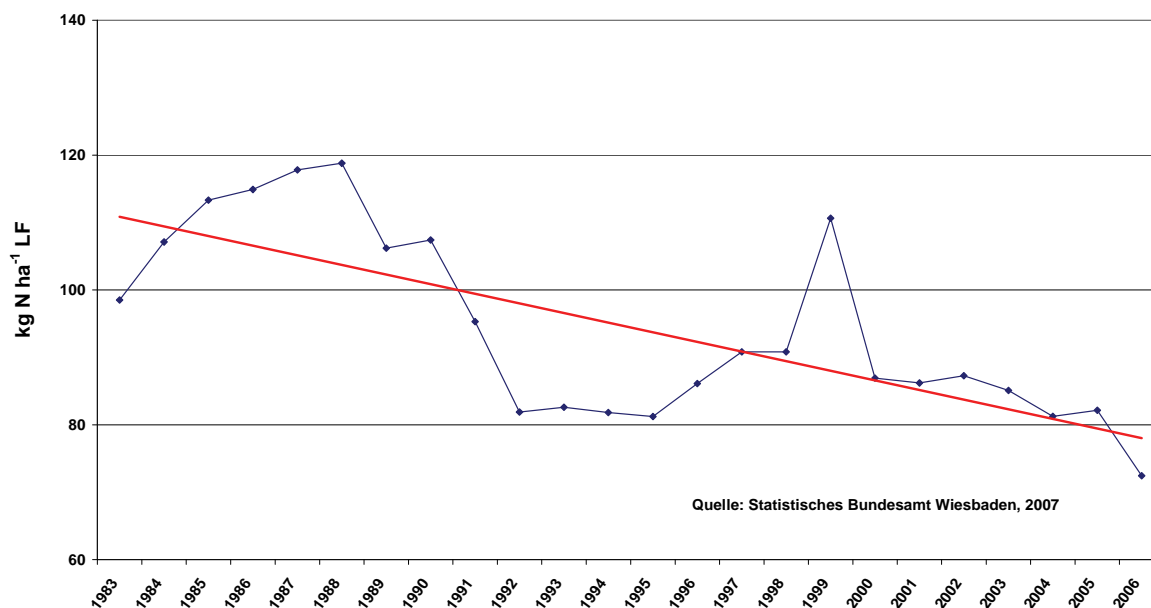


Abb. 25: Mineralischer N-Verbrauch in Bayern 1983 – 2006

Trotz Abnahme scheint die Menge an mineralischem Stickstoff ausreichend, um den Humus-Stickstoff zu erhalten bzw. zu erhöhen. Die Tatsache, dass bei den mittleren N_t -Gehalten (Acker- und Grünland-BDF) der vier Beprobungstermine keine abnehmende Tendenz erkennbar ist, steht im Einklang mit dieser Annahme (siehe Abb. 12 und 20).

6.1.3 Bodenbearbeitung

Bei 66 Acker-BDF (72 %) wurde zwischen 1986 und 2007 die Grundbodenbearbeitung ausschließlich mit Pflug durchgeführt. Bei 25 Acker-BDF (27 %) wurde hauptsächlich wendende und gelegentlich nichtwendende Grundbodenbearbeitung angewendet. Lediglich bei einer einzigen Acker-BDF (1 %) erfolgte die Grundbodenbearbeitung ausschließlich nichtwendend (Abb. 26).

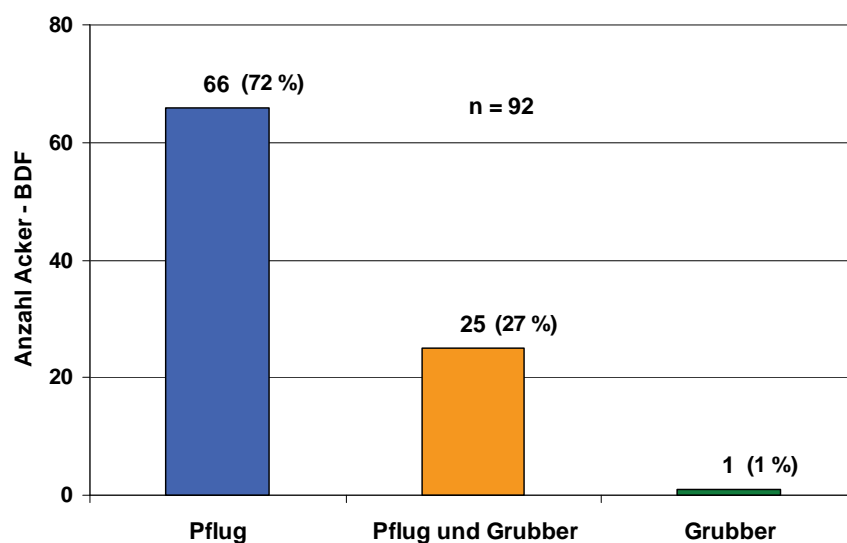


Abb. 26: Anteil der Acker-BDF in Beziehung zur Grundbodenbearbeitung

Bei keiner Acker-BDF wurde eine wesentliche Veränderung der Bearbeitungstiefe und -frequenz festgestellt. Bei der einzigen Acker-BDF mit nichtwendender Grundbodenbearbeitung zeigt der Humusgehalt (C_{org} , N_t) keine signifikante Veränderung.

Allerdings kann durch unterschiedliche Bodenbearbeitungstiefen ein sogenannter „Verdünnungseffekt“ entstehen. Er kommt zustande, wenn im Herbst bei wendender Grundbodenbearbeitung tiefer gepflügt wird als bisher und dann im darauf folgenden Frühjahr die Bodenprobe für die Humusuntersuchung genommen wird. Die messbare Folge des Verdünnungseffektes ist ein niedriger Humusgehalt (C_{org} , N_t). Die Bodenbearbeitungstiefen sind relativ konstant sowohl bei den Acker-BDF mit signifikant fallenden Humusgehalten als auch bei denen mit signifikant steigenden Humusgehalten. Die Bodenbearbeitung ist also nicht eine Ursache für die beobachteten signifikanten Veränderungen der Humusgehalte.

6.1.4 C_{org} –Ausgangsgehalte

Eine weitere Ursache für die signifikante Abnahme der Humusgehalte (C_{org} , N_t) bei einigen Acker-BDF sind die oberhalb der typischen Spannweiten liegenden Humus-Ausgangsgehalte. Zwischen der C_{org} –Abnahme und dem C_{org} –Ausgangsgehalt besteht eine schwache positive Beziehung. Der Pearson Korrelationskoeffizient beträgt 0,31 ($n = 92$). Hohe C_{org} –Ausgangsgehalte begünstigen also die C_{org} –Abnahme. Dieser Effekt ist auch bei den Grünland-BDF zu beobachten. Der Pearson Korrelationskoeffizient beträgt hier 0,36 ($n = 21$). Eine ähnliche Beziehung wurde auch von Bellamy et al. (2005) und Goidts und Wesemael (2007) gefunden (siehe 6.4).

6.1.5 Bodenart

Es ist bekannt, dass die Tonfraktion den Humus schützt und stabilisiert. So nimmt der Humusgehalt im allgemeinen mit dem Tonanteil zu (Capriel, 2006). Dieser positive Effekt kann aber von der Bewirtschaftung (Fruchtfolge, Düngung, Bodenbearbeitung) überlagert werden. Das bedeutet, dass Humusabbau bei ungünstiger Bewirtschaftung auch mittlere und schwere Ackerböden treffen kann. Das erklärt den relativ hohen Anteil von mittleren und schweren Ackerböden mit Humusabnahme.

6.1.6 Viehhaltung

Die Viehhaltung beeinflusst die Humusversorgung. So haben viehhaltende Betriebe in Bayern höhere Humusgehalte (C_{org} , N_t) als viehlose (Capriel, 2006). Der Anteil der viehlosen Acker-BDF ist jedoch zu gering, um den Einfluss der Viehhaltung auf die Humusversorgung festzustellen. So werden von den 92 Acker-BDF lediglich 13 (14 %) viehlos bewirtschaftet. Zudem reichen die vorhandenen Daten nicht aus, um zuverlässige Angaben zur Entwicklung des Viehbesatzes machen zu können.

Für die Bewertung der Humusmonitoring-Ergebnisse und die Prognose der Humusversorgung landwirtschaftlich genutzter Böden in Bayern bieten sich als Alternative die statistischen Angaben zur Viehhaltung in Bayern an (Bayer. Landesamt für Statistik, 2009). Demzufolge nahm der Anteil der viehlosen Betriebe in Bayern im Mittel von 22 % in 1999 auf 25 % in 2007 zu (Abb. 27). Das entspricht einer Zunahme um 16 %.

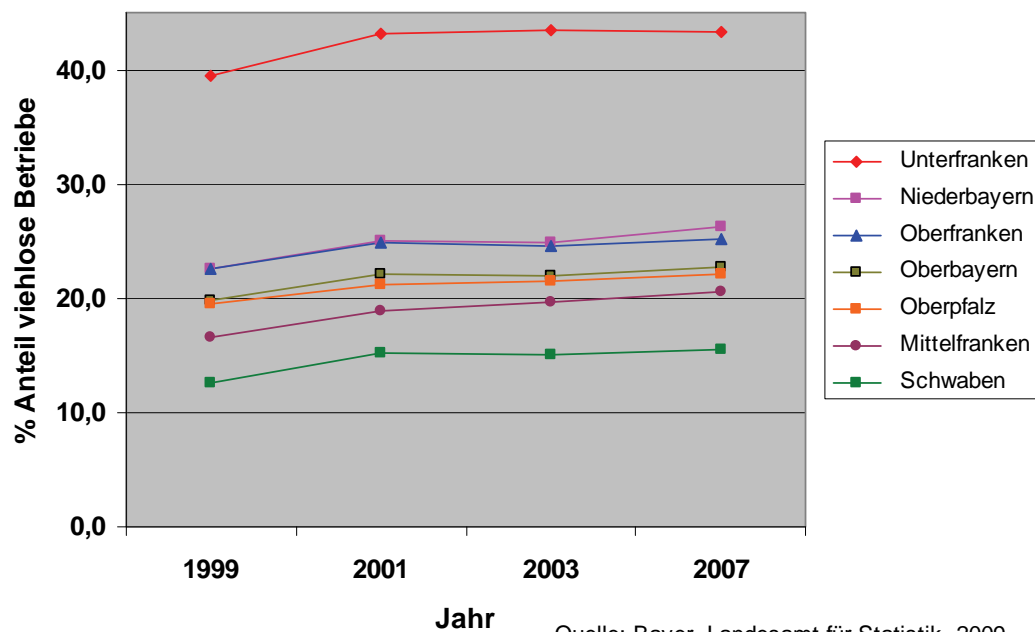


Abb. 27: Anteil viehloser Betriebe in den Regierungsbezirken Bayerns

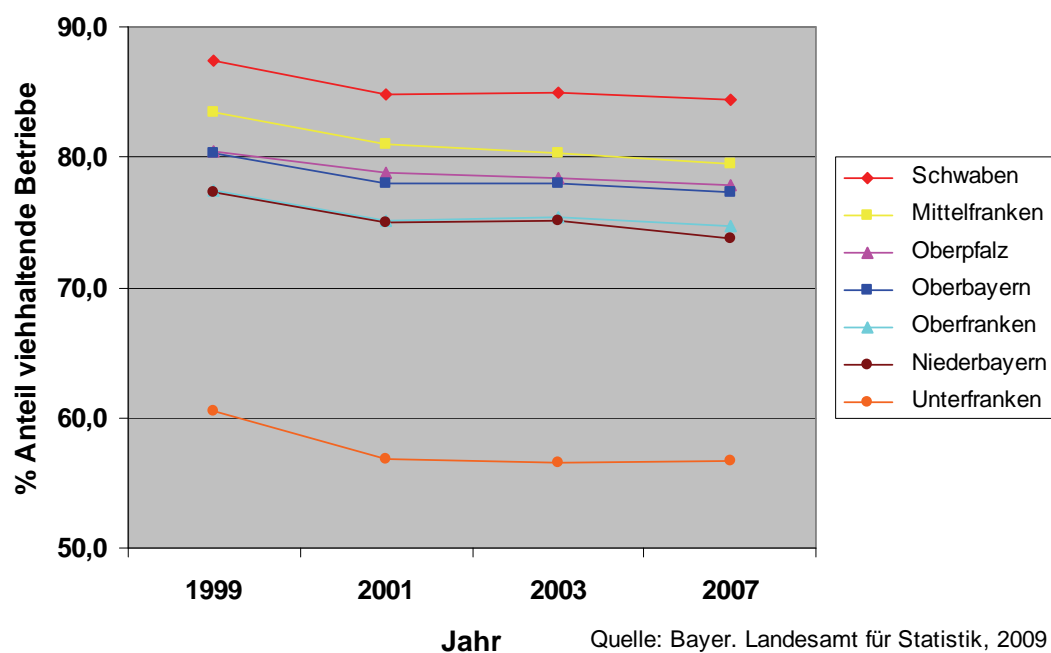


Abb. 28: Anteil viehhaltender Betriebe in den Regierungsbezirken Bayerns

Parallel dazu verringerte sich der mittlere Anteil viehhaltender Betriebe in Bayern im selben Zeitraum von 78 % in 1999 auf 75 % in 2007 (Abb. 28). Das entspricht einer Abnahme um 4 %. Das Verhältnis hat sich also zugunsten der viehlosen Betriebe verschoben.

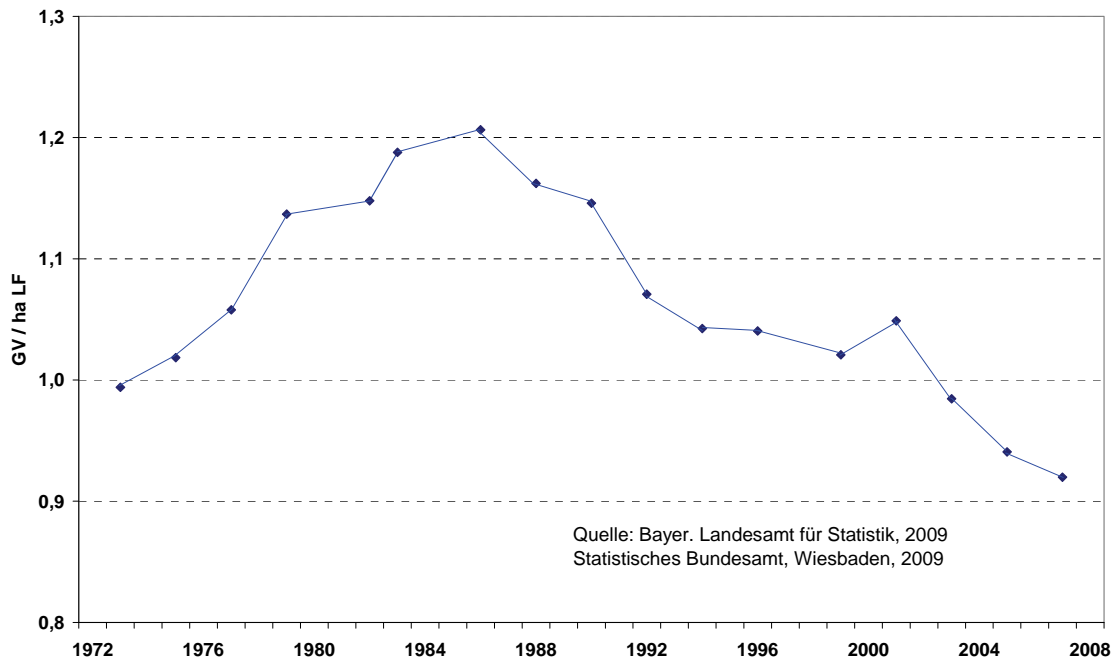


Abb. 29: Entwicklung des Viehbesatzes in Bayern

Zudem ist eine abnehmende Tendenz auch beim Viehbesatz zu beobachten (Abb. 29). Nach einem Maximum von knapp 1,2 GV ha⁻¹ LF in 1986 ging der Viehbesatz kontinuierlich bis 0,9 GV ha⁻¹ LF in 2007 zurück.

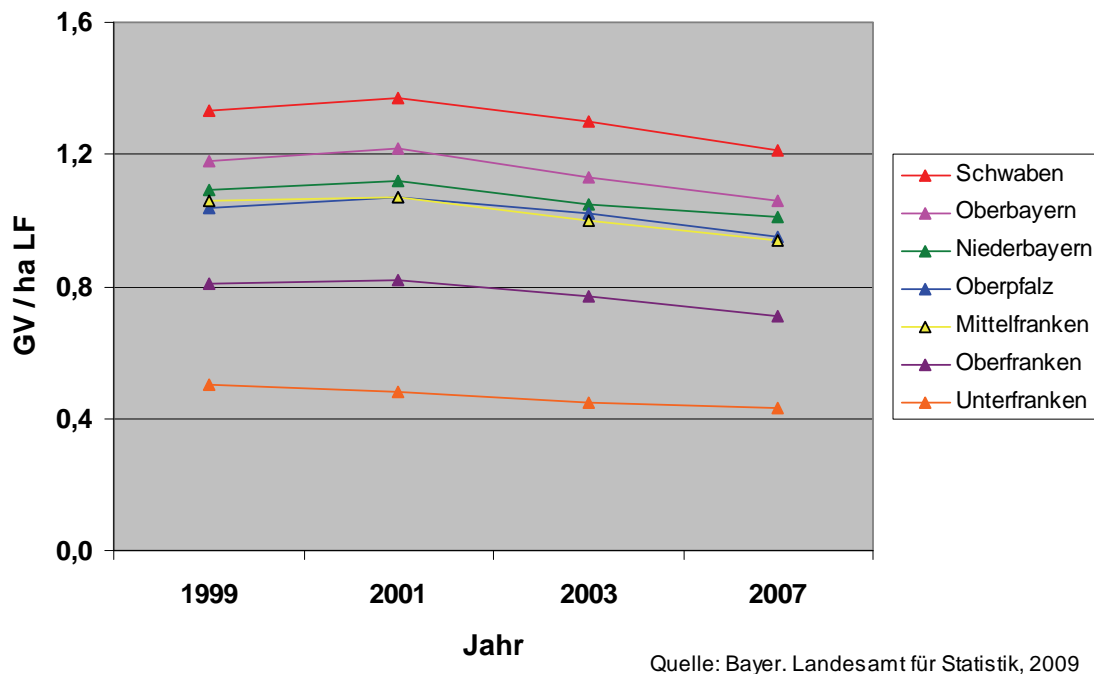


Abb. 30: Viehbesatz in den Regierungsbezirken Bayerns

Regional sind deutliche Unterschiede zu sehen (Abb. 30). Die durchschnittliche Abnahme aller 7 Regierungsbezirke im Zeitraum 1999-2007 beträgt 10 % (Quelle: Bayer. Landesamt für Statistik, 2009). Schwaben weist den höchsten Viehbesatz und höchsten Anteil

viehhaltender Betriebe auf, wogegen Unterfranken im untersten Bereich sowohl beim Viehbesatz als auch beim Anteil viehhaltender Betriebe liegt.

Diese negativen Trends beim Viehbesatz und bei der Anzahl der viehhaltenden Betriebe dürften langfristig zu einer Abnahme der Humusgehalte (C_{org} , N_t) der landwirtschaftlich genutzten Böden in Bayern beitragen.

6.1.7 Betriebsstruktur

Für die Bewertung der Humusmonitoring-Ergebnisse und die Prognose der Humusversorgung landwirtschaftlich genutzter Böden in Bayern ist auch die zeitliche Entwicklung der Betriebsstruktur von Bedeutung. Abb. 31 zeigt die Anzahl der verschiedenen Betriebstypen in Bayern von 1974 bis 1995.

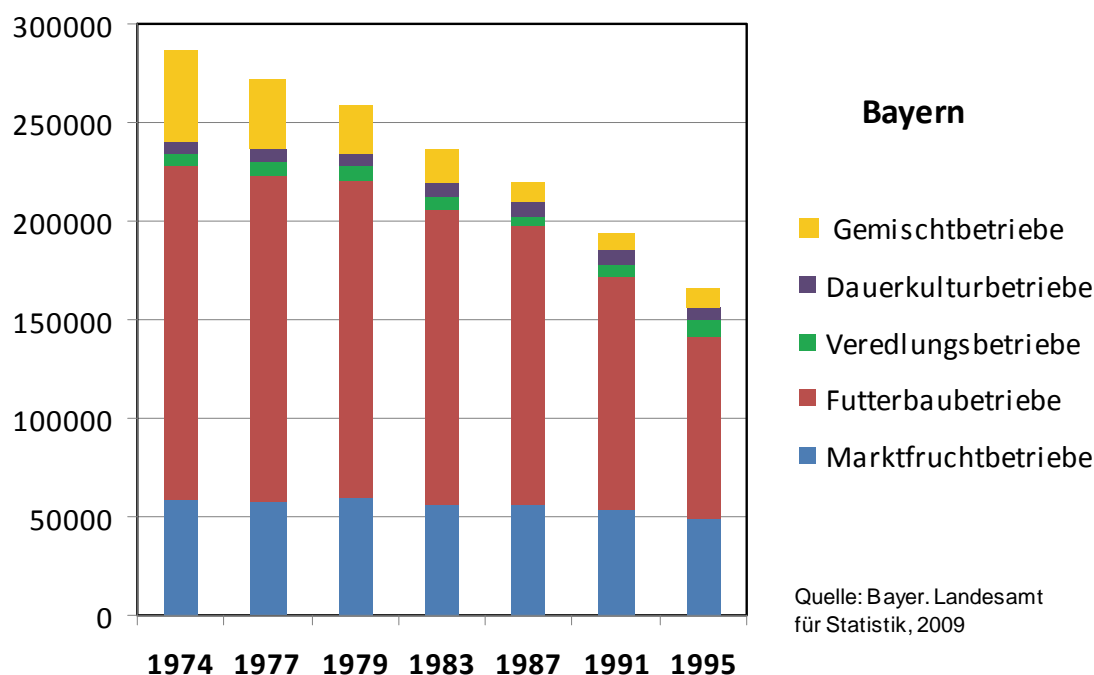


Abb. 31: Anzahl der Betriebstypen in Bayern

Auffallend ist der starke Rückgang der Gemischtbetriebe von 46.000 auf 8.600 und der Futterbaubetriebe von 170.000 auf 94.000. Regionale Unterschiede sind allerdings vorhanden. So ist der Rückgang der Gemischtbetriebe in der Oberpfalz und in Unterfranken stärker ausgeprägt als in den anderen Regierungsbezirken.

Der Anteil der verschiedenen Betriebstypen ist in Abb. 32 dargestellt. Daraus ist ersichtlich, dass der Anteil der Gemischtbetriebe und der Futterbaubetriebe abgenommen hat. Gleichzeitig nahm der Anteil der Marktfruchtbetriebe, der Veredelungsbetriebe und der Dauerkulturbetriebe zu.

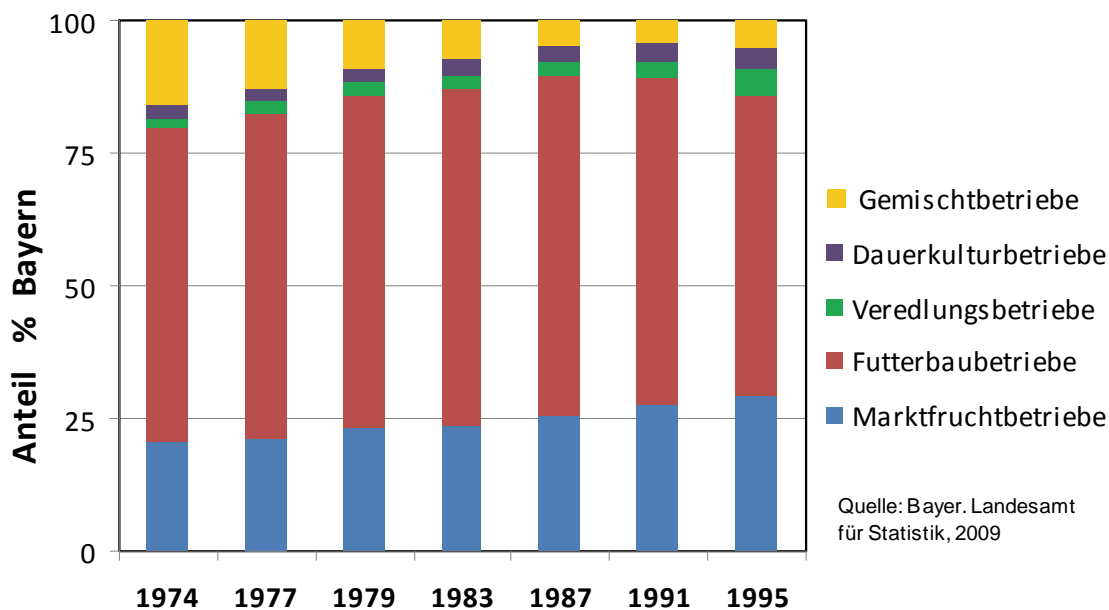


Abb. 32: Anteil der Betriebstypen in Bayern

Regional sind deutliche Unterschiede zu sehen. In Unterfranken z. B. stellen die Marktfruchtbetriebe mehr als 50 % dar. Dagegen liegt der Anteil der Futterbaubetriebe unter 23 % und somit weit unter dem bayerischen Durchschnitt (61 %). In Unterfranken ist auch ein sehr starker Rückgang der Gemischtbetriebe von 21 % auf 6 % und eine deutliche Zunahme der Dauerkulturbetriebe von 6 % auf 15 % zu beobachten (Abb. 33).

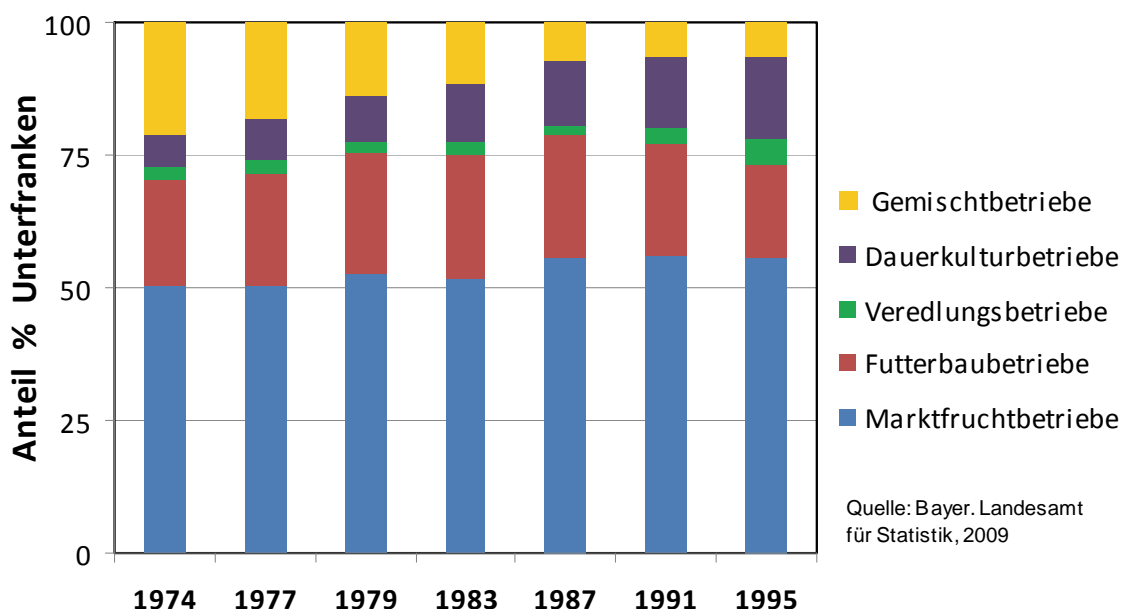


Abb. 33: Anteil der Betriebstypen in Unterfranken

In Schwaben dagegen dominieren die Futterbaubetriebe mit etwa 80 %. Allerdings ist ihr Anteil wie im übrigen Bayern rückgängig. Die Marktfruchtbetriebe nahmen von 7 % auf 19 % stark zu. Der Anteil der Veredelungsbetriebe hat sich verdoppelt von 2 % auf 5 %. Der Anteil der Dauerkulturbetriebe ist mit weniger als 1 % vernachlässigbar (Abb. 34).

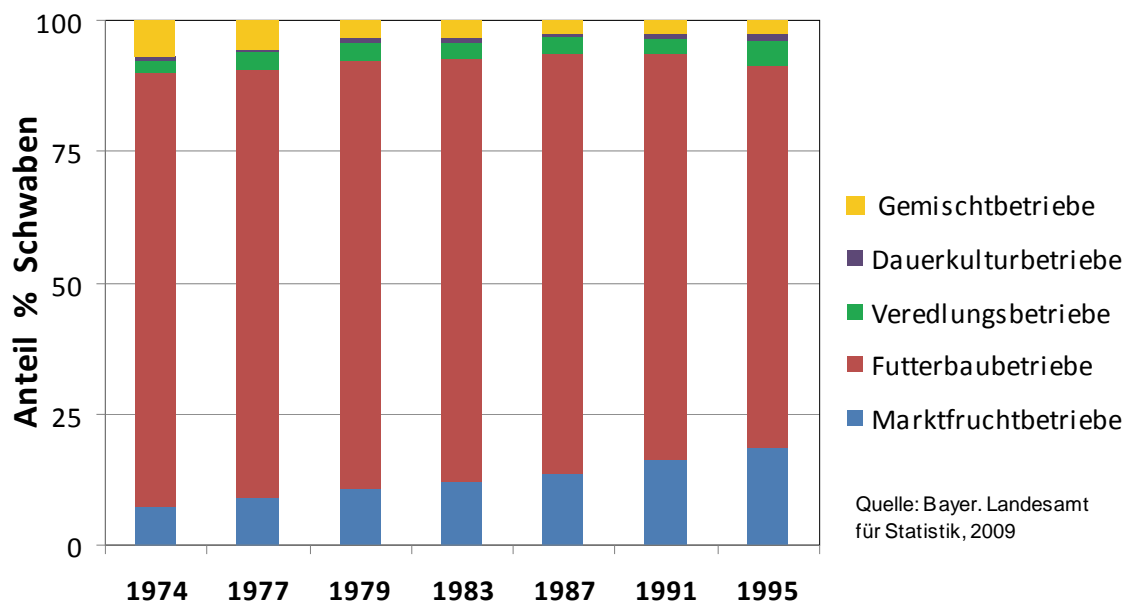


Abb. 34: Anteil der Betriebstypen in Schwaben

Die Entwicklung der Betriebsstruktur in Bayern ist also von einer zunehmenden Spezialisierung zum Nachteil der Gemischtbetriebe geprägt. Bemerkenswert ist auch der Rückgang der Futterbaubetriebe, die aber mit 57 % in 1995 weiterhin den Hauptanteil darstellen.

6.2 Grünland BDF

Die Ursachen für die Abnahme der Humusgehalte (C_{org} , N_t) im Grünland sind vielfältig. Eine davon ist der beobachtete Rückgang des Viehbesatzes (siehe Abb. 29) verbunden mit dem zunehmenden Trend zur Gülleausbringung auf Acker. Der Rückgang des mineralischen N-Verbrauchs in Bayern (siehe Abb. 25) stellt eine weitere Ursache dar. Zudem nahm die früher übliche Weidenutzung, die mehr Reste an organischem Material hinterlässt, zugunsten der Schnittnutzung stets an Bedeutung ab. Zum anderen sind die Humusgehalte im Grünland in der untersuchten Bodenschicht deutlich höher im Vergleich zu Acker (siehe Abb. 16) und damit schwieriger zu erhalten. Ähnlich wie bei Acker besteht eine positive Beziehung zwischen der C_{org} -Abnahme und dem C_{org} -Ausgangsgehalt (siehe auch 6.1.4). Außerdem findet in der Regel bei der Ausbringung der Gülle auf Grünland kein Einarbeiten statt. Folglich sind höhere Ausbringungsverluste unvermeidbar und der Wirkungsgrad der Gülle-Düngung bezüglich Kohlenstoff und vor allem Stickstoff ist geringer im Vergleich zum Acker.

Erwähnenswert ist auch, dass die Grünland-BDF mit signifikanter Abnahme der Humusgehalte (C_{org} , N_t) fast ausnahmslos schwere Böden (toniger Lehm) haben. Ähnlich wie bei den Acker-BDF wird die schützende Wirkung der Tonpartikel von der Bewirtschaftung überlagert.

6.3 Klima

Klima (Temperatur, Niederschlag) beeinflusst die mikrobiologischen Prozesse im Boden und dadurch den Humusabbau und -aufbau. Allerdings ist die Wirkung des Klimas schwer von dem Einfluss der Bewirtschaftung zu trennen. Die Kernaussagen zur Klimaentwicklung in Süddeutschland sind im KLIWA Monitoringbericht 2008 zusammengefasst. Demzufolge lag die **Temperaturzunahme** im Zeitraum 1931-2005 durchschnittlich bei 1,0 °C.

Seit 1931 ist im Mittel die Temperaturzunahme im Winterhalbjahr (November bis April) größer als im Sommerhalbjahr. Die Temperaturzunahme im Winterhalbjahr lag für 1931-2005 zwischen 1,0 °C (Region Donau und Bodensee) und 1,3 °C (Region Ostalpen), im Sommerhalbjahr zwischen 0,7 °C (Region Donau und Bodensee) und 1,1 °C (Region Mittlere Donau). Der mittlere **Niederschlag** im Winterhalbjahr zeigt für alle Untersuchungsgebiete zwischen den Jahren 1931-2005 einen stark positiven Trend mit hoher Signifikanz. Im Sommerhalbjahr sind die Trends des mittleren Niederschlags überwiegend schwach negativ, die Sommerniederschläge sind also rückläufig. Alle Trends sind aber nicht signifikant. Den größten negativen Trend mit 13 % findet man im unteren Maingebiet. Demzufolge könnte man annehmen, dass im Zeitraum 1931-2005 der Humusabbau im Winter zugenommen und im Sommer wegen der rückläufigen Niederschläge abgenommen hat. Der Klimateffekt ist allerdings wegen der vielen Faktoren schwierig zu ermitteln. Die Bewertung des Klimateffekts ist zusätzlich dadurch erschwert, dass lediglich eine der vorhandenen Wetterstationen (Deutscher Wetterdienst, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft) sich in unmittelbarer Nähe einer BDF befindet und zudem die Wetterbeobachtungen in manchen Fällen einen zu kurzen Zeitraum abdecken.

6.4 Humusmonitoring in Europa

Die gemeinsame EU-Agrarpolitik führt zu ähnlichen Entwicklungen in der Landwirtschaft der EU-Länder. In einigen EU-Ländern gibt es bereits umfangreiche Monitoring-Daten zum Humusgehalt (C_{org}) landwirtschaftlich genutzter Böden. Die Bewertung der Humusmonitoring-Ergebnisse und die Prognose der Entwicklung der Humusversorgung von landwirtschaftlich genutzten Böden in Bayern soll daher im europäischen Kontext erfolgen.

Österreich

In Österreich wurden für die Bundesländer Niederösterreich und Oberösterreich die Humusgehalte (C_{org}) der Bodenkartierungsergebnisse aus den Jahren 1958-1972 mit denen der Bodenzustandsinventuren (1994) verglichen. In diesen Bundesländern liegen etwa 70 % der Ackerflächen Österreichs. Für die Vergleichsuntersuchung wurden jeweils über 1000 Analyseergebnisse vom Oberboden (0-20 cm) herangezogen. Der gewichtete mittlere Humusgehalt (C_{org}) nahm als Folge der zunehmenden Marktfrucht- und Veredelungsbetriebe, der abnehmenden organischen Düngung und der einseitigen, getreidebetonten Fruchtfolgen mit anschließender Strohverbrennung sowohl in Niederösterreich als auch in Oberösterreich um etwa 16 % bzw. 6 % ab. Die deutlich niedrigere Abnahme in Oberösterreich ist auf die niedrigeren Jahresdurchschnittstemperaturen und einer daraus resultierenden niedrigeren Mineralisierungsrate, als auch auf die höheren organischen Düngegaben zurückzuführen (Dersch und Böhm, 1997).

Belgien

In Belgien fand zwischen 1950 und 1970 eine umfassende Boden-Bestandsaufnahme statt. Dabei wurden etwa 13.000 Bodenprofile u.a. auf Humusgehalt (C_{org}), Textur und Steinanteil untersucht. Zwischen 1990 und 1999 wurde eine Bodeninventur durchgeführt, bei der ca. 210.000 Oberböden (0-24 cm) auf C_{org} untersucht wurden. Dieses umfangreiche Datenmaterial wurde von mehreren Arbeitsgruppen ausgewertet. Die Angaben betreffen den Oberboden (0-24 cm). Lettens et al. (2005) stellten für Ackerland eine signifikante Zunahme der C_{org} -Vorräte von 1 t C ha⁻¹ und für Grünland eine signifikante Zunahme von 14 t C ha⁻¹ zwischen 1960 und 1990 in der 0-30 cm Bodenschicht fest. Dagegen zwischen 1990 und 2000 wurde eine signifikante Abnahme der C_{org} -Vorräte von 2 bzw. 5 t C ha⁻¹

für Ackerland und Grünland ermittelt. Sleutel et al. (2003) fanden für Ackerland eine signifikante Abnahme der C_{org} -Vorräte von 7 t C ha^{-1} zwischen 1990 und 1999. Goidts und Wesemael (2007) fanden für Süd-Belgien im Zeitraum von 1955 bis 2005 eine Abnahme der C_{org} -Vorräte von $5,8 \text{ t C ha}^{-1}$ für Ackerland und eine Zunahme der C_{org} -Vorräte von 22 t C ha^{-1} für Grünland in der 0-30 cm Bodenschicht. Als Ursachen für die Abnahme der C_{org} -Vorräte in Belgien werden der abnehmende Getreide- und der zunehmende Silomais- und Hackfrucht-Anteil in der Fruchtfolge, die abnehmende Menge von Stallmist, die gesetzlichen Einschränkungen bei der Gülle-Ausbringung und schließlich die abnehmende Zahl von Gemischtbetrieben zugunsten der spezialisierten Betrieben genannt. Goidts et al. (2007) fanden auch eine starke negative Beziehung zwischen der Ausgangshöhe der C_{org} -Vorräte und deren Änderungsrate, mit einem Pearson Korrelationskoeffizienten von $-0,78$. Die Zunahme der C_{org} -Vorräte in Grünland wird auf den gestiegenen Viehbesatz (GV ha^{-1} Grünlandfläche) zurückgeführt. Die Auswirkung der Klimaänderung bleibt unklar, sie konnte nicht eindeutig festgestellt werden. Die Änderungen der C_{org} -Vorräte in Belgien sind also hauptsächlich von der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung bedingt.

England

In England wurde zwischen 1978 und 1983 landesweit eine umfassende Boden-Bestandsaufnahme durchgeführt. Dabei wurden mithilfe eines orthogonalen $5 \times 5 \text{ km}$ Rasters 5662 Punkte erzeugt und an diesen Stellen wurden die Bodenprofile charakterisiert und Bodenproben gezogen und analysiert. Drei Viertel davon sind Ackerland- und bewirtschaftete Dauergrünlandböden. Dabei wurde auch der Oberboden (0-15 cm) u.a. auf Humusgehalt (C_{org}) und Textur untersucht. Die zweite Beprobung der 2578 georeferenzierten Ackerböden fand zwischen 1994 und 1995 statt (Bellamy et al., 2005). Dabei wurden 853 (33 %) der Originalstandorte beprobt. Die zweite Beprobung der 1579 georeferenzierten bewirtschafteten Dauergrünlandböden fand zwischen 1995 und 1996 statt. Es wurden 771 (49 %) der Originalstandorte beprobt. Sowohl die Ackerland- als auch die Dauergrünlandböden weisen eine negative mittlere C_{org} -Änderungsrate auf. Es wurde keine signifikante Beziehung zwischen der C_{org} -Änderungsrate und Landnutzung, Niederschlag oder Bodentextur gefunden. Es wurde aber eine signifikante negative Korrelation zwischen der C_{org} -Änderungsrate und dem C_{org} -Ausgangsgehalt gefunden. Das bedeutet, die C_{org} -Abbaurrate nimmt mit steigendem C_{org} -Ausgangsgehalt zu. Dies bestätigt den Befund von Goidts und Wesemael (2007) und unsere eigenen Ergebnisse in Bayern. Diese landesweite Abnahme der Humusgehalte (C_{org}) in England, die unabhängig von der Landnutzung ist, wird von Kirk und Bellamy (2008) auf frühere Änderungen in der Landnutzung und in der Bewirtschaftung zurückgeführt.

Frankreich

In Frankreich wurden landesweit die C_{org} -Vorräte im Boden (0-30 cm) ermittelt (Arrouays et al., 2001). Das Französische Institut für Umwelt berichtete, dass landwirtschaftliche Böden in Frankreich eine Abnahme der C_{org} -Vorräte von etwa 0,2 % pro Jahr im Zeitraum 1990 bis 1995 und 1999 bis 2004 zeigten (IFEN, 2007). Die C_{org} -Veränderungen sind regional unterschiedlich. Während im Westen (Bretagne, Poitou-Charentes), im Norden und Osten (Lorraine) die C_{org} -Vorräte abgenommen haben, sind sie in anderen Regionen (z.B. l'Ile-de-France) gestiegen. Als Ursachen für die C_{org} -Abnahme werden u.a. die Nutzungsänderung, die Intensivierung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung, die zunehmende Spezialisierung der Betriebe, die Zunahme der Bodenbearbeitungstiefe und die Kalkung genannt.

Zusammenfassung Europa

Die Ergebnisse in Österreich, Belgien, Frankreich und England weisen auf eine Abnahme der Humusvorräte (C_{org}) im Ackerland hin. Als Hauptursachen werden die abnehmende organische Düngung, der in den letzten 50 Jahren stets zunehmende Silomais- und Hackfrucht-Anteil sowie der abnehmende Getreideanteil in der Fruchtfolge und die tiefgreifende Umstrukturierung der landwirtschaftlichen Betriebe, die sich in der zunehmenden Spezialisierung widerspiegelt, genannt.

Auch bei Grünland deuten die Ergebnisse in Belgien und England auf eine Abnahme der Humusvorräte (C_{org}) hin. Lediglich die C_{org} -Vorräte von Grünland in Süd-Belgien sind zwischen 1955 und 2005 angestiegen.

Die Auswirkung der Klimaänderung auf die Humusvorräte konnte nicht eindeutig nachgewiesen werden. Der Grund hierfür ist, dass die Wirkung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung und der Landnutzungsänderung deutlich stärker ist als der Klimaeffekt und eine klare Trennung sehr schwierig ist (ClimSoil Report 2008).

7 Schlussfolgerungen

Die **Humusmonitoring-Ergebnisse** deuten auf eine Abnahme der mittleren C_{org} -Gehalte um etwa 3 % in den Acker- und Grünlandböden zwischen 1986 und 2007 hin. Dagegen ist beim durchschnittlichem N_t -Gehalt keine abnehmende Tendenz erkennbar. Sowohl die Acker- als auch die Grünlandböden weisen einen Abfall des mittleren C_{org} / N_t -Verhältnisses auf.

Im Vergleich zeigt der ökologische Landbau das umgekehrte Bild. Hier besteht eher eine Kohlenstoff Über- und eine Stickstoff Unterversorgung (Capriel, 2006).

Fruchtfolge und **Düngung** sind die Hauptursachen für die beobachteten Humusveränderungen. Die Ackernutzung in Bayern in den letzten fünfzig Jahren ist vor allem von einem Rückgang des Getreide- und Klee/Luzerne-Anteils und einem Anstieg des Silomais- und Rapsanteils geprägt. Die abnehmende Bedeutung des Stallmistes zugunsten der Güllewirtschaft, der niedrige Anteil der Zwischenfrüchte und das Abfahren von Stroh charakterisieren die organische Düngung der Acker-BDF in diesem Zeitraum. Diese Trends, die auch für Bayern relevant sind, tragen dazu bei, dass weniger organischer Kohlenstoff dem Boden zugeführt wird. Dagegen wird der Humus-Stickstoff durch die mineralische und organische N-Düngung geschont. Die Veränderung bei der Düngung ist eine der Ursachen auch für die bei den Grünland-BDF beobachtete Humusabnahme.

Ein hoher Anteil von humuszehrenden Früchten (Silomais, Hackfrüchte) in der Fruchtfolge und unzureichende organische Düngung können die humusschützende Wirkung der **Tonfraktion** überlagern. Das bedeutet, dass auch mittlere und schwere Ackerböden bei ungünstiger Bewirtschaftung von Humusabbau betroffen werden.

Die massive **Umstrukturierung** der landwirtschaftlichen Betriebe in Bayern in den letzten Jahrzehnten ist von einer zunehmenden Spezialisierung zum Nachteil der Gemischtbetriebe geprägt. Die Umstrukturierung verändert zwangsläufig die landwirtschaftliche Bewirtschaftung (Fruchtfolge, Düngung, Bodenbearbeitung). Der Rückgang der Futterbaubetriebe geht einher mit den negativen Trends beim Viehbesatz und bei der Anzahl der viehhaltenden Betriebe. Zudem hat die Menge an pflanzlicher Biomasse aus Landwirtschaft, die in Energie umgewandelt wurde, in den letzten fünf Jahren stark zugenommen. Diese Entwicklungen können negative Folgen für die Humusversorgung landwirtschaftlich ge-

nutzter Böden in Bayern haben. Es ist zu berücksichtigen, dass die Humusgehalte von etwa 43 % der Ackerböden in Bayern in einem sehr niedrigen ($C_{\text{org}} = 0,6 - 1,1 \%$) bzw. niedrigem Bereich ($C_{\text{org}} = 1,1 - 1,5 \%$) liegen (Capriel, 2006). Hier ist eine optimale Humusversorgung (Bewirtschaftung) erforderlich, um die standorttypischen Humusgehalte zu erreichen bzw. zu erhalten.

Wegen der komplexen Zusammenhänge und der fehlenden Klimadaten in unmittelbarer Nähe zu den BDF Standorten konnte ein **Klimaeffekt** auf die Humusgehalte in Bayern weder nachgewiesen noch ausgeschlossen werden.

Die Ergebnisse des **Humusmonitoring** in Bayern stehen im Einklang mit denen in Österreich, Belgien, Frankreich und England. Dies gilt sowohl für die Veränderung der Humuskennwerte als auch für die Ursachen dieser Veränderungen. Allerdings sind die Aussagen zur Entwicklung der Humusversorgung in Bayern umfassender, weil neben dem C_{org} - auch der N_t -Gehalt bestimmt und somit auch die Humusqualität erfasst wurde.

Prognose: In Bayern ist bei gleich bleibender oder sogar abnehmender Zufuhr von organischer Substanz, insbesondere organischem Kohlenstoff, mit negativen Folgen für die Humusversorgung landwirtschaftlich genutzter Böden zu rechnen.

7.1 Hinweise für die Praxis

Neben einer standortgerechten vielfältigen Fruchtfolge mit einem ausgewogenem Verhältnis von humusmehrenden und humuszehrenden Fruchtarten sind Stroheinarbeitung, Zwischenfruchtanbau zur Gründüngung und die konsequente Anwendung von Wirtschaftsdüngern, insbesondere Stallmist, bewährte Mittel, die eine ausreichende Versorgung des Bodens mit organischer Substanz sicherstellen.

Bei der Humusuntersuchung auf Praxisschlägen soll neben dem organischen Kohlenstoff (C_{org}) auch der Gesamtstickstoff (N_t) als Maß für den organischen Stickstoff im Boden mitbestimmt werden. Diese beiden Humusparameter werden in den meisten Bodenlaboren in einem analytischen Schritt simultan und quantitativ analysiert. Somit kann nicht nur der Humusgehalt (C_{org} , N_t) sondern auch die Humusqualität (C_{org} / N_t) bestimmt werden. Die Humusuntersuchung soll in einem Turnus von 6 - 10 Jahren durchgeführt werden. Die regelmäßige Humusuntersuchung ist der einzige Weg, um langfristig die Humusversorgung von Ackerböden sicher zu erfassen. Auf dieser Basis kann man die Humusversorgung mittels geeigneter Bewirtschaftung optimieren. Die Aussagekraft der Humusuntersuchung hängt entscheidend von der Bodenprobenahme ab. Die Beprobung von kleinen Teilflächen (kleiner 10 m^2), deren Position bekannt ist (am einfachsten mittels GPS), hat gegenüber der „üblichen“ Mischprobe, die aus mehreren über die gesamte Schlagfläche verteilten Einstichen gewonnen wird, den entscheidenden Vorteil, dass diese kleinen Teilflächen wesentlich einheitlicher als der ganze Schlag sind. Damit sind auch kleine Veränderungen des Humusgehalts und der Humusqualität im Laufe der Zeit erfassbar, man kann also die Humusversorgung langfristig genau verfolgen. Für die Bewertung von Humusgehalt (C_{org} , N_t) und Humusqualität (C_{org} / N_t) sollen die standorttypischen Spannweiten für Bayern herangezogen werden (Capriel, 2006).

8 Literaturverzeichnis

Arrouays D., W. Deslais und V. Badeau (2001): The carbon content of top soil and its geographical distribution in France. *Soil Use and Management*, 17, 7-11.

Agrar- und Umweltklimatologischer Atlas von Bayern (1961 - 1990), Ausgabe 1997, Deutscher Wetterdienst Weihenstephan.

Baldock J.A. und J.O. Skjemstad (2000): Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. *Organic Geochemistry*, 31, 697-710.

Batjes N. H. (1996): Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* 47, 151-163.

Bellamy P.H., P.J. Loveland, R.I. Bradley, R. Murray Lark und G.J.D. Kirk (2005): Carbon losses from all soils across England and Wales 1978-2003. *Nature*, 437/8, 245-248.

Capriel P., T. Beck, H. Borchert, J. Gronholz und G. Zachmann (1995): Hydrophobicity of the organic matter in arable soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 27, 1453-1458.

Capriel P (1997): Hydrophobicity of the organic matter in arable soils: influence of management. *European Journal of Soil Science*, 48, 457-462.

Capriel P. (2005): Humusversorgung der Böden;

<http://www.lfl.bayern.de/iab/bodenbearbeitung/13479/index.php>

Capriel P. (2006): Standorttypische Humusgehalte von Ackerböden in Bayern. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, 16.

http://www.lfl.bayern.de/publikationen/daten/schriftenreihe/p_21843.pdf

ClimSoil Report (2008): Review of existing information on the interrelations between soil and climate change; **http://ec.europa.eu/environment/soil/review_en.htm**

Diepolder M., B. Jakob und R. Schwertfirm (2004): Monitoring im Intensiv-Grünland, Teil 2: Bodenproben. *Schule und Beratung*, 10, 1-9.

Don A., T. Scholten und E.D. Schulze (2009): Conversion of cropland into grassland: implications for soil organic carbon stocks in two soils with different texture. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 172, 1, 53-62.

Dersch G. und K. Böhm (1997): Beiträge des Bodenschutzes zum Schutz der Atmosphäre und des Weltklimas. In *Bodenschutz in Österreich*. Editor Blum, W.E.H. et al., Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Österreich, 411-432.

EUROSTAT News Release, 113, 9. September 2005.

Goidts E. und B. van Wesemael (2007): Regional assessment of soil organic carbon changes under agriculture in Southern Belgium (1955-2005). *Geoderma* 141, 341-354.

IFEN (2007): Le stock de carbone dans les sols agricole diminue. *Institute Français de l'Environnement*, Le 4 pages, 121 (www.ifen.fr).

IPCC (2007): Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, USA.

Kirk, G.J.D. und P.H. Bellamy (2008): On the reasons for carbon losses from soils across England and Wales 1978-2003. *Global Change Biology* (in review)

KLIWA Monitoringbericht (2008): Klimawandel in Süddeutschland; Veränderung der Kenngrößen Lufttemperatur, Niederschlag und Hochwasserabfluss.

Letten S., J. van Orshoven, B. van Wesemael, B. Muys und D. Perrin (2005): Soil organic carbon changes in landscape units of Belgium between 1960 and 2000 with reference to 1990. *Global Change Biology*, 11, 2128-2140.

Nieder R, W. Köster und K.C. Kersebaum (2007): Beitrag der Landwirtschaft zu diffusen N-Einträgen. *WasserWirtschaft*, 1-2, 53-57.

Pawlitzki K-H., A. Hügl und T. Ebert (2007): 20 Jahre Boden - Dauerbeobachtung in Bayern. Teil 1: Konzept, Bewirtschaftung, Standort. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, 2.

http://www.lfl.bayern.de/publikationen/daten/schriftenreihe/p_24352.pdf

Schlesinger W. H. (1997): *Biogeochemistry. An Analysis of Global Change*, 2nd ed., London, New York: Academic Press.

Sleutel S., S. de Neve, G. Hofman, P. Boeckx, D. Beheydt und R. Lemeur (2003): Carbon stock changes and carbon sequestration potential of Flemish cropland soils. *Global Change Biology*, 9, 1193-1203.

