



Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten

Schlussbericht

zum

Forschungsvorhaben

„Humusbilanzierung landwirtschaftlicher Böden – Einflussfaktoren und deren Auswirkungen“

Projektgeber: Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung
Ref. 514 – Projektträger Agrarforschung

Projektnehmer: Verband Deutscher Landwirtschaftlicher
Untersuchungs- und Forschungsanstalten e. V.
(VDLUFA)

Aktenzeichen: 514-06.01-2808HS016

Laufzeit: 15.04.2009 – 14.09.2010

Berichtszeitraum: 15.04.2009 – 14.09.2010

Schlussbericht zum F&E-Vorhaben „Humusbilanzierung landwirtschaftlicher Böden – Einflussfaktoren und deren Auswirkungen“

Engels, C.¹, Reinhold, J.², Ebertseder, T.³, Heyn, J.⁴

¹ Humboldt-Universität zu Berlin

² Dr. Reinhold und Kollegen, Stahnsdorf

³ Hochschule Weihenstephan-Triesdorf

⁴ Landesbetrieb Landwirtschaft Hessen, Kassel

unter Mitwirkung bei Berichten zu den Teilaufgaben

Barkusky, D.⁵, Baumann, E.⁶, Baumecker, M.¹, Beck, R.⁸, Breitschuh, T.⁷, Franko, U.⁹, Gerlach, K.F.¹⁰, Gernand, U.⁷, Horn, D.¹¹, Hülsbergen, K.-J.¹², Joschko, M.⁵, Körschens, M.¹³, Leithold, G.¹⁴, Maier, H.¹⁵, Munzert, M.⁸, Rogasik, J.¹⁶, Schmid, H.¹², Wiemer, M.⁵, Willms, M.⁵, Zimmer, J.¹⁷

⁵ Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF), Müncheberg

⁶ Großbeeren

⁷ Verband für Agrarforschung und Bildung (VAFB) e.V., Jena

⁸ Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Freising

⁹ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, Halle

¹⁰ Komturei Lietzen

¹¹ Bodengesundheitsdienst GmbH Ochsenfurt

¹² Technische Universität München, Freising

¹³ Bad Lauchstädt

¹⁴ Justus-Liebig-Universität Gießen

¹⁵ Deutscher Wetterdienst, Niederlassung Weihenstephan

¹⁶ Julius-Kühn-Institut, Braunschweig

¹⁷ Landesamt für Ländliche Entwicklung, Landwirtschaft und Flurneuordnung (LELF),
Stahnsdorf

Zusammenstellung der fachlichen Grundlagen zum VDLUFA- Standpunkt „Humusbilanzierung“ und Erarbeitung von aktuellen Empfehlungen zu dessen Anwendung in der Praxis

Bericht zur Teilaufgabe 1 für den VDLUFA-F&E-Bericht „Humusbilanzierung
landwirtschaftlicher Böden – Einflussfaktoren und deren Auswirkungen“

Jürgen Reinhold¹, Eberhard Baumann², Martin Körschens³, Günther Leithold⁴,
Christof Engels⁵, Johannes Heyn⁶

¹ Dr. Reinhold & Kollegen, Stahnsdorf

² Großbeeren

³ Bad Lauchstädt

⁴ Justus-Liebig-Universität Gießen, Professur für Organischen Landbau

⁵ Fachgebiet Pflanzenernährung, Humboldt-Universität zu Berlin

⁶ Landesbetrieb Landwirtschaft Hessen, Kassel

Zusammenfassung

Die Humusbilanzierung für Ackerstandorte wurde in Ostdeutschland über einen Zeitraum von etwa 30 Jahren mit dem Ziel entwickelt und betrieben, im integrierten Ackerbau hohe Erträge bei Erhalt der Menge an organischer Bodensubstanz zu gewährleisten. An diesen Entwicklungen waren mit grundlegenden Arbeiten vor allem Asmus, Baumann, Eich, Görlitz, Koriath, Körschens, Kundler und Rauhe beteiligt.

Die Ermittlung von boden- und fruchtartenspezifischen Bedarfswerten an Humusreproduktionsleistung erfolgte sowohl auf der Grundlage der aus Dauerfeldversuchen abgeleiteten optimalen organisch-mineralischen Düngung (stallungsnormierte C_{org} -Basis) als auch auf der Grundlage standort- und nutzungstypischer Stickstoffmineralisierung aus der organischen Bodensubstanz. In die landwirtschaftliche Praxis wurden ausschließlich die C_{org} -basierten Bedarfswerte eingeführt. Aus Untersuchungen der organischen Bodensubstanz lassen sich wegen der dabei auftretenden Messfehler ($> 0,1 C_{org}\%$) keine Empfehlungen zur Humusreproduktion durch Anwendung von organischen Primärsubstanzen ableiten.

Die Angaben zur Bedarfsdeckung an Humusreproduktionsleistung durch Anwendung organischer Primärsubstanzen (organische Dünger, Ernte- und

Wurzelrückstände) sind aus deren C_{org} -Gehalten und Abbaustabilitäten abgeleitet. Das erfolgte auf der Grundlage von Dauerfeldversuchen, kurzzeitigen Modellfeldversuchen und unterschiedlichen Laboruntersuchungsmethoden.

Wegen erhöhter Anforderungen an die Ertragsleistung von integriert genutzten Ackerstandorten und von unterschiedlichen Bewertungen der Rolle der Stickstoffversorgung der Pflanzen aus organischen und mineralischen Quellen wurden die fruchtartenspezifischen Bedarfswerte über das Mindestmaß zur einfachen Reproduktion der organischen Bodensubstanz hinaus in den 1980-er Jahren erhöht. Die sich daraus ergebenden Spannbreiten der fruchtartenspezifischen Bedarfswerte (einfache und erweiterte Humusreproduktion) wurde 2004 in den VDLUFA-Standpunkt „Humusbilanzierung“ als „untere“ und „obere“ Bedarfswerte übernommen. Die DirektZahlVerpflV hat daraus nur die unteren Bedarfswerte als ordnungspolitische Mindestanforderung für die einfache Humusreproduktion übernommen.

Eine Validierung der Düngungsempfehlungen durch Bilanzierung nach unteren und oberen Humusreproduktionsbedarfswerten des VDLUFA-Standpunktes und nach tatsächlichen Veränderungen im Humusvorrat des Bodens an den aus internationalen Dauerfeldversuchen experimentell ermittelten optimalen Gaben organischer Dünger brachte folgende Aussagen hinsichtlich der Bewertungsgenauigkeit:

untere VDLUFA-Bedarfswerte > obere VDLUFA-Bedarfswerte >> C_{org} -Bodendynamik

Für den integrierten Ackerbau kann somit die künftige Anwendung der in Ostdeutschland erarbeiteten und im VDLUFA-Standpunkt sowie in der Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung übernommenen Humusbilanzierungsmethode weiterhin empfohlen werden. Dabei stellen die unteren Bedarfswerte für die Humusreproduktionsleistung nach VDLUFA-Standpunkt und die Bedarfswerte nach Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung Mindestwerte dar. Ergänzend bilden die oberen Bedarfswerte für die Humusreproduktionsleistung nach VDLUFA-Standpunkt den Rahmen für standortspezifische Empfehlungen zur Humusreproduktion. Damit kann den in der ackerbaulichen Praxis im Vergleich zum Versuchsfeldbetrieb möglichen stärkeren Bodenbelastungen Rechnung getragen werden (z.B.

Bodendruck der Maschinen, nicht immer optimale Bodenpflege, Wind- und Wassererosion auf Großflächen).

Für einzelne Fruchtarten sind die Bedarfsfaktoren zu überprüfen. Sie betreffen vorwiegend die fruchtartenspezifischen Bedarfswerte bei Leguminosen und Energiepflanzen. Ebenso sind die Richtwerte für die Humusreproduktionsleistungen unterschiedlicher organischer Primärsubstanzen wie Stroh, Gärreste und Ernte- und Wurzelrückstände zu überarbeiten.

Vergleichende Betrachtungen zur Ableitung von fruchtartenspezifischen Bedarfswerten an Humusreproduktionsleistung nach Asmus & Herrmann (1977) und nach VDLUFA-Standpunkt (Körschens et al. 2004) mit den Angaben von Asmus (1985) zur Ermittlung des Bedarfs an Humusreproduktionsleistung aus den jeweiligen Stickstoffentzügen erbrachten insgesamt die Aussage, dass dieser Weg für den integrierten Landbau nicht zu empfehlen ist. Die erforderliche Eingabe zahlreicher Kenngrößen erfordert einen größeren Aufwand und kann gleichzeitig zu erheblich ausgeweiteten Spannbreiten der Empfehlungen führen, was die Methode insgesamt als wenig praxisgeeignet erscheinen lässt.

Für den ökologischen Ackerbau sind die bisher in Ostdeutschland entwickelten Humusbilanzierungsmethoden wenig geeignet. Hier sind eigenständige Entwicklungen erforderlich, die vor allem die vollständige Versorgung der Nutzpflanzen über organische Stickstoffquellen, insbesondere aus der organischen Bodensubstanz einschließen. Die Streubreite der bilanzierten Bedarfswerte an Humusreproduktionsleistung muss dabei jedoch in Grenzen gehalten werden.

Eine abgestufte Bewertung von Humussalden sollte auf ihre praktische Aussagekraft und auf ihre Notwendigkeit hin geprüft werden.

Inhaltsverzeichnis	Seite
Zusammenfassung	39
1. Einleitung	43
2. Aufgaben und Möglichkeiten der Humusbilanzierung	47
3. Entwicklung der Humusbilanzierungsmethodik	52
4. Betrachtungen zur stickstoffbasierten Ableitung von Bedarfwerten für Humusreproduktionsleistungen	69
5. Schlussfolgerungen zum Vergleich der Humusbilanzierungsmethoden	81
6. Literatur	83
7. Anlagen	89

1. Einleitung

Die organische Bodensubstanz ist für verschiedene acker- und pflanzenbaulich relevanten Bodenfunktionen von Bedeutung. Die wichtigsten dieser Funktionen sind in der Abbildung 1 zusammengestellt, um den großen Einfluss einer anforderungsgerechten Humusversorgung für eine nachhaltige Bodenbewirtschaftung zu verdeutlichen. Die organische Bodensubstanz nimmt daher auch bei Betrachtungen zur Bodenfruchtbarkeit stets eine zentrale Stellung ein. Wegen der allgemein im Sprachgebrauch üblichen Begrifflichkeit „Humus“ wird die organische Bodensubstanz (OBS) im nachfolgenden Text teilweise so bezeichnet, auch wenn das wissenschaftlich nicht völlig korrekt ist. Für den analytischen Nachweis der Humusgehalte wird von C_{org} -Messungen und deren Umrechnung in Humus mit dem Faktor 1,724 ausgegangen.



Abbildung 1: Die acker- und pflanzenbaulichen Funktionen von Humus im Boden (erweitert nach Rogasik & Reinhold, 2006)

Die organische Bodensubstanz ist ein wesentliches Ergebnis der Bodenbildung und wird sehr differenziert in die Böden integriert. Dazu ist in der Abbildung 2 eine Untersetzung der für die Humusbildung bedeutsamen Fraktionen organischer Substanzen aufgezeigt, die auf nachfolgend genannter Definition von Müller (1980) aufbaut:

„Unter organischer Bodensubstanz wird allgemein die im Boden integrierte lebende und abgestorbene organische Substanz verstanden, wobei erstere die bodenbürtigen (autochthonen) Kleinlebewesen, das Edaphon, und letztere den Humus darstellt.“

Im Unterschied zu der im Boden integrierten organischen Substanz werden dabei unter organischen Primärsubstanzen solche Materialien verstanden, die dem Boden über abgestorbene ober- und unterirdische Pflanzenrückstände sowie über organische Dünger zufließen und hier anteilig in organische Bodensubstanz umgewandelt werden.

Die organische Bodensubstanz wird in diesem Konzept in drei Fraktionen unterteilt, wobei stets gleitende Übergänge und Fließgleichgewichte zwischen diesen Fraktionen auftreten. Grundsätzlich wird unterschieden in aktive, teilstabile und passive Humusbestandteile. Die passive organische Bodensubstanz entspricht praktisch dem Humusgehalt im Boden, der sich unter den Bedingungen des langfristigen Verzichts auf jegliche Düngungsmaßnahmen (z.B. in den ungedüngten Parzellen von Dauerfeldversuchen) stabil im Boden einstellt. Das heißt jedoch nicht, dass dieser Anteil aus jeglichen biologischen Umsetzungsprozessen des Bodens ausgeschlossen ist.

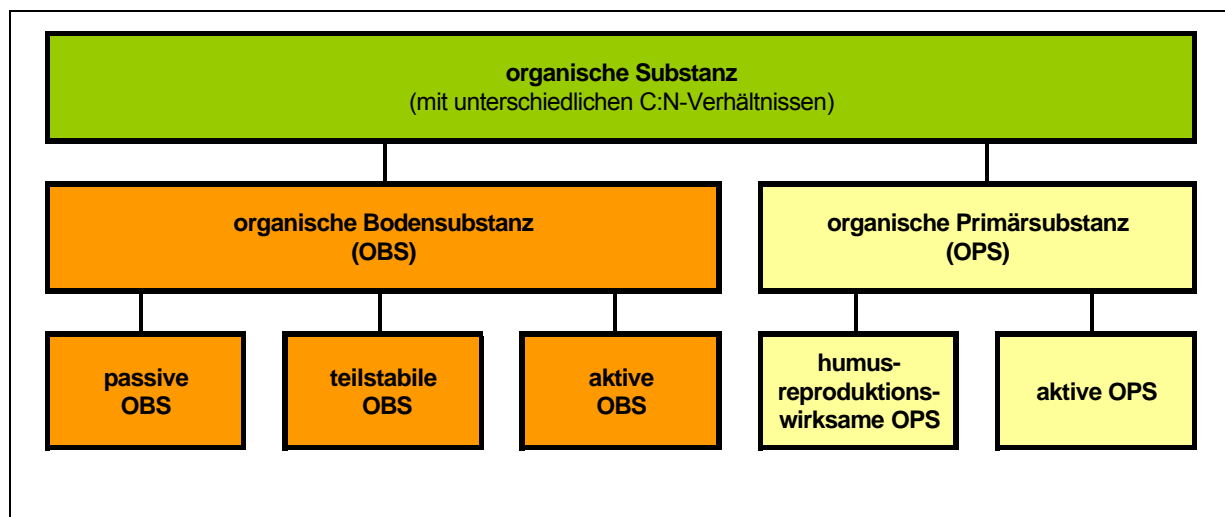


Abbildung 2: Pools der organischen Substanz im Boden und in organischen Primärsubstanzen (erweitert nach v. Lützw, M., Kögel-Knabner, I., Ludwig, B., Matzner, E., Flessa, H., Ekschmitt, K., Guggenberger, G., Marschner, B., Kalbitz, K., 2008)

Die teilstabilen und aktiven organischen Bodensubstanzen unterliegen - im Gegensatz zur passiven organischen Bodensubstanz - durch die Bodenbewirtschaftung, insbesondere durch Art und Höhe der Zufuhr organischer Primärschubstanzen (z.B. organische Dünger, Ernte- und Wurzelrückstände) einer deutlichen Dynamik. Sie kann auch als umsetzbare organische Bodensubstanz zusammengefasst werden.

Die umsetzbare organische Bodensubstanz wird auch landläufig als Nährhumus bezeichnet und dient den heterotrophen Bodenorganismen, die selbst den aktiven Humuspool immer wieder auffüllen, als eine wichtige Nahrungs- und Energiequelle. Beim mikrobiologischen Abbau der umsetzbaren organischen Bodensubstanz wird Kohlendioxid freigesetzt, das anteilig in die Bodenatmung einfließt. Die schwerer mineralisierbaren, also die schon teilstabilen Anteile der organischen Bodensubstanz sind das wesentliche Ergebnis der Humusproduktion im Boden, wenn sich bei gleichbleibendem Regime der Bodenbewirtschaftung (einschl. Düngung) ein fließgleichgewichtiger Humusspiegel im Boden eingestellt hat. Das geschieht frühestens 20 bis 30 Jahre nach einer Umstellung der Bodenbewirtschaftung.

Die Anteile an passiver und umsetzbarer organischer Bodensubstanz von ackerbaulich genutzten Böden sind standort- und nutzungsspezifisch unterschiedlich ausgeprägt. Das ist anhand von Dauerdüngungsfeldversuchen (integrierter Ackerbau) mit einer Laufzeit von mehr als 20 Jahren deutlich erkennbar (siehe Abbildung 3). Auf den untersuchten Standorten variierte die Konzentration an umsetzbarer organischer Substanz in der Ackerkrume zwischen 0,1 und 0,5% der Bodentrockenmasse. Durch eine anforderungsgerechte Humuswirtschaft müssen somit standorttypisch differenzierte Mengen an umsetzbarer organischer Substanz erhalten werden. Hier kommt dem standortspezifischen Stabilisierungsvermögen der Böden für organische Substanz die entscheidende Bedeutung zu, da die für den integrierten Ackerbau experimentell ermittelte „optimale“ Höhe der organischen Düngung für die einzelnen Versuchsstandorte (bei ähnlichen Fruchtartenanteilen) annähernd gleich hoch ist.

Die Bedeutung der Humusversorgung für die Bodenbewirtschaftung hat in den zurückliegenden Jahren hohe offizielle Anerkennung gefunden. So fordert das BBodSchG in § 17 für die „Gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft“ seit 1998, dass im Zusammenhang mit dem Ziel des Schutzes und Erhaltes der

Bodenfunktionen auch der standorttypische Humusgehalt erhalten wird. Hinweise auf die Größenordnungen von standorttypischen Humusgehalten sind hier jedoch nicht enthalten.

Die Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung (Stand 2010) nennt im Zusammenhang mit den Anforderungen an die Erhaltung landwirtschaftlicher Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand erstmals Bewertungsgrundlagen für Mindestanforderungen zum Erhalt der organischen Bodensubstanz. Das betrifft sowohl Mindesthumusgehalte als auch frucht- und düngerartenspezifische Vorgaben für eine Humusbilanzierung. Die zuständigen Landesbehörden werden ermächtigt, diese Vorgaben regional zu untersetzen.

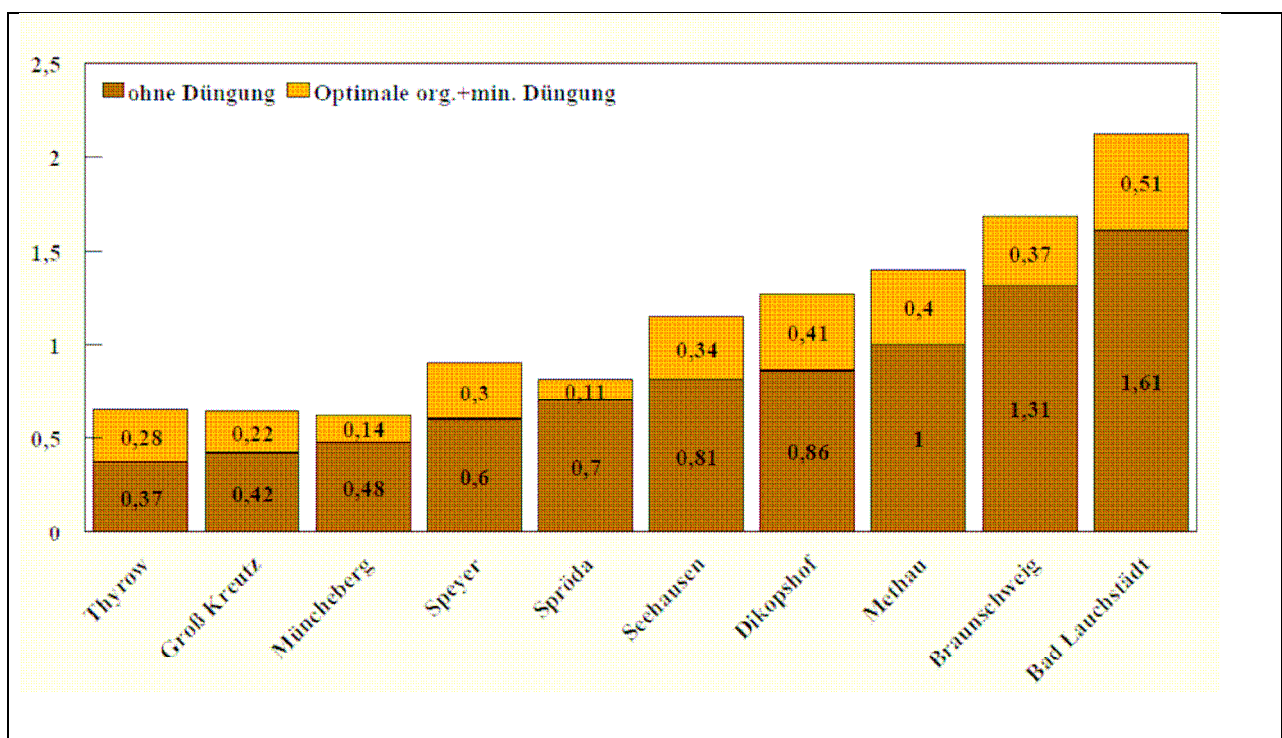


Abbildung 3: Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org} in % der Bodentrockenmass in 0 – 0,3 m Bodentiefe [Ackerkrume]) in Abhängigkeit von der Düngung in 10 Dauerdüngungsversuchen in Deutschland (nach Körschens 2010)

Die Humusbilanzierung ist damit seit 2004 als eine einschlägige Methode zur Bewertung der Humusversorgung von Böden und zur Ableitung von Anforderungen an die organische Düngung bundesweit bekannt geworden. Vor allem die Vertreter der für die Umsetzung der Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung zuständigen Landesbehörden und regional wirkende Düngungsberater haben sich seitdem mit den Fragen der Humusbilanzierung stärker befasst.

2. Aufgaben und Möglichkeiten der Humusbilanzierung

Die Aufgaben der Humusbilanzierung bestehen in der Erfassung und Bewertung von Bedarf und Bedarfsdeckung an Humusreproduktionsleistung auf Ackerstandorten mit dem Ziel der Ableitung von Empfehlungen zur organischen Düngung bzw. zur Fruchtfolgegestaltung, die für eine Gewährleistung hoher und stabiler Erträge bei Aufrechterhaltung bzw. Einstellung standort- und bewirtschaftungstypischer Humusgehalte im Boden erforderlich sind. Anzustrebende Verminderungen von Umweltbeeinträchtigungen (z.B. durch hohe Stickstoffausträge) und Erhöhungen der Effizienz eingesetzter Materialien (z.B. organischer und mineralischer Dünger) sind dabei zu berücksichtigen.

Aus dieser Aufgabenstellung für die Humusbilanzierung ergeben sich folgende methodische Möglichkeiten zu deren Ableitung:

- a) Empirische Ableitung der „optimalen“ organischen Düngung aus Dauerdüngungsfeldversuchen mit variiertes organisch-mineralischer Düngung für verschiedene Fruchtfolgegestaltungen (derzeitige Grundlage für DirektZahlVerpflV)
- b) Algorithmische Ableitung der Humusmineralisation im Boden anhand der Stickstoffaufnahme der Pflanzen und des Umsatzes von organischen Primärschubstanzen im Boden
- c) Flächenspezifisch exakte Ableitung standorttypischer Humusgehalte und deren nutzungstypischer Beeinflussung verbunden mit einem analytischen Nachweis des aktuellen Humusgehaltes

Mit der Ableitung standorttypischer Humusgehalte haben sich vor allem Körschens (1980) sowie Wessolek et al. (2004) befasst. Sie kamen zu orientierenden Aussagen für Soll- bzw. Schätzwerten der organischen Bodensubstanz. Einflüsse der Standort- und Nutzungsbedingungen auf Humusgehalte wurden aktuell von Kolbe (2009) sowie im Teilprojekt 6 zu diesem Gesamtbericht (Ableitung von Einflussfaktoren auf die Humusgehalte von Böden durch flächenbezogene Auswertung von Bodenuntersuchungsdaten) dargestellt. Auch hier sind erhebliche statistische Fehler aufgetreten, die keine hinreichend exakten Grenzwertabschätzungen erlauben.

Der Einfluss landwirtschaftlicher Maßnahmen auf die Humusversorgung der Böden kann im Gegensatz zur Nährstoffversorgung nicht direkt aus

Bodenuntersuchungen abgeleitet werden. Die Messfehler, die bei der Bestimmung von Boden- C_{org} -Gehalten auftreten, liegen in der Regel bei mindestens 0,1 TS-% (Hülsbergen, 2007; Körschens, 1982 & 2010, Zimmer, 2007). Dazu tragen sowohl die Heterogenität der zu untersuchenden Flächen und die aus Dauerfeldversuchen bekannte zeitliche Variabilität der Messwerte als auch Abweichungen in der Probenaufbereitung und –untersuchung verschiedener Laboreinrichtungen bei. Eine Veränderung der C_{org} -Bodengehalten von 0,1 TS-% kann jedoch schon wirtschaftlich und ökologisch relevante Auswirkungen haben (Rogasik & Körschens, 2005). Schon kleine Veränderungen, die aufgrund des Messfehlers nicht sicher detektiert werden können, können damit von Bedeutung sein.

Noch schwieriger wird es bei der Bewertungen von einer und bei der Empfehlungsableitung für eine organische Düngung. Mit einer mittleren Stallmistgabe von 30 Mg Frischmasse je ha alle 3 Jahre werden dem Boden etwa 3,5 Mg C_{org} je ha zugeführt. Davon werden im Durchschnitt etwa 2,3 Mg C_{org} kurzfristig (im Anwendungsjahr) mineralisiert, die restlichen etwa 1,2 Mg C_{org} humifiziert und damit zeitweilig in den Bodenumusvorrat integriert. Bei über mehrere Jahre stabil eingestelltem Humusspiegel erfolgt innerhalb der Düngungsperiode von 3 Jahren dann eine Netto-Humusmineralisation in Höhe der aus dem Stallmist im Boden humifizierten C_{org} -Menge. Wird von einer Bodentrockenmasse in 0 - 0,3 m Bodentiefe in Höhe von 4000 Mg je ha ausgegangen ergibt sich für die oben genannten stallmistbürtigen C_{org} -Mengen je ha die in Abbildung 4 gezeigte Entwicklung der Gehalte (Berechnungsgrundlage nach Körschens et al., 2004).

Eine Gehaltsmessung von C_{org} direkt nach einer organischen Düngung führt wegen inhomogener Verteilung der OPS zu keinen reproduzierbaren Ergebnissen. Die Messung von Humusgehalten nach anteiliger Humifizierung der OPS lässt dagegen (bei standort- und nutzungstypischen Fließgleichgewicht der organischen Bodensubstanz) wegen des methodischen Untersuchungsfehlers keine Aussage über die Auswirkungen einer mittleren Stallmistgabe erwarten, zumal die Geschwindigkeiten von Humifizierung der OPS und Mineralisierung von OBS stark witterungsgeprägt also zeitvariabel sind (Körschens et al. 1987). Hinzu kommen Inhomogenitäten bei der kleinflächigen Verteilung der organischen Bodensubstanz und Spannbreiten der Messergebnisse verschiedener Laboreinrichtungen (siehe Abbildungen 5 und 6).

Schlussfolgernd bleibt festzustellen, dass Bodenhummusmessungen nicht geeignet sind, die Auswirkungen der Zufuhr von organischen Primärsubstanzen auf die Menge der organischen Bodensubstanz innerhalb einer organischen Düngungsperiode zu erfassen.

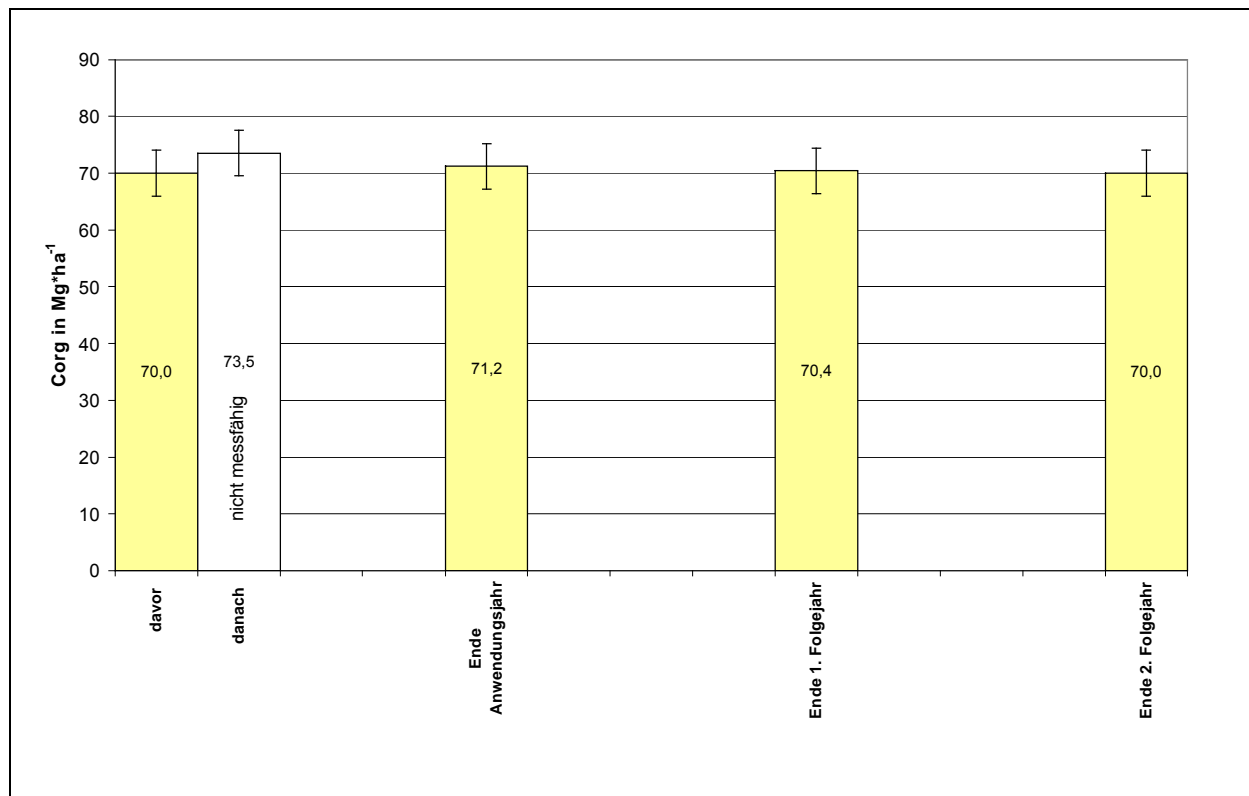


Abbildung 4: Prinzipdarstellung der Wirkung einer Stallmistgabe von 30 Mg*ha⁻¹*a⁻¹ auf die C_{org}-Menge in einem mittlerem Boden (einschließlich Angabe des Mindestmessfehlers)

Aus den oben beschriebenen Zusammenhängen leitet sich ab, dass andere Methoden erforderlich sind, um die Auswirkungen der Zufuhr von organischen Primärsubstanzen innerhalb einer organischen Düngungsperiode nachvollziehbar bewerten können. Über diesen Nachweis der direkten Auswirkungen auf den Boden hinaus ist es für eine ressourceneffiziente und umweltgerechte Anwendung von organischen Primärsubstanzen erforderlich, deren nutzungstypisches Optimum zu kennen.

Die Ableitung des nutzungstypischen Bedarfs an organischen Primärsubstanzen ist eng an die Art der Ackerflächennutzung gebunden. Hier ist vor allem festzuhalten, welchem Zweck die Humusversorgung dienen soll. Allgemein

kommt allen Anbausystemen zugute, dass die organische Bodensubstanz indirekten Einfluss auf das Pflanzenwachstum nimmt. Asmus & Herrmann (1977) bezeichnen das als „Sonderwirkung“ der organischen Bodensubstanz.

5 m									
1,61	1,71	1,74	1,76	1,64	1,67	1,68	1,68	1,68	1,75
1,67	1,63	1,69	1,67	1,71	1,76	1,77	1,69	1,64	1,77
1,67	1,67	1,69	1,67	1,60	1,71	1,64	1,68	1,66	1,63
1,69	1,62	1,66	1,68	1,64	1,72	1,67	1,70	1,69	1,74
1,61	1,66	1,70	1,66	1,74	1,69	1,63	1,68	1,72	1,69
1,67	1,69	1,68	1,68	1,74	1,67	1,67	1,69	1,66	1,65
1,66	1,73	1,60	1,67	1,65	1,67	1,73	1,73	1,93	1,69
1,70	1,61	1,77	1,70	1,64	1,74	1,69	1,62	1,60	1,65
1,72	1,70	1,71	1,68	1,66	1,66	1,63	1,64	1,65	1,60
1,63	1,56	1,67	1,63	1,56	1,69	1,67	1,62	1,56	1,61
Mittelwert: 1,68					Spannweite: 0,37				
Legende: violett – höchster Messwert grün – niedrigster Messwert									

Abbildung 5: C_{org}-Gehalte in TS-Prozent in der Krume von 100 Ausschnittsparzellen mit je 0,25 m² – Statischer Versuch Bad Lauchstädt, ungedüngte Variante (nach Körschens, 2010)

Die direkt pflanzenernährend wirksamen Faktoren (Wasser, Nährstoffe usw.) werden durch die organische Bodensubstanz in ihrer Wirksamkeit erhöht,

insbesondere wenn sie im suboptimalen Versorgungsbereich liegen. Auf hohem Ertragsniveau kann damit eine angemessene Humusversorgung Ertragssteigerungen von 5 bis 10 % über das durch alleinige Mineraldüngung erreichbare Niveau hinaus bewirken (Körschens, 2010). Diese Wirkungen werden vor allem durch stärker humifizierte, abbaustabilere organische Substanzen hervorgerufen, die sich durch höhere Kohlenstoffanteile in der organischen Masse auszeichnen.

Herkunft der Probe	Labor 1	Labor 2	Labor 3	Labor 4	Labor 5	Mittel	Spannweite
Groß Kreuz	0,432	0,364	0,404	0,460	0,400	0,412	0,10
	0,624	0,597	0,610	0,640	0,700	0,634	0,10
Dikopshof	1,391	1,169	1,211	1,310	1,400	1,296	0,23
Bad Lauchstädt	1,756	1,587	1,674	1,630	1,900	1,709	0,31
	2,659	2,562	2,520	2,540	2,800	2,616	0,28
Müncheberg	0,315	0,262	0,366	0,360	0,300	0,321	0,10
Thyrow	0,622	0,754	0,803	0,820	0,800	0,760	0,20
Mittel	1,114	1,042	1,084	1,109	1,186	1,107	0,14

Legende: grün – höchster Messwert
gelb – niedrigster Messwert

Abbildung 6: Ergebnisse der Ringuntersuchung 1999 – C_{org} TS-% – (nach Körschens, 2010)

Für den integrierten Landbau sind die indirekt auf das Pflanzenwachstum wirkenden abbaustabilen Humusanteile besonders wichtig. Eine C_{org}-basierte Humusbilanzierung kann hier deren Reproduktion durch organische Primärsubstanzen besonders gut nachvollziehen.

Organische Primärsubstanzen werden über ihre Nährstoffgehalte aber auch direkt pflanzenernährungswirksam. Die Bedeutung dieser Wirkung wird sehr unterschiedlich gewertet. Im integrierten Landbau dominiert die nach Gabenhöhe und Ausbringungszeitpunkt optimierte Mineraldüngung die Pflanzenernährung. Die Nährstoffe aus den organischen Primärsubstanzen ergänzen die Mineraldüngung

und werden bei Düngungsempfehlungen und Nährstoffvergleichen entsprechend berücksichtigt.

Anders liegt der Fall bei humusdominierter Pflanzenernährung, wie sie vor allem im ökologischen Landbau betrieben wird. Dabei müssen die organischen Primärschubstanzen (einschließlich Leguminosenanbau) – unter Einbeziehung der umsetzbaren organischen Bodensubstanz – vor allem den Stickstoffbedarf der angebauten Kulturpflanzen weitgehend alleine decken. Damit wird die Ertragsfähigkeit des Anbausystems entscheidend beeinflusst.

Dieser deutlich höhere Bedarf des Ökolandbaus an bodenbürtigem bzw. organisch gedüngtem Stickstoff erfordert damit im Vergleich zum integrierten Landbau eine deutlich erhöhte Humusversorgung. Eine Humusbilanzierung auf C_{org} -Basis ist dafür weniger vorteilhaft.

Diese Besonderheiten bei der Humusversorgung sind in angepassten Humusbilanzierungsmethoden zu berücksichtigen, wenn sie den jeweiligen anbausystembedingten Rahmenbedingungen gerecht werden sollen. Humusbilanzierungen sollten daher für den integrierten und den ökologischen Landbau nach unterschiedlichen Gesichtspunkten erfolgen.

3. Entwicklung der Humusbilanzierungsmethodik

Die Entwicklung und Anwendung von Humusbilanzierungsmethoden ist vor allem in Deutschland betrieben worden. Zu diesem Thema gibt es nur wenige ausländische Quellen (zitiert bei Baumann & Schmidt, 1979; Henin, 1957; Kortleven, 1968; Lykov, 1977; Sebilotte, 1973).

Die wichtigsten der in Deutschland entwickelten Humusbilanzierungsmethoden sollen nachfolgend genannt werden:

Der oben beschriebene Gesamtzusammenhang von Zufuhr und Mineralisierung organischer Substanz bei fließgleichgewichtig stabilen Humusmengen im Boden wurde erstmals von **Welte** (1955) wie folgt formuliert:

$$A = km \cdot (H_0 + A)$$

A – erforderliche jährliche Zufuhr an organischer Substanz

H_0 – Humusmenge im Boden

km – Mineralisierungskoeffizient

Welte hat einen fließgleichgewichtigen Humusabbauersatz dargestellt, der als allgemeingültig anzusehen ist. Der Mineralisierungskoeffizient ist dabei abhängig von der Qualität des Bodenumus bzw. der zugeführten organischen Substanz, vom Standort und von der Art der Bodennutzung. Eine Beschreibung und Bewertung dieser Vorgänge leisten derzeit nur Prozesssimulationsmodelle für die C- und N-Dynamik im Boden, die für die jeweiligen Standortbedingungen kalibriert sein müssen und keine direkten Empfehlungen für die Höhe der organischen Düngung auf Praxisschlägen ableiten lassen (Franko, 2009). Somit ist die Humusbilanzierungsmethode nach Welte (1955) in der Praxis kaum anwendbar.

Rauhe & Schönmeier (1966) ist es als Ersten gelungen, ein für die organische Düngung im Ackerbau nutzbares Regelwerk zu entwickeln. Damit wurde von der Universität Leipzig aus die Ära der fachlich begründeten Humusversorgung eröffnet.

Rauhe & Schönmeier (1966) sind von einer weitgehend humusdominierten Pflanzenernährung ausgegangen. Dafür haben sie eine Humusbilanzierungsmethode auf N_{ges} -Basis entwickelt, die deutlich durch die Ansichten von Tjurin (1956) zu Bodenbildungsprozessen und –fruchtbarkeit beeinflusst worden war. Als Maßeinheit für den Humusverbrauch sind Humuseinheiten (1 HE = 50 kg N aus der organischen Bodensubstanz zur 50%-igen N-Bedarfsdeckung von Nutzpflanzen) genannt. Den humuszehrenden Fruchtarten sind ertragsabhängige Bedarfsangaben an HE zugeordnet. Die Bedarfsdeckung wird über Humuseinheiten humusmehrender Fruchtarten bzw. organische Primärsubstanzen in Höhe der Humus-N-Freisetzung im Boden berechnet. Die Humusbilanzierungsmethode wurde von Rauhe, Lehne & Baumann (1968) für die Anwendung im ostdeutschen Feldgemüsebau erweitert.

Die Humusbilanzierungsmethode nach Rauhe & Schönmeier geht von einem direkten Zusammenhang zwischen Humusdynamik (N-Freisetzung) im Boden und Ertrag aus. Die fixe Annahme des humusbürtigen Anteils in Höhe von etwa 50 % der Stickstoffabfuhr von den Ackerflächen vernachlässigt die flexiblen Wechselwirkungen von organischer und mineralischer Düngung, insbesondere im Hinblick auf deren Stickstoffversorgungsanteile bei den Nutzpflanzen. Unterschiede der C:N-Verhältnisse von Böden und organischen Primärsubstanzen bleiben weitgehend unberücksichtigt, spielen aber in der Pflanzenernährung eine große Rolle. Der von

den Autoren angenommene direkte Zusammenhang von Humusbilanzierungsergebnissen und Humusdynamik im Boden kann somit (vor allem im integrierten Landbau) stark gestört sein.

Anfang der 70-er Jahre wurde in Ostdeutschland eine stark mineraldüngerdominierte Pflanzenernährung propagiert (siehe Kundler et al., 1970), was zu erheblichen Differenzen mit der weitgehend humusdominierten Stickstoffernährungsstrategie von Rauhe & Schönmeier führte und die breite Einführung ihrer Humusbilanzierungsmethode in die landwirtschaftliche Praxis unterbunden hat. Erst Mitte der 70-er Jahre reifte auf der Grundlage von Dauerfeldversuchsauswertungen die Erkenntnis, dass auch bei einer mineraldüngerdominierten Pflanzenernährung die organische Bodensubstanz zu nachweislichen Vorteilen für die Pflanzenerträge (Ertragshöhe und -stabilität) und die Bodenfruchtbarkeit führt (Rauhe & Lehne, 1961; Schnieder, 1970).

Dem Erkenntniszuwachs in der ersten Hälfte der 70-er Jahre folgend, entwickelten **Asmus & Herrmann** (1977) eine Humusbilanzierungsmethode auf C_{org} -Basis, die auf eine ertragsoptimale und ressourceneffiziente Kombination von mineralischer und organischer Düngung bei stabilen Bodenumusgehalten abzielte. Dabei wird ein völlig neuer, praxisbezogener Ansatz verfolgt, der durch Auswertung von Ergebnissen aus 30 Dauerfeldversuchen möglich wurde. Aus diesen Versuchen wurden alle Varianten mit hohen Erträgen bei stabilen Humusgehalten ausgewählt. Die hier eingesetzten Mengen an organischen Düngern sichern also die einfache Reproduktion der organischen Bodensubstanz, bezogen auf das Anbauverhältnis (Fruchtfolge) und die Bodenart des Versuchs. Als Bezugsgröße für die Bilanzierung wurde Stallmist-TS (Rottemist) gewählt, da dieser organische Dünger am häufigsten in den Dauerfeldversuchen eingesetzt wurde.

Aus den anbauverhältnisbezogenen Stallmist-TS-Bedarfswerten zur einfachen Reproduktion der organischen Bodensubstanz wurden in einem nächsten Schritt durch Interpolation die Bedarfsfaktoren für einzelne Fruchtarten abgeleitet, wobei die Zufuhr organischer Substanz über Ernte- und Wurzelrückstände mit eingeschlossen wurde. Die einzelnen Interpolationsschritte sind von Asmus & Herrmann (1977) nicht detailliert dargestellt worden. Mit Hilfe der fruchtarten- und bodenartspezifischen Werte wurde dann der Bedarf an reproduktionswirksamer organischer Substanz (ROS) beliebiger Fruchtfolgen und Bodenarten berechnet.

Werden heute andere Ziele für die Ertragshöhe bzw. die Entwicklung der Bodenhumusgehalte gesetzt, oder neue Ziele hinzugefügt (z.B. Stickstoffüberschussbegrenzung), so würden nach der von Asmus & Herrmann gewählten Herangehensweise aus Dauerfeldversuchen möglicherweise andere Varianten mit anderen Mengen an organischen Düngern als „optimal“ ausgewiesen. Damit änderten sich dann auch die Bedarfswerte für die reproduktionswirksame organische Substanz. Das verdeutlicht die Flexibilität dieser Humusbilanzierungsmethode, die sich in Abhängigkeit von den Ergebnissen der verfügbaren Dauerfeldversuche aktuell anpassen lässt (siehe dazu auch MLUV, 2009).

Da sich die oben geschilderte Ableitung des fruchtarten- und bodengruppenspezifischen Bedarfs an Zuführung organischer Primärsubstanzen auf Stallung-TS (Rottemist) bezogen hat, wurde von Asmus & Herrmann (1977) die Deckung dieses Bedarfs auch auf dieselbe Maßeinheit bezogen. Die bei hohen Erträgen und gleichbleibender Menge an organischer Bodensubstanz gedüngte Stallungstrockenmasse wurde als reproduktionswirksame organische Substanz bezeichnet. Sowohl der Bedarf als auch die Bedarfsdeckung beziehen sich bei dieser Humusbilanzierungsmethode direkt auf die angegebenen Stallungstrockenmassenmengen. Die Welte-Formel ist für diese Voraussetzungen als erfüllt anzusehen.

Lediglich bei längerfristig deutlich negativen bzw. positiven veränderten Humussalden wird sich bis zur Einstellung eines neuen Fließgleichgewichts der Gehalte an organischer Bodensubstanz eine allmähliche Zu- bzw. Abnahme der organischen Bodensubstanz ergeben, die bei bindigen Böden stärker ausfällt als bei sandigen Standorten (siehe auch Abbildung 3).

Als organische Primärsubstanzen werden neben Stallung sehr unterschiedliche Materialien genutzt, die sich sowohl hinsichtlich ihrer mikrobiologischen Abbaustabilität als auch hinsichtlich ihrer C:N-Verhältnisse von Stallung deutlich unterscheiden. Die Unterschiede im C:N-Verhältnis der OPS können durch eine zeitweilig über den Stickstoffbedarf der Nutzpflanzen hinausgehende N-Versorgung ausgeglichen werden, was im integrierten Landbau unproblematisch ist und daher in der Humusbilanzierung nach Asmus & Herrmann (1977) keine Berücksichtigung findet. Im ökologischen Landbau ergeben sich hier

wegen der gewünschten N-Versorgung der Nutzpflanzen allein aus organischer Bodensubstanz andere Bewertungen.

Die unterschiedliche Abbaustabilitäten der verschiedenen organischen Primärsubstanzen wurden berücksichtigt, indem sie an der Abbaustabilität von Stalldung normiert worden sind. Dazu wurden sowohl Dauerfeld-, kurzzeitige Feld- als auch Laborversuche genutzt. Ziel der von Asmus & Herrmann entwickelten Abbaustabilitätsnormierungen ist es, für beliebige organische Primärsubstanzen den C_{org} -Anteil auszuweisen, der zu der gleichen temporären Humifizierung im Boden führt, wie das bei bedarfsgerechten Stalldunggaben der Fall ist. Da bis heute diese stalldungnormierte Abbaustabilitätsermittlung nach unterschiedlichen Methoden vorgenommen wird, besteht hier dringender Handlungsbedarf einer Standardisierung.

Um die sehr komplexe Humusbilanzierungsmethode nach Asmus & Herrmann (1977) besser nachvollziehen zu können, sollen die wesentlichen Ableitungsschritte grafisch dargestellt werden (siehe Abbildung 7)

Die Humusbilanzierungsmethode nach Asmus & Herrmann wurde durch Kundler et al. (1977) der ostdeutschen landwirtschaftlichen Praxis zur Anwendung empfohlen und flächendeckend eingeführt. Der Feldgemüsebau wurde dabei pauschal den Hackfrüchten zugeordnet. Die Angaben zur Humusreproduktionsleistung organischer Primärsubstanzen wurden um die industriell hergestellten organischen Düngestoffe geringfügig erweitert.

Körschens (1980) hat die Abhängigkeit der organischen Bodensubstanz von Standortfaktoren sowie von der acker- und pflanzenbaulicher Bodenbewirtschaftung durch die Auswertung von 62 in- und ausländischen Dauerfeldversuchen und von 11.500 Bodenproben aus Praxisschlägen untersucht. Daraus hat er, unter Berücksichtigung der Beziehungen der organischen Bodensubstanz zu Bodeneigenschaften und Ertrag, Bodenfruchtbarkeitskennziffern für den Gehalt des Bodens an organischer Substanz abgeleitet, die eine enge Bindung der inerten (umsatzträgen) organischen Bodensubstanz an die Feinanteile der Böden zeigen. Bei gleichbleibender Bodenbewirtschaftung stellt sich nach frühestens 20 bis 30 Jahre ein „standort- und bewirtschaftungstypischer Humusspiegel“ ein. Bei optimaler organisch-mineralischer Düngung werden im Durchschnitt zwischen 6 bis 10% höhere Erträge (sandige Böden > bessere Böden) realisiert als bei reiner

Mineraldüngung. Das Ergebnis der Arbeiten zur Ableitung von orientierenden Humussollwerten lässt keine Humusbilanzierung zu, trägt aber zur Bewertung der Humusgehalte, insbesondere zum Erkennen von Humusverarmungszuständen bei.

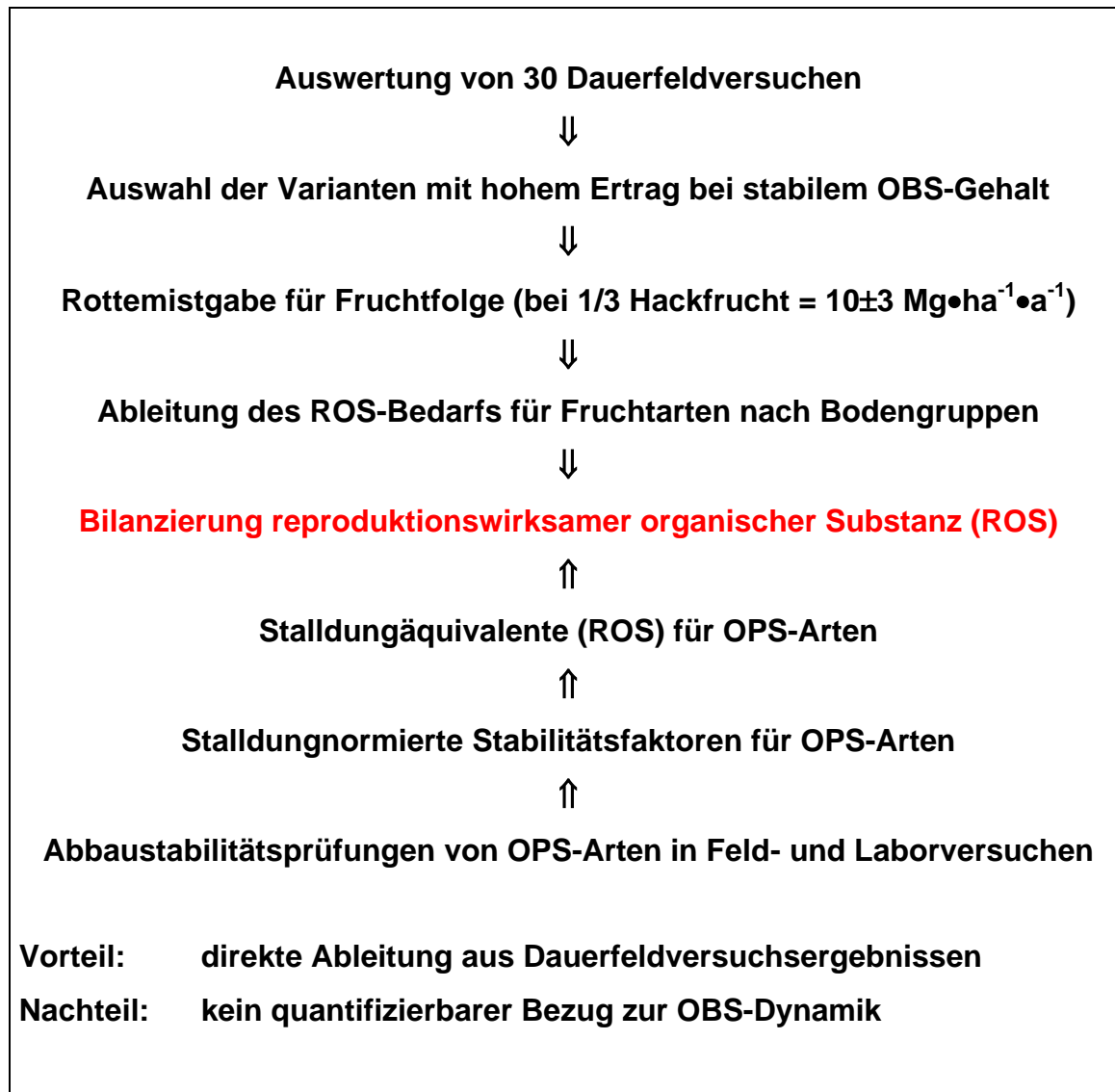


Abbildung 7: Schema der Ableitung der Humusbilanzierungsmethode nach Asmus & Herrmann (1977)

Darüber hinaus konnten durch ergänzende Auswertungen von Dauerfeldversuchen weitere Aussagen für die Humusbilanzierungsmethode vorgelegt werden. Eine Berechnung führt zu einem um 15 % höheren Bedarf der Fruchtarten an die Humusreproduktion. Für wichtige organische Primärsbstanzanzen wurden die Humusreproduktionsleistungen der Humusbilanzierung nach Asmus &

Herrmann (1977) bestätigt, lediglich für Stroh wurde eine Verringerung der anzunehmenden Humusreproduktionsleistung empfohlen.

Die Bodenfruchtbarkeitssollwerte für die organische Bodensubstanz bildeten später die Grundlage für Praxisempfehlungen zur meliorativen Bodenverbesserung durch Anwendung sehr abbaustabiler organischer Primärsubstanzen (Seeschlamm, Niedermoortorf) auf humusverarmten Standorten (Körschens et al., 1984; Körschens et al., 1985)

Kundler et al. (1981) haben die von Asmus & Herrmann (1977) begrifflich eingeführte reproduktionswirksame organische Substanz (ROS) wie folgt definiert: „Einheit für die Bestimmung des Bedarfs der Böden an organischer Substanz für die vergleichbare Wertung der Reproduktionsleistung organischer Dünger; 1 dt ROS = 1 dt organische Stalldungtrockenmasse“. Die fruchtartenspezifischen ROS-Bedarfswerte wurden durch Interpolation den Bodenarten des für die Ableitung von Mineraldüngungsempfehlungen eingeführten „Düngungssystems 79“ angepasst. Statt bisher 4 Bodenartengruppen wurden nun 7 Bodenartengruppen genannt. Die 1977 noch in 8 Bedarfsgruppen zusammengefassten Fruchtarten wurden auf 21 Bedarfsgruppen erweitert. Feldgemüsearten wurden in drei Bedarfsgruppen unterteilt. Für Hackfrüchte mit Beregnung wird ein ROS-Bedarfszusatz von 15% genannt. Auch die Angaben zur Humusreproduktionsleistung wurden von 8 auf 19 organische Dünger ausgedehnt, wobei zugleich die anzunehmende Humusreproduktionsleistungen für Komposte und Torfe deutlich zurückgenommen wurden.

Ergänzend wurden erstmals in Praxisempfehlungen die Orientierungswerte für Mindestgehalte an organischer Bodensubstanz nach Körschens (1980) aufgenommen. Diese dienten nicht der Ableitung von Empfehlungen für die organische Düngung, sondern dem Erkennen von Humusverarmung im Boden, womit in der Regel bodenmeliorative Maßnahmen zur raschen und möglichst nachhaltig wirksamen Anhebung der organischen Bodensubstanz (Herstellung der Kulturfähigkeit) begründet wurden.

Kundler et al. (1981a) haben als Ergänzung zu den oben genannten Praxisempfehlungen ein Einlegeblatt herausgegeben, das wesentliche Korrekturen der fruchtarten- und bodengruppenspezifischen ROS-Bedarfswerte enthält. Als

Grund wurde „die Erschließung aller Reserven zur besseren Versorgung der Böden mit organischer Substanz als wesentliche Voraussetzung für die Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit und Steigerung der Erträge“ aufgeführt. Die ROS-Bedarfswerte wurden für fast alle humuszehrenden Fruchtarten um 30% erhöht. Die Humusreproduktionsleistung mehrjähriger Futterleguminosen (einschließlich Klee gras) wurde auf das Doppelte angehoben. Die Bodenartengruppen wurden auf 6 reduziert, womit eine deutliche Anhebung des ROS-Bedarfs auf Schwarzerdeböden verbunden war. Moorböden wurden nicht mehr aufgeführt und Verwitterungsböden mit extrem hohen ROS-Bedarfswerten aufgenommen. Das Ziel dieser Änderungen wurde mit der „Einleitung der erweiterten Reproduktion der organischen Substanz im Boden“ formuliert. Für den integrierten Landbau in Ostdeutschland wurde damit der Ära von „Höchst ertragskonzeptionen“ Rechnung getragen.

Für diese Änderungen der fruchtarten- und bodenartengruppenspezifischen ROS-Bedarfswerte durch Kundler, Eich, Liste und Rauhe gibt es keine nachvollziehbare wissenschaftliche Ableitung. Es wurde jedoch davon ausgegangen, dass eine weitere Steigerung der Erträge über das aus Dauerfeldversuchen ableitbare hohe Ertragsniveau hinaus (Höchst erträge) nur durch verstärkte organische Düngung erzielbar sei. Eine Verringerung der Ressourceneffizienz der eingesetzten organischen Primärsubstanzen wurde dabei in Kauf genommen.

Kundler et al. (1984, zitiert in Kundler et al., 1989) haben die fruchtarten- und bodenspezifischen ROS-Bedarfsfaktoren zur Einleitung der erweiterten Reproduktion der organischen Substanz wieder auf Moorböden ausgedehnt. Hinsichtlich der Humusreproduktionsleistung wurden Komposte und Torfe wieder deutlich höher bewertet, was auf umfangreichen Abbaustabilitätsversuchen an industriell erzeugten organischen Düngestoffen in Bad Lauchstädt beruhte. Die 1984 als Praxisempfehlungen herausgegeben ROS-Werte wurden bis 1989 (Kundler et al., 1989) nicht mehr geändert.

Asmus (1985) unternahm einen Versuch, eine Humusbilanzierungsmethode auf N-Entzugsbasis zur Ableitung des Stalldungbedarfs zu entwickeln (siehe Abbildung 8). Als Grund für diesen Vorschlag wurden der direkte und variable Bezug zur Ertragshöhe sowie die Berücksichtigung differenzierter Bedingungen beim Umsatz der organischen Bodensubstanz hervorgehoben. Für Stoppelfrüchte wurden

dabei keine N-Entzüge berücksichtigt. Leguminosen mussten in ihrem ROS-Bedarf weiterhin auf C_{org} -Basis abgeleitet werden.

Am Beispiel des umfassend untersuchten und bewertbaren Dauerfeldversuches in Groß Kreutz konnte Asmus alle für eine Berechnung erforderlichen Angaben bereitstellen. Das Ergebnis der N-basierten Berechnung des ROS-Bedarfs am Standort Groß Kreutz lag zwischen dem Ergebnis der Berechnung nach Asmus & Herrmann (1977) zur einfachen Humusreproduktion und dem nach Kundler et al. (1981a) zur erweiterten Humusreproduktion. Der Algorithmus erwies sich damit für den Standort Groß Kreutz als plausibel. Die Bereitstellung der erforderlichen standort- und nutzungstypischen Angaben kann sich jedoch für andere Standorte, die weniger intensiv untersucht worden sind, als schwierig herausstellen. Das schränkt die praktische Anwendbarkeit dieser Humusbilanzierungsmethode stark ein. Die Methode fand keinen Eingang in die ostdeutschen Düngungssysteme.

$$ROS_{BED} = \frac{\left(N_E + \frac{N_A}{2} \right) \cdot N_B \cdot C:N \cdot 1,724}{10000 \cdot HK} - ROS_{EWR}$$

ROS_{BED}	-	<i>Bedarf an ROS [dt•ha⁻¹]</i>
N_E	-	<i>N-Entzug [kg•ha⁻¹•a⁻¹]</i>
N_A	-	<i>N-Auswaschung [kg•ha⁻¹•a⁻¹]</i>
N_B	-	<i>Anteil Boden-N an N-Entzug [%]</i>
$C:N$	-	<i>standorttypisches C:N-Verhältnis im Boden</i>
$1,724$	-	<i>Umrechnungsfaktor C zu OBS</i>
HK	-	<i>Humifizierungskoeffizient</i>
ROS_{EWR}	-	<i>ROS-Zufuhr aus Ernte- und Wurzelrückständen [dt•ha⁻¹]</i>

Abbildung 8: Algorithmus zur Ableitung der ROS-Bedarfs aus Stickstoffentzügen (nach Asmus, 1985)

Eine umfassende Betrachtung zu den Auswirkungen der sehr komplexen und damit auch flexibel auf den Humusreproduktionsbedarf wirksamen Ableitung nach

Asmus (1985) ist unter Punkt 4 im Vergleich zu der C_{org} -basierten Humusbilanzierung auf Basis von Dauerfeldversuchsergebnissen (Asmus & Herrmann, 1977 bis VDLUFA-Standpunkt „Humusbilanzierung“) zusammengestellt.

Ab Mitte der 80-er Jahre wurden in Ostdeutschland intensivere wissenschaftliche Arbeiten zur Prozess-Modellierung der OBS-Dynamik (C + N) in Abhängigkeit von standort- und nutzungsspezifischen Parametern durchgeführt (**Körschens et al.**, 1987). Die Ergebnisse dieser Arbeiten wurden von **Franko** (1989) zusammengefasst und wissenschaftlich ausgewertet. Laufende Validierungen des Modells „CANDY“ an den Ergebnissen von Dauerfeldversuchen führen bis heute zu einer ständigen Verbesserung der Anwendbarkeit.

Das Ziel solcher Prozess-Modellierung der OBS-Dynamik besteht vor allem in der Prognose unter verschiedenen Bedingungen und Annahmen zu erwartender Humusgehalte im Boden. Quantifizierbare Empfehlungen zur Versorgung von Böden mit organischer Substanz (organische Düngung) sind nicht direkt möglich. Humusbilanzierungsmethoden sind somit durch solche Prozess-Modellierungen der OBS-Dynamik derzeit nicht ersetzbar. Bei gezielter Nutzung der Modelle können jedoch Beiträge zur Ableitung von fruchtarten- und bodengruppenspezifischem Humusreproduktionsbedarf sowie von Humusreproduktionsleistung durch unterschiedliche organische Primärsubstanzen geleistet werden.

Für die Humusbilanzierung stand stets die Bewirtschaftung der umsetzbaren organischen Bodensubstanz im Mittelpunkt. **Schulz** (1990) hat aus diesem Grund eine Methode zum Nachweis der heißwasserextrahierbaren Boden- C_{org} -Fraktion entwickelt, mit deren Hilfe dieser Humusanteil direkt nachweisbar wird. Nachgewiesene Erhöhung von C_{hwf} -Gehalten im Boden zeigten qualitative Übereinstimmungen zu den bei der Humusbilanzierung nach Asmus & Herrmann (1977) ermittelten fruchtartenspezifischen Werten des Bedarfs an Humusreproduktionsleistung (geringe C_{hwf} -Gehalte im Boden \Rightarrow hoher Bedarf an Humusreproduktionsleistung). Beim Anbau verschiedener Fruchtarten wurden folgende Abstufungen der C_{hwf} -Gehalten im Boden gefunden:

Rüben, Kart. < Gerste, Mais < Weizen, Ackerbohne < Luzerne < Klee gras, Gras

Nach 1990 entwickelten sich aus den ostdeutschen Humusbilanzierungsmethoden zwei Richtungen: eine für den integrierten Landbau (mineraldüngerdominierte Pflanzenernährung) und eine für den ökologischen Landbau (humusdominierte Stickstoffernährung). Bei beiden Methoden werden die Faktoren für Humusbedarf und -bedarfsdeckung aus ROS-Werten abgeleitet. Die Humusbilanzierung für den integrierten Landbau beruft sich auf Asmus & Herrmann (1977) bis Kundler et al. (1981) also auf die einfache Reproduktion von organischem Kohlenstoff im Boden. Die Humusbilanzierung für den ökologischen Landbau beruft sich auf Kundler et al. (1981a & 1984), also auf die erweiterte Reproduktion von organischem Kohlenstoff im Boden – in Verbindung mit der Übernahme des Begriffs „Humuseinheiten“ nach Rauhe & Schönmeier (1966).

Der Versuch einer neuen Humus-N-basierten, ertragsorientierten Bedarfsableitung erfolgte erst mit Brock, Hoyer, Leithold & Hülsbergen (2008), an deren Ausreifung heute noch gearbeitet wird. Hier geht es vor allem um die Untersetzung der umfangreich notwendigen standort- und nutzungsspezifischen Eingabefaktoren.

Die in Deutschland bis 2004 entwickelten und praktisch zur Humusbilanzierung genutzten Methoden sind nachfolgend in einer grafischen Übersicht zusammengestellt (siehe Abbildung 9).

Aus der Abbildung 9 wird ersichtlich, dass die bisher in der Landwirtschaft genutzten Humusbilanzierungen vorwiegend auf C_{org} -Basis abgeleitet worden sind. Vor allem für den ökologischen Landbau wurden Verbindungen zu N-basierten Ableitungen hergestellt, die jedoch auch schon bei den Bedarfsfaktoren für die Einleitung der erweiterten Reproduktion der organischen Bodensubstanz ihren Niederschlag fanden. Mit Ausnahme von Rauhe & Schönmeier (1966) wurden die zur Humusreproduktion nutzbaren organischen Primärsubstanzen ausnahmslos auf C_{org} -Basis bewertet.

Erst die von Leithold & Hülsbergen (1997) für den ökologischen Landbau adaptierten Humusbilanzierungsmethoden haben wieder auf die Bezeichnung „Humuseinheit“ von Rauhe & Schönmeier (1966) zurückgegriffen. Dabei wurde eine Humuseinheit gleich 55 kg N und 560 kg C_{org} gesetzt, womit die Bedeutung der Stickstoffversorgung der Nutzpflanzen bei der Versorgung der Böden mit organischer Substanz hervorgehoben wird. Die Bedarfswerte und die Versorgungswerte für

Humusreproduktionsleistungen basierten dabei vorwiegend auf den Angaben von Kundler et al. (1981a und 1984).

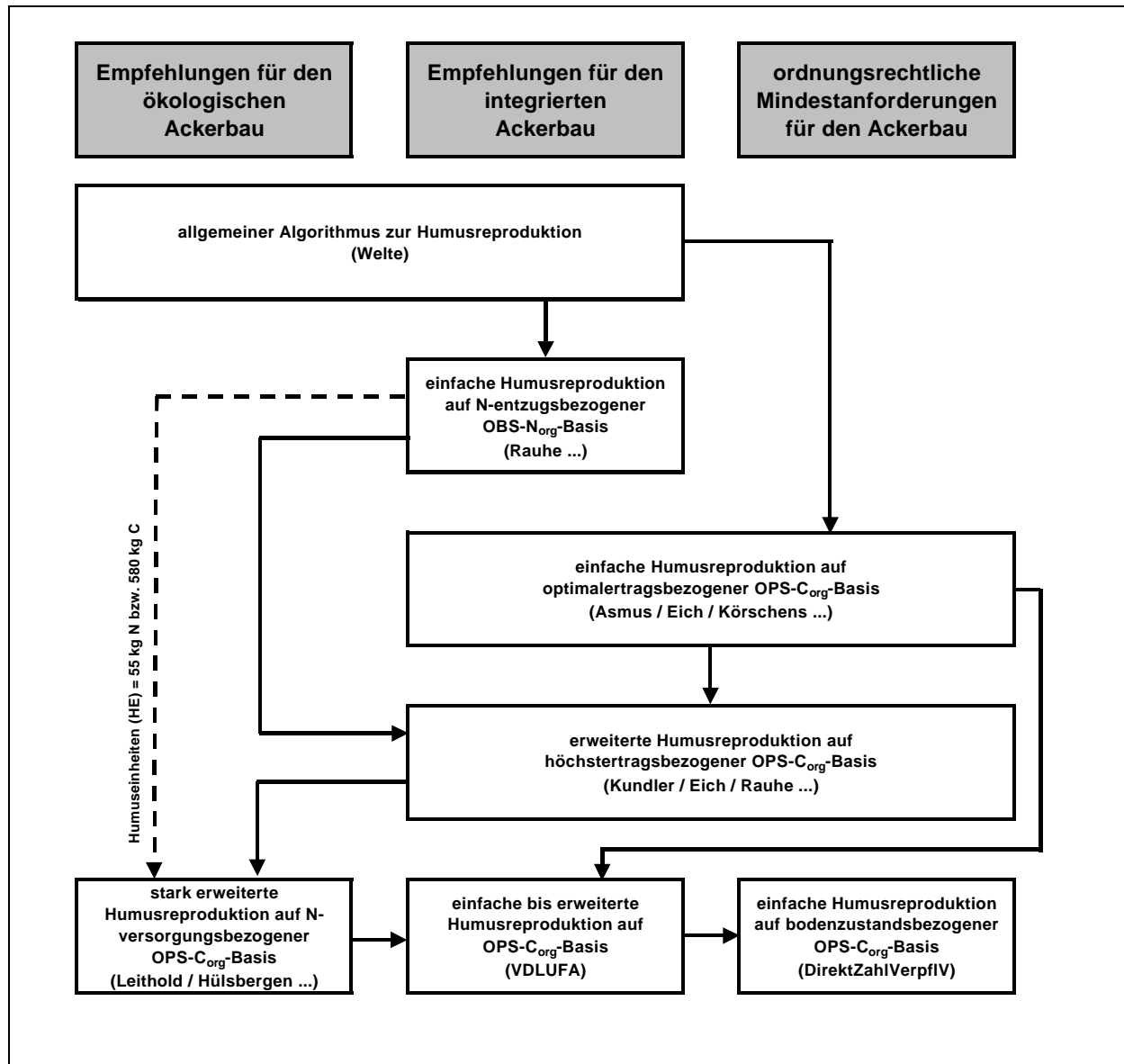


Abbildung 9: Schema der in Deutschland erfolgten praxisrelevanten Ableitungen und Anwendungsorientierungen verschiedener Humusbilanzierungsmethoden

Insgesamt bleibt festzustellen, dass die Grundlagen der Humusbilanzierung hauptsächlich auf der Ableitungsmethodik von Asmus & Herrmann (1977) beruhen. Aus 30 Dauerfeldversuchen mit unterschiedlicher organisch-mineralischer Düngung bei unterschiedlichen Fruchtfolgen wurde die Humusreproduktionsleistung organischer Primärsbstanz (Standard: Stallmist) herausgearbeitet, mit der hohe Erträge bei stabilem Humusspiegel im Boden gewährleistet werden konnten. Diese

Ableitungsmethodik kann nur für den integrierten Ackerbau gelten, da stets auf eine optimale organisch-mineralische Düngung abgehoben wird.

Alle späteren Entwicklungen bauten darauf auf. Die stickstoffzugsbasierte Humusbilanzierungsmethode von Rauhe & Schönmeier (1966) wurde lediglich anteilig zur Begründung einiger Faktoren bei der Einleitung der erweiterten Reproduktion der organischen Bodensubstanz (Kundler et al., 1981a) hinzugezogen.

Nach Vorlage des VDLUFA-Standpunktes „Humusbilanzierung“ (Körschens et al., 2004) und der Aufnahme von Mindest-Bewertungsvorgaben für die Humusversorgung in die Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung (ab Stand 2004) wurden in den Bundesländern Sachsen und Bayern eigenständige Bewertungsvorgaben für die Humusversorgung von Ackerflächen veröffentlicht (Wendland, et al., 2007; Kolbe, 2008). Die methodische Herangehensweise an die Bewertung der Humusversorgung und die Ableitung von Empfehlungen zur organischen Düngung entsprechen hierbei nicht bzw. nur eingeschränkt denen des VDLUFA-Standpunktes (Körschens et al., 2004).

Nach Wendland, et al. (2007) steht die Bewertung der Humusversorgung an Grenzwerten von C_{org} -Gehalten im Boden im Mittelpunkt, ohne daraus Empfehlungen für die Anwendung organischer Dünger abzuleiten. Eine Humusbilanzierung wird nur ergänzend und nur mit den „oberen“ Bedarfswerten nach VDLUFA-Standpunkt empfohlen. Bei Kolbe (2008) erfolgt die Ableitung des fruchtartenspezifischen Bedarfs an organischen Primärsubstanzen nach der Mineralisierungsaktivität der jeweiligen Böden, nicht nach der ertragsoptimalen und ressourceneffizienten organischen Düngung, wie bei Asmus & Herrmann (1977).

Um die Breite der in Ostdeutschland in den 1960-er bis 1980-er Jahre geleisteten Forschungen zur Erarbeitung der Humusbilanzierung zu verdeutlichen, sollen hier die maßgeblich daran beteiligten Einrichtungen genannt werden:

Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR.

- Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit Müncheberg
- Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit Müncheberg, Bereich Bad Lauchstädt
- Institut für Düngungsforschung Leipzig Potsdam, Bereich Potsdam
- Institut für Düngungsforschung Leipzig Potsdam, Bereich Leipzig
- Institut für Gemüseproduktion Großbeeren

- Institut für Obstproduktion Dresden-Pillnitz, Außenstelle Marquardt
- Institut für Pflanzenernährung Jena

Universitätsinstitute

- Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg, Sektion Pflanzenproduktion
- Humboldt-Universität zu Berlin, Sektion Pflanzenproduktion
- Humboldt-Universität zu Berlin, Sektion Gartenbau
- Wilhelm-Pieck-Universität Rostock, Sektion Meliorationswesen und Pflanzenproduktion

Für die Ableitung des Einflusses unterschiedlicher Fruchtarten bzw. Fruchtfolgen auf den C_{org} -Gehalt des Bodens (Bedarfsfaktoren der ROS-Humusbilanzierungs-methode) wurden nach Körschens (2010) u.a. 24 Dauerfeldversuche folgender Standorte ausgewertet:

Versuche in Deutschland

- Bad Lauchstädt (Betonringversuch und Nebenserie des Stat. Versuches)
- Bernburg
- Dewitz
- Groß Kreuz
- Halle
- Noitzsch
- Seehausen
- Thyrow
- Puch
- Weende

Ausländische Versuche

- Alberta (Kanada)
- Groningen (Niederlande)
- Moskau (Russland)
- Reckenholz (Schweiz)
- Rothamsted (Großbritannien)

- Skiernewice (Polen)
- Woburn (Großbritannien)

Es wurden Bodenproben aus allen Versuchen (115 Proben insgesamt) entnommen und je 50 bodenphysikalische, -chemische und –biologische Prüfmerkmale bestimmt.

Weiterhin wurden Feld-, Modell- und Gefäßversuche angelegt. Die Gefäßversuchsstation in Bad Lauchstädt mit etwa 1000 Gefäßen wurde nahezu ausschließlich für diese Aufgaben eingesetzt.

Die bodenchemischen Untersuchungen betrafen neben dem Standardprogramm (C_{org} , N_t , N_{min}) die Bestimmung der potentiell mineralisierbaren N-Menge, die C-Mineralisierungsleistung unterschiedlicher Böden im Inkubationsversuch sowie die Separierung unterschiedlich stabiler/stabilisierter OBS-Pools (heißwasserextrahierbare Fraktion, Korngrößen- und Dichtefraktionen) und deren C- und N-Gehalte.

Die bodenphysikalischen Arbeiten betrafen vorrangig: Trockensubstanzdichte, Trockenrohdichte, Wasserkapazität, Hygroskopizität und Sorptionskapazität. Etwa 3000 Wurzelproben wurden entnommen zur Bestimmung von Wurzelmasse, -qualität und -tiefe und zur Aufklärung des Mineralisierungsverhaltens von Wurzeln und Ernterückständen genutzt. C, N, OS, heißwasserlöslicher C und N, Lignin, Zellulose, Hemizellulose, Rohfett, wasserlösliche Kohlenhydrate sowie Umsetzungsverlauf wurden in Inkubationsversuchen bestimmt.

Baumann (1979) hat zur Anpassung der Humusbilanzierungsmethode (Kundler et al., 1977) an den Feldgemüsebau folgende zusammenfassende Ausführungen veröffentlicht: Es wurden 10 in Großbeeren zur organischen Düngung durchgeführte Feldversuche unterschiedlicher Laufzeit in bewässerten Gemüsefruchtfolgen bei voller Mineraldüngung ausgewertet. Durch die Zufuhr organischer Substanz in 50 Prüfgliedern ergab sich im Vergleich zu „ohne organische Düngung“ eine durchschnittliche Ertragssteigerung von marktfähiger Ware an Gemüse von 11,2 % bzw. ein in Getreideeinheiten (GE) ausgedrückter Ertragszuwachs von jährlich 8,05 dt GE/ha. Die Beeinflussung des organischen Gehaltes des Bodens durch Zufuhr verschiedener organischer Dünger war sehr unterschiedlich, ohne dass dabei direkte Beziehungen zu den Erträgen nachgewiesen werden konnten.

Nach Körschens (2010) würde die Finanzierung der in der ostdeutschen Forschung zur Humusversorgung der Böden geleisteten wissenschaftlichen Arbeiten heute einen Kostenaufwand bis zu 10.000.000 € verlangen. In der Anlage 1 sind als Beispiele die wichtigsten Arbeiten aus dem Bereich des Forschungszentrums für Bodenfruchtbarkeit Müncheberg aufgeführt. Diese Arbeiten stehen zur Einsichtnahme zur Verfügung und werden derzeit unter www.humusnetzwerk.de der Öffentlichkeit zur Einsichtnahme eingestellt.

Die in Ostdeutschland langjährig praktizierte Humusbilanzierungsmethode dient letztendlich der Abschätzung des ertragsoptimalen und ressourceneffizienten Bedarfs an organischer Düngung. Eine erste Validierung dieser Bedarfsfunktion der Humusbilanzierungsmethode (entwickelt von Asmus & Herrmann, 1977) hat Beuke (2006) vorgenommen. In der Abbildung 10 sind die Ergebnisse dargestellt.

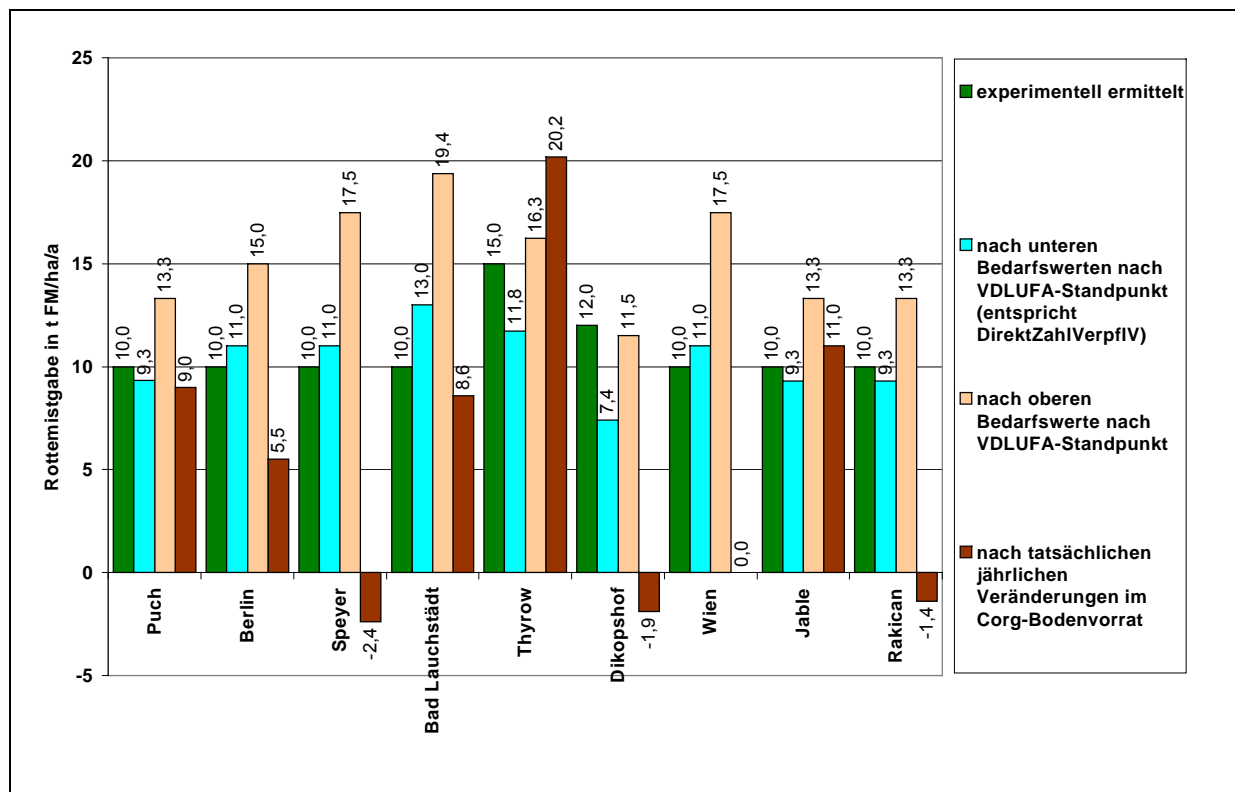


Abbildung 10: Vergleich der experimentellen und humusbilanzierten Bedarfsableitung an optimalen Rottemistgaben aus Dauerfeldversuchen (nach Beuke, 2006)

Im Durchschnitt der ausgewerteten Dauerfeldversuche wurden dabei folgende Ergebnisse für die optimale organische Düngung (in t Rottemist-FM je ha und Jahr) abgeleitet (siehe Tabelle 1). Hier wird erkennbar, dass die unteren Bedarfswerte an Humusreproduktionsleistung nach VDLUFA-Standpunkt „Humusbilanzierung“, aus

denen die Bedarfswerte der Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung abgeleitet sind, den experimentell ermittelten ertragsoptimalen und ressourceneffizienten Rottemistgaben am ehesten entsprechen. Die oberen Bedarfswerte nach VDLUFA-Standpunkt führen zu Empfehlungen einer erhöhten organische Düngung mit allen daraus möglichen positiven oder auch negativen Folgen.

Tabelle 1: Vergleich der experimentellen und humusbilanzierten Bedarfsableitung von optimalen Rottemistgaben aus 10 Dauerfeldversuchen (nach Beuke, 2006)

Bedarfswernermittlung	Mittelwert	Spannbreite der Einzelwerte
experimentell (praktisch nachgewiesen)	10,8	5,0 (10,0 bis 15,0)
nach unteren Bedarfswerten im VDLUFA-Standpunkt (entspricht DirektZahlVerpflV)	10,4	4,4 (7,4 bis 11,8)
nach oberen Bedarfswerten im VDLUFA-Standpunkt	15,2	7,9 (11,5 bis 19,4)
nach tatsächlichen Veränderungen im C _{org} -Bodenvorrat	6,1	22,6 (-2,4 bis 20,2)

Eine Bedarfsermittlung nach tatsächlichen Veränderungen im Bodenhumusvorrat führt nach Beuke (2006) zu keinen befriedigenden Empfehlungen für die Höhe der organischen Düngung. Das betrifft sowohl den Mittelwert als auch die erheblichen Spannbreiten der Einzelempfehlungen für die organische Düngung. Als eine der möglichen Ursachen können Veränderungen im Bodenhumusvorrat gesehen werden, die nicht der organischen Düngung, sondern anderen Einflussfaktoren zugeordnet werden müssen (z.B. stetige Abnahme der Humusgehalte in Thyrow bei allen Düngungsvarianten).

Der in den letzten Jahren geführte Disput zu Fragen der Humusbilanzierung hat sich weniger um die Form der Ableitung, als um die Höhe der empfohlenen organischen Düngung und die Gewährleistung der damit verbundenen Stickstoffversorgung von Nutzpflanzen gedreht, also um Fragen der bei hohem Viehbesatz je Flächeneinheit praktizierten Wirtschaftsdüngeranwendung sowie um Fragen der speziellen Anforderungen des ökologischen Ackerbaus. Eine Humusbilanzmethode für den integrierten Ackerbau kann dazu keine Lösungen anbieten.

Insgesamt wurden in 22 Dauerfeldversuchen (Körschens et al., 2004; Beuke, 2006; Körschens, 2008) der experimentell ermittelte Bedarfswert an organischer Primärschubstanz mit den Ergebnissen einer Ermittlung des Bedarfswertes mit der Humusbilanzierungsmethode verglichen. Im Ergebnis lagen die Aussagen der Bilanz nach DirektZahlVerpflV etwas über den experimentell ermittelten Bedarfswerten. Nur in je einem Fall wurde von der Bilanz ein nennenswert höherer bzw. geringerer Bedarf experimentell ausgewiesen.

4. Betrachtungen zur stickstoffbasierten Ableitung von Bedarfswerten für Humusreproduktionsleistungen

Auf die Möglichkeiten und Grenzen der N-basierten Ableitung für fruchtartenspezifische Humusreproduktionsbedarfswerte hat Asmus (1985) hingewiesen. Seine für den Standort Groß Kreuz abgeleiteten Bedarfswerte lagen leicht über denen aus der C_{org} -basierten Bedarfswertableitung, verlangten jedoch einen sehr hohen Kenntnisstand zu standort- und nutzungsspezifischen Eingabedaten. Bei ähnlicher Aussagekraft erhöhte sich der Bedarf an Eingabeinformationen beträchtlich. Das kann die praktische Anwendbarkeit N-basierter Ableitung für fruchtartenspezifische Humusreproduktionsbedarfswerte einschränken. Aus dieser Sicht kann die Beibehaltung der C_{org} -basierten Ableitung für fruchtartenspezifische Humusreproduktionsbedarfswerte nach Asmus & Herrmann (1977) empfohlen werden. Präzisierungen fruchtartenspezifischer Humusreproduktionsbedarfswerte und von Humusreproduktionsleistungen der organischen Primärschubstanz sollten auf dieser Basis erfolgen.

Am Beispiel der Humusbilanzierungsmethoden von Asmus & Herrmann (1977), nach VDLUFA-Standpunkt (Körschens et al. 2004) und der von Asmus (1985) sollen die Unterschiede und die Vergleichbarkeiten der Methoden aufgezeigt

werden. Die beiden C_{org} -basierten Humusbilanzierungsmethoden (Asmus & Herrmann, 1977; VDLUFA, 2004) unterliegen geringen variablen Einflüssen (Bodenarten bzw. obere und untere Bedarfswerte) und sind daher relativ einfach zu berechnen. Bei der Berechnung nach Asmus & Herrmann (1977) wurden die für Schwarzerdeböden sehr niedrigen Bedarfswerte nicht mit einbezogen, da diese in den späteren Methodenvorgaben entfallen sind.

Für die Humusbilanzierungsmethode nach Asmus (1985) wurden für die nachfolgenden Betrachtungen ausgewählter Fruchtarten beispielhaft folgende Variationsstufen (bei Berechnung der N-Abfuhr mit Nebenprodukt und der Humusreproduktionsleistung der EWR ohne Nebenprodukt) ausgewählt:

Erträge:	Zuckerrüben	300 – 550 – 800 dt/ha
	bei Blattabfuhr	138 – 253 – 368 kg N/ha
	Kartoffeln	150 – 375 – 600 dt/ha
	bei Krautabfuhr	59 – 146 – 234 kg N/ha
	Silomais (Ganzpflanze)	300 – 550 – 800 dt/ha
		114 – 209 – 304 kg N/ha
	Winterweizen	40 – 70 – 100 dt/ha
	bei Strohabfuhr	100 – 176 – 251 kg N/ha
	Winterroggen	30 – 60 – 90 dt/ha
	bei Strohabfuhr	63 – 126 – 189 kg N/ha
Ernte- und Wurzel- Rückstände	Zuckerrüben	10 – 15 – 20 dt TS/ha
	bei Blattabfuhr	11 – 19 – 26 dt ROS/ha
	Kartoffeln	10 – 17,5 – 25 dt TS/ha
	bei Krautabfuhr	9 – 21 – 33 dt ROS/ha
	Silomais (Ganzpflanze)	20 – 30 – 40 dt TS/ha
		13 – 25 – 37 dt ROS/ha
	Winterweizen	10 – 15 – 20 dt TS/ha
	bei Strohabfuhr	18 – 29 – 40 dt ROS/ha
	Winterroggen	10 – 15 – 20 dt TS/ha
	bei Strohabfuhr	10 – 19 – 27 dt ROS/ha

Bodenfaktoren:	Humus-N-Aufnahme	30 – 40 – 50 % der N-Abfuhr
	Standortspezifischer	
	Humifizierungskoeffizient	
	von Stalldung	0,30 – 0,35 – 0,40
	Boden-C:N-Verhältnis	9,5 – 10,5 – 11,5
	N-Auswaschung (Verlust)	20 – 40 – 60 kg/ha

Die Angaben zu den Ertragsspannen und den zugehörigen Ernte- und Wurzelrückständen (einschließlich der jeweiligen Humusreproduktionsleistung) wurden in Anlehnung an Körschens et al. (1987) gewählt. Die Ernte- und Wurzelrückstände der Fruchtarten sind den jeweiligen Tabellenpositionen der Erträge zugeordnet, also nicht frei variierbar.. Die Stickstoffgehalte in den Haupt- und Nebenprodukten sind der Düngemittelverordnung entnommen, wobei eine Abfuhr der Nebenprodukte angenommen worden ist. Die Bodenfaktoren wurden in relativ engen Grenzen variiert. Bei der N-Auswaschung wurden die gesamten Überschüsse (Verluste) berücksichtigt, wie sie sich aus dem Nährstoffvergleich nach Düngeverordnung ableiten lassen.

Für die einzelnen Fruchtarten werden die Bedarfswerte der Humusreproduktionsleistung nach Asmus (1985) entsprechend den Gesamtspannbreiten der Erträge (bei Annahme mittlerer Verhältnisse aller anderen Einflussfaktoren) sowie aus der Gesamtspannbreite aller 5 variablen Einflussfaktoren (Ertrag sowie zugehörige Ernte- und Wurzelrückstände der jeweiligen Fruchtart und Bodenfaktoren) abgeleitet. Rechnerisch auftretende humusmehrende Wirkungen der betrachteten Fruchtarten wurden in den Abbildungen nicht berücksichtigt.

Es werden je Fruchtart zwei Abbildungen gezeigt. Die erste Abbildung vergleicht die absoluten Gesamtspannen der Bedarfswerte an Humusreproduktionsleistung der drei Humusbilanzierungsmethoden: Asmus & Herrmann (1977), Asmus (1985) sowie VDLUFA (Körschens et al. 2004). In der zweiten Abbildung sind für die Methode Asmus (1985) die Anteile der jeweils 5 variablen Einflussfaktoren (Ernte- und Wurzelrückstände sind dabei den Erträgen fix zugeordnet) an der Gesamtspannbreite der Bedarfswerte enthalten.

Zuckerrüben

In der Abbildung 11 ist erkennbar, dass bei Variation aller 5 Einflussfaktoren auf den Stickstoffentzug beim Zuckerrübenanbau die Bedarfswerte für die

Humusreproduktionsleistung nach Asmus (1985) extrem unterschiedlich ausfallen können. Schon bei alleiniger Variation des Ertrages werden größere Spannbreiten der Bedarfswerte für Humusreproduktionsleistung ausgewiesen, als im VDLUFA-Standpunkt mit den unteren und oberen Werten ausgewiesen sind.

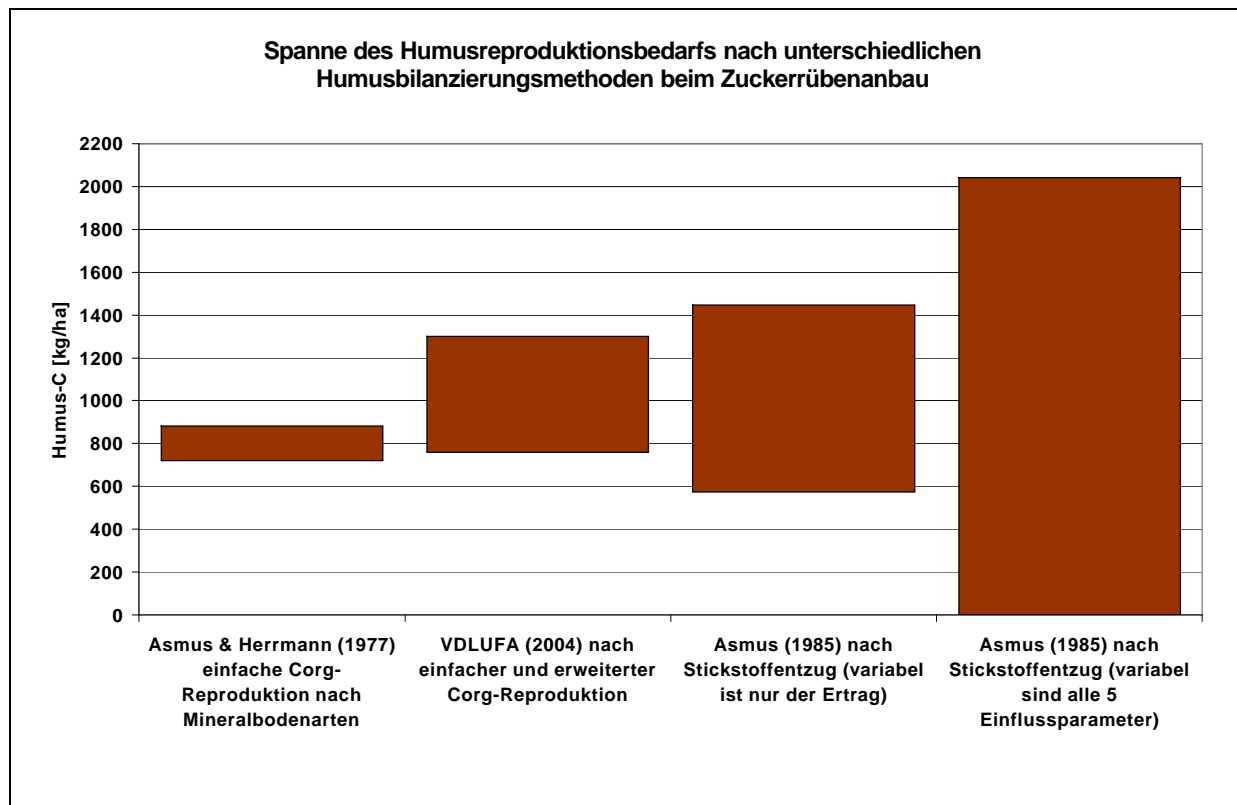


Abbildung 11: Spannbreite der Bedarfswerte für Humusreproduktionsleistung beim Zuckerrübenanbau ermittelt nach unterschiedlichen Humusbilanzierungsmethoden

Asmus & Herrmann (1977) sind ursprünglich im Durchschnitt für alle Hackfrüchte auf geringe Bedarfswerte für die einfache Reproduktion der organischen Bodensubstanz gekommen. Die anschließende Hinzufügung von speziellen Bedarfswerten für die erweiterte Reproduktion der organischen Bodensubstanz beim Zuckerrübenanbau hat zu höheren Angaben geführt, die dann im VDLUFA-Standpunkt übernommen worden sind. Die Bedarfswerte nach VDLUFA (Körschens et al. 2004) liegen im mittleren Bereich der nach Asmus (1985) berechneten Werte.

Die Anteile aller 5 Einflussfaktoren auf die große Spannbreite der aus den Stickstoffentzügen abgeleiteten Bedarfswerte für Humusreproduktionsleistung beim Zuckerrübenanbau ist der Abbildung 12 zu entnehmen. Den größten Anteil an der Spannbreite der Bedarfswerte für die Humusreproduktionsleistung haben der Ertrag

und die anteilige Stickstoffaufnahme aus dem Humuspool im Boden. Je höher die Erträge (mehr Stickstoffabfuhr) und die anteilige Stickstoffversorgung aus der organischen Bodensubstanz ausfallen, umso mehr steigen die Bedarfswerte an Humusreproduktionsleistung an.

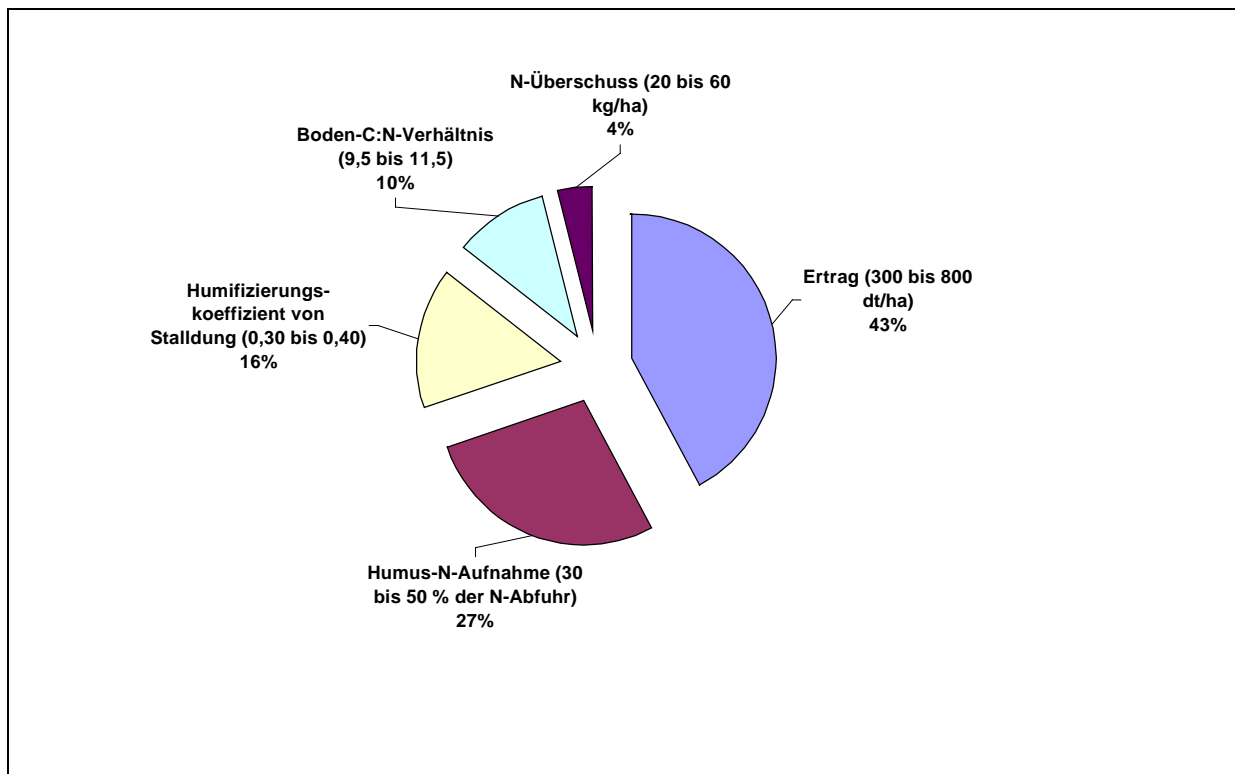


Abbildung 12: Wirkung der Einflussparameter auf die Gesamtspannbreite der Bedarfswerte für Humusreproduktionsleistung nach Stickstoffentzügen beim Zuckerrübenanbau (nach Asmus, 1985)

Deutlich geringere Auswirkungen auf den Bedarf an Humusreproduktionsleistung haben nach Asmus (1985) der standortabhängige Stallunghumifizierungskoeffizient und das C:N-Verhältnis im Boden. Geringere Humifizierung und weitere C:N-Verhältnisse bewirken einen leichten Anstieg der Bedarfswerte für Humusreproduktionsleistung beim Zuckerrübenanbau. Stickstoffüberschüsse (Verluste) können wegen geringfügiger Auswirkungen wohl vernachlässigt werden.

Kartoffeln

In den nachfolgenden Abbildungen 13 und 14 sind die gleichen Zusammenhänge dargestellt wie vorab für Zuckerrüben.

Der Abbildung 13 ist zu entnehmen, dass beim Kartoffelanbau zwischen den aus dem Stickstoffentzug abgeleiteten Bedarfswerte für Humusreproduktionsleistung und den aus Dauerfeldversuchen abgeleiteten Werten nach Asmus & Herrmann (1977) und VDLUFA (Körschens et al. 2004) größere Abweichungen bestehen. Die höheren Bedarfswerte der C_{org} -basierten Humusbilanzierungsableitungen deuten darauf hin, dass bei diesem Verfahren der höhere Humusabbau infolge der intensiven Bodenbearbeitung berücksichtigt wird. Für den Kartoffelanbau scheint daher eine Ableitung des Bedarfs an Humusreproduktionsleistung aus den Stickstoffentzügen wenig geeignet.

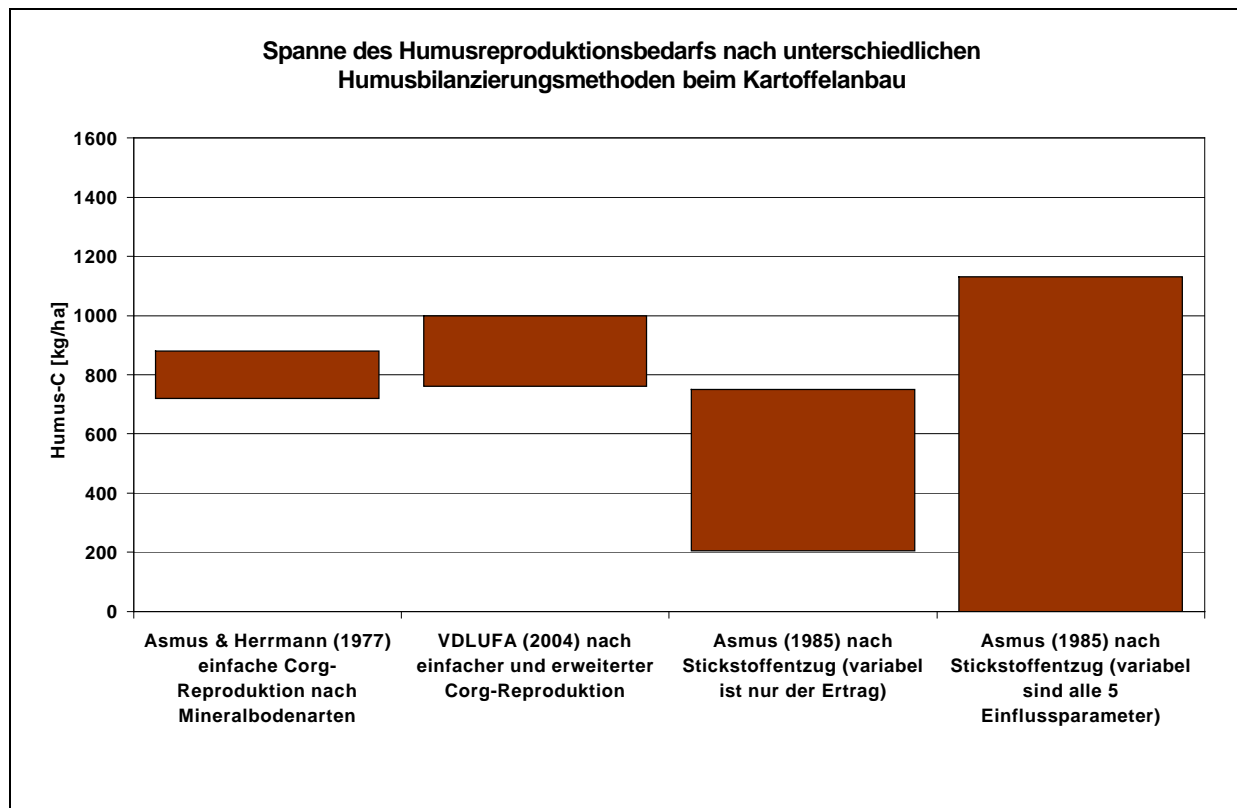


Abbildung 13: Spannweite der Bedarfswerte für Humusreproduktionsleistung beim Kartoffelanbau ermittelt nach unterschiedlichen Humusbilanzierungsmethoden

Die Abbildung 14 zeigt für den Kartoffelanbau ähnliche Auswirkungen der nach Asmus (1985) wirksamen Einflussfaktoren bei der stickstoffentzugsbezogenen Ableitung von Bedarfswerten an Humusreproduktionsleistung wie beim Zuckerrübenanbau.

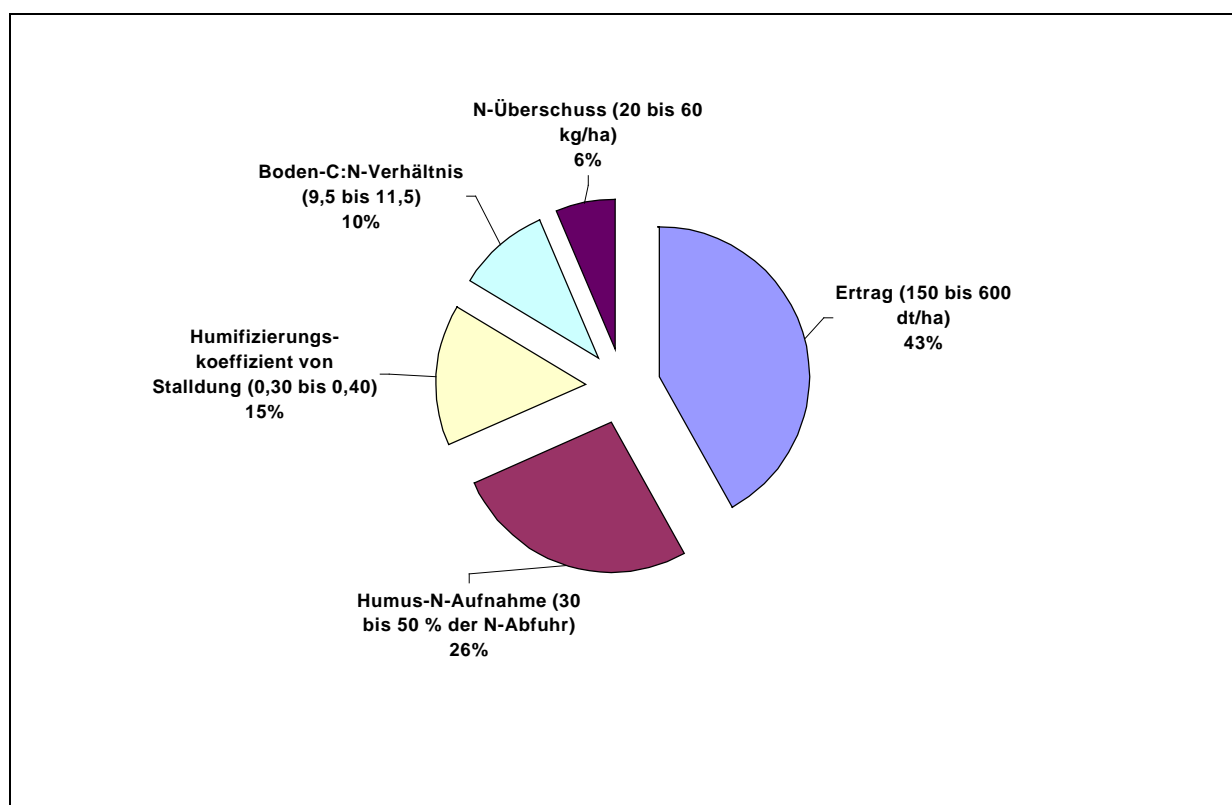


Abbildung 14: Wirkung der Einflussparameter auf die Gesamtspannbreite der Bedarfswerte für Humusreproduktionsleistung nach Stickstoffentzügen beim Kartoffelanbau (nach Asmus, 1985)

Silomais

Beim Silomaisanbau liegen die Ergebnisse der drei Humusbilanzierungsmethoden zwischen denen beim Zuckerrüben- und beim Kartoffelanbau (siehe Abbildung 15). Auch hier ergibt sich bei möglicher Variation aller 5 stickstoffentzugsbeeinflussenden Eingabefaktoren nach Asmus (1985) ein enorme Spannweite der Bedarfswerte für die Humusreproduktionsleistung. Die alleinige Ableitung der Bedarfswerte für Humusreproduktionsleistung aus den Ertragsvariationen führt wegen der hohen Ernte- und Wurzelrückstände und deren hoher Abbaustabilität (nach Körschens et al., 1987) teilweise zu etwas geringeren Werten als nach Asmus & Herrmann (1977) und nach VDLUFA-Standpunkt (2004). Das deutet auf ursprünglich berücksichtigte Wirkungen von Bodenpflegearbeitsgängen hin, deren Notwendigkeit heute zu überprüfen wäre.

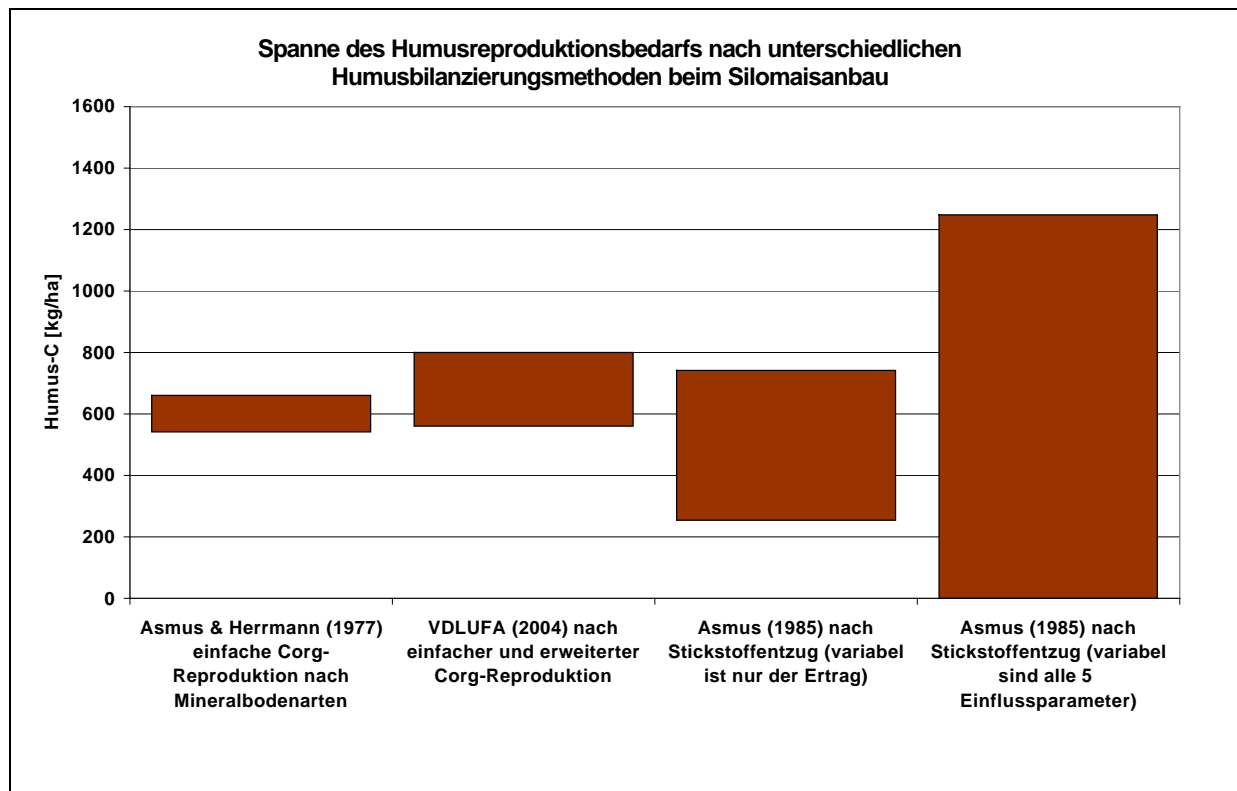


Abbildung 15: Spannweite der Bedarfswerte für Humusreproduktionsleistung beim Silomaisanbau ermittelt nach unterschiedlichen Humusbilanzierungsmethoden

Im Gegensatz zu den Angaben für den Zuckerrübenanbau hat jedoch beim Silomaisanbau die anteilige Stickstoffaufnahme aus der organischen Bodensubstanz einen größeren Einfluss auf die Spannweite der Bedarfswerte an Humusreproduktionsleistung (siehe Abbildung 16). Der Einfluss der Ertragsvariation fällt dementsprechend geringer aus. Das deutet auf ein größeres Stickstoffaufnahmevermögen von Silomais aus dem Bodenhumuspool hin. Das kann auch in Verbindung mit den höheren Mengen an Wurzelmasse gesehen werden.

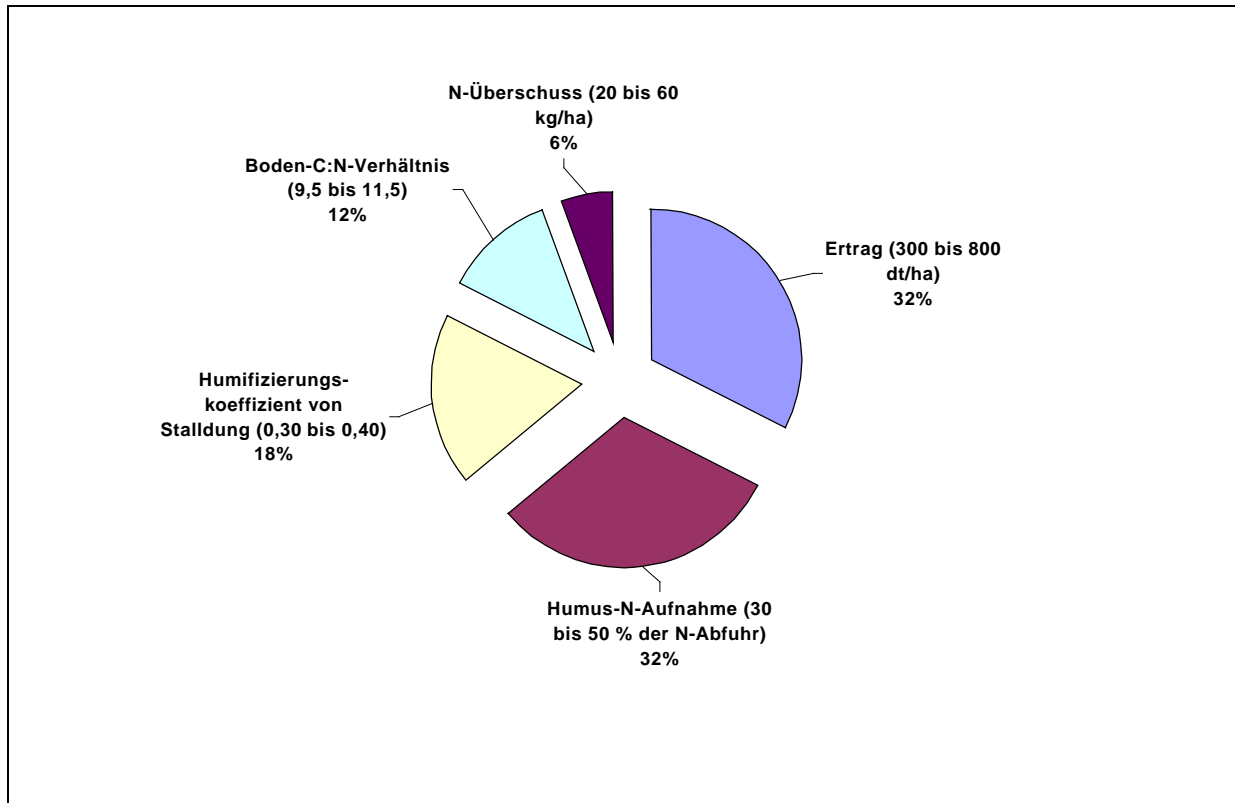


Abbildung 16: Wirkung der Einflussparameter auf die Gesamtspannbreite der Bedarfswerte für Humusreproduktionsleistung nach Stickstoffentzügen beim Silomaisanbau (nach Asmus, 1985)

Winterweizen

In den Abbildungen 17 und 18 sind die gleichen Zusammenhänge wie für die vorgenannten Fruchtarten, für den Anbau von Winterweizen zusammengestellt.

Beim Weizenanbau ergibt sich bei den stickstoffentzugsabhängigen Ableitungen an Humusreproduktionsleistung nach Asmus (1985), bei wiederum großer Spannbreite der Bedarfswerte, ein deutlich höherer Bedarf zur Reproduktion der organischen Bodensubstanz als bei den C_{org} -basierten Ableitungen nach Asmus & Herrmann (1977) und nach VDLUFA-Standpunkt (Körschens et al. 2004). Die nach Düngeverordnung beträchtlichen N-Gehalte in den Haupt- und Nebenprodukten haben diese Bewertung verursacht. Der reale Bedarf an Humusreproduktionsleistung (aus Dauerfeldversuchen abgeleitet) wird also mit dem Stickstoffentzug überbewertet. Das spricht einerseits für einen höheren Stickstoffbedarf neuer Weizensorten, andererseits für ein besonders gutes Stickstoffaufnahmevermögen von Winterweizen aus Mineraldüngerquellen.

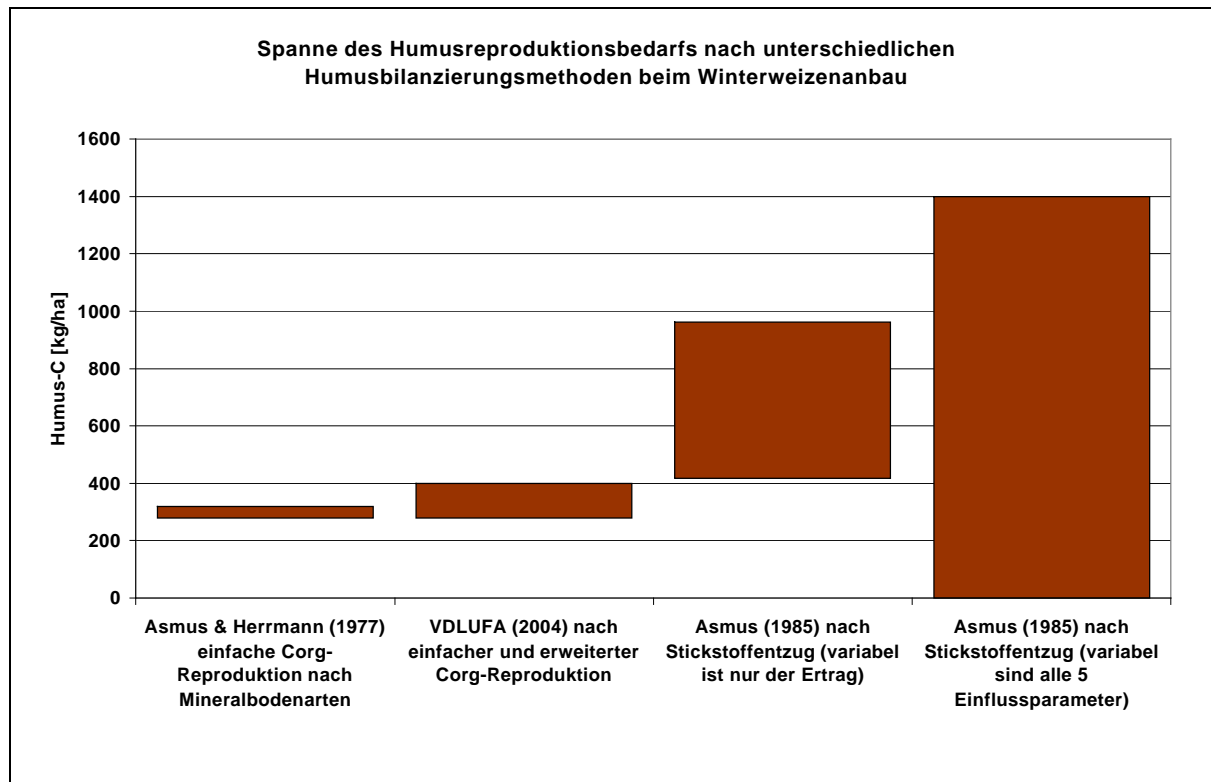


Abbildung 17: Spannweite der Bedarfswerte für Humusreproduktionsleistung beim Winterweizenanbau ermittelt nach unterschiedlichen Humusbilanzierungsmethoden

Bezogen auf die Spannweite der stickstoffzugsabhängigen Ableitungen bei Variation aller 5 Einflussfaktoren liegen die C_{org} -basierten Ableitungen im unteren Drittel der Bedarfswerte für Humusreproduktionsleistungen. Die stickstoffzugsabhängigen Ableitungen des Humusreproduktionsbedarfs sind für Winterweizen wenig geeignet.

Der Einfluss der Ertragsunterschiede an der Spannweite der stickstoffzugsabgeleiteten Bedarfswerte für Humusreproduktionsleistung beim Winterweizenanbau liegt etwa zwischen den Hackfrüchten (Kartoffeln, Zuckerrüben) und dem Silomais (siehe Abbildung 17). Das deutet wiederum auf mögliche Zusammenhänge mit der Wurzelmassebildung hin, die bei Winterweizen geringer ausfällt als bei Silomais, aber über der von Hackfrüchten liegt.

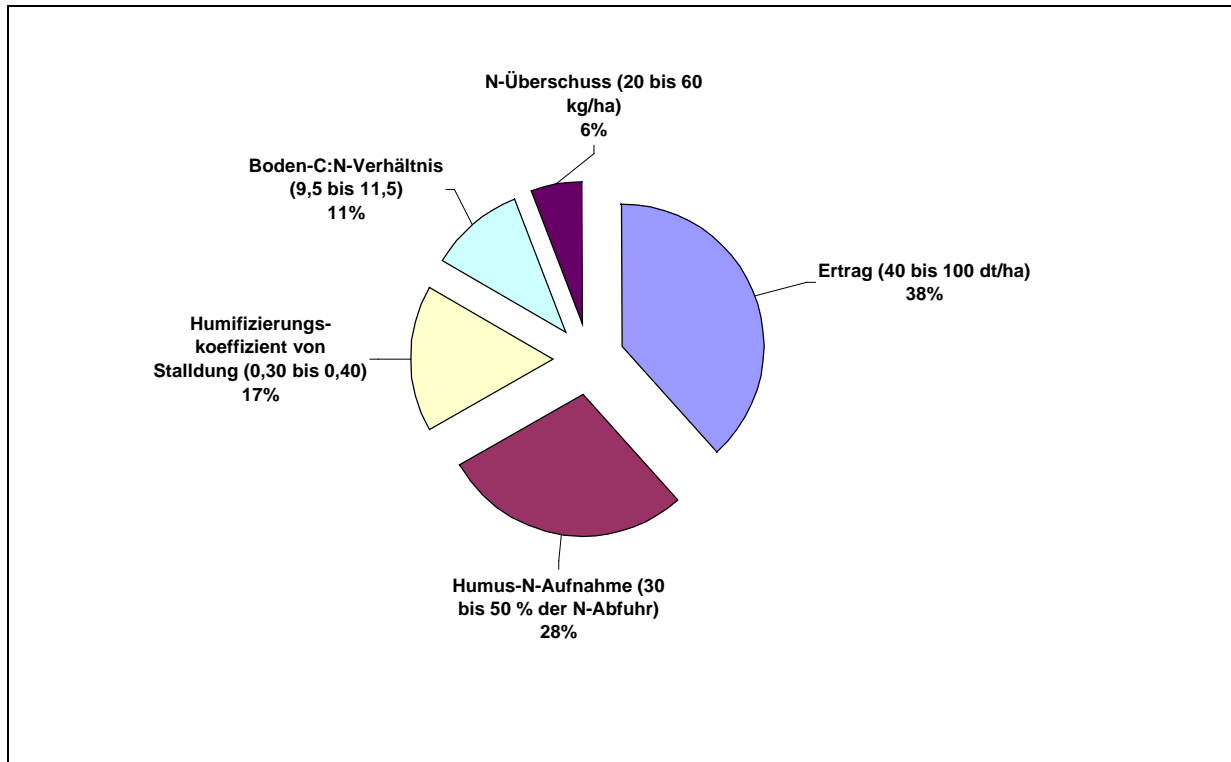


Abbildung 18: Wirkung der Einflussparameter auf die Gesamtspannbreite der Bedarfswerte für Humusreproduktionsleistung nach Stickstoffentzügen beim Winterweizenanbau (nach Asmus, 1985)

Winterroggen

In den Abbildungen 19 und 20 sind die Bedarfswerte an Humusreproduktionsleistungen beim Winterroggenanbau analog zu den vorher genannten Fruchtarten dargestellt.

Die Inhalte und darauf aufbauende Aussagen zu den Abbildungen ähneln denen beim Winterweizenanbau, zeigen jedoch eine stärkere Reaktion der Humusreproduktionsbedarfswerte auf die Stickstoffversorgung aus organischer Bodensubstanz.

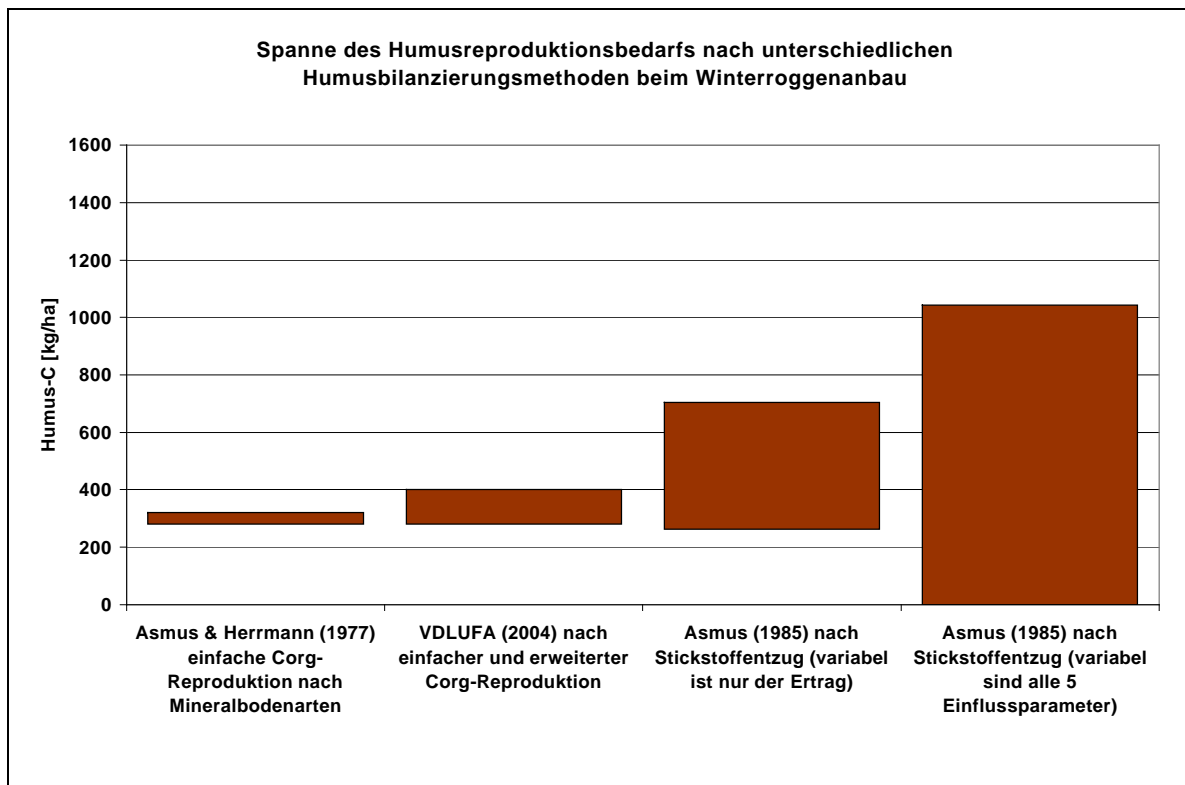


Abbildung 19: Spannbreite der Bedarfswerte für Humusreproduktionsleistung beim Winterroggenanbau ermittelt nach unterschiedlichen Humusbilanzierungsmethoden

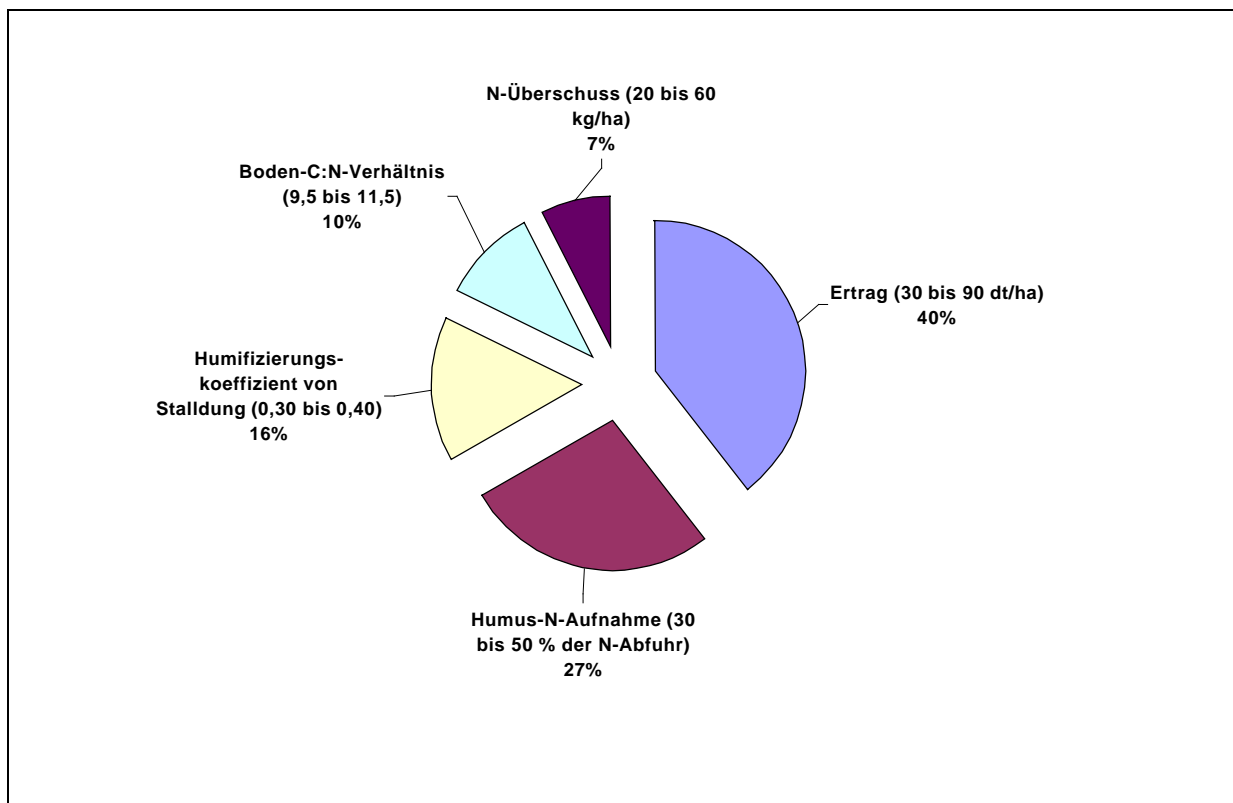


Abbildung 20: Wirkung der Eingabeparameter auf die Gesamtspannbreite der Bedarfswerte für Humusreproduktionsleistung nach Stickstoffzügen beim Winterroggenanbau (nach Asmus, 1985)

5. Schlussfolgerungen zum Vergleich der Humusbilanzierungsmethoden

Zusammenfassend kann zu den Vergleichen der Bedarfswerte an Humusreproduktionsleistung ausgewählter Fruchtarten anhand der Humusbilanzierungsmethoden nach Asmus & Herrmann (1977), nach VDLUFA (2004) und nach Asmus (1985) festgestellt werden, dass nur die auf hohe Erträge und Erhaltung der Bodenhumusgehalte ausgelegten Methoden nach Asmus & Herrmann sowie nach Körschens et al. (2004) (VDLUFA-Standpunkt, untere Werte entsprechen den Humusbilanzangaben der DirektZahlVerpflV) praktisch handhabbare Mindestbedarfswerte zur Reproduktion der organischen Bodensubstanz für den integrierten Ackerbau ausweisen. Die Ermittlung des Bedarfs des Bodens an organischer Substanz auf der Basis von Stickstoffentzügen (nach Asmus 1985) kann dagegen durch mögliche standort- und ertragsspezifische Variationen in den Eingabefaktoren zu sehr großen Spannbreiten der Bedarfswerte an Humusreproduktionsleistung führen, sodass eine Anwendung dieser Methode in der ackerbaulichen Praxis des integrierten Landbaus nicht zu empfehlen ist. Für den ökologischen Ackerbau können sich andere Bedingungen ergeben.

Schon geringfügig abweichende Eingabewerte können zu erheblichem Mehr- oder Minderbedarf an Humusreproduktionsleistung führen, die aus Sicht der Genauigkeit der in der Praxis verfügbaren Daten zu erheblichen Zufälligkeiten bei der Höhe der organischen Düngungsempfehlungen führen kann. Die Bedeutung der einzelnen Einflussfaktoren kann anhand der Mittelwerte der 5 betrachteten humuszehrenden Fruchtarten wie folgt genannt werden (entsprechend den einleitend genannten Spannbreiten der Einflussfaktoren):

Ertrag = 39%

anteilige N-Versorgung aus Bodenhumus = 28%

Humifizierungskoeffizient des Standortes (bezogen auf Stalldung) = 16%

C:N-Verhältnis im Boden = 11%

N-Überschuss (Verlust) = 6%

Im Vergleich zu den aus Dauerfeldversuchen auf C_{org} -Basis abgeleiteten fruchtartenspezifischen Bedarfswerten für Humusreproduktionsleistung unterliegen die stickstoffentzugsabhängigen Bedarfswerte nicht nur größeren Streubreiten, sondern sind zudem nicht in der Lage, die Auswirkungen von intensiveren Bodenbearbeitungsschritten auf die notwendige Humusversorgung zu

berücksichtigen.

In diesem Zusammenhang soll an die folgenden von Baumann (2007) formulierten Grundzüge einer praxistauglichen Humusbilanzierung erinnert werden:

- Die Humusbilanzierung ist aus Sicht der Erhaltung und Mehrung der Bodenfruchtbarkeit notwendig,
- Die Methode muss einfach, übersichtlich und anwendungsfähig für den Praktiker bleiben,
- Bei der Ermittlung des Humusreproduktionsbedarfs kann eine Abweichung $\pm 25\%$ toleriert werden, übertriebene Genauigkeit birgt die Gefahr der Ungenauigkeit,

Erst mit dem VDLUFA-Standpunkt „Humusbilanzierung“ (Körschens et al., 2004) wurde eine gestaffelte Bewertung der Humussalden eingeführt. Diese war in den früheren Humusbilanzmethoden nicht vorgesehen. Es wird empfohlen, diese Bewertung einer aktuellen Überprüfung zu unterziehen. Insbesondere für hohe, positive Humussalden ist ein Abgleich mit den Anforderungen der Düngeverordnung (Nährstoffvergleiche) herbeizuführen.

6. Literatur

- Asmus, F.
(1985) Ermittlung des Bedarfs des Bodens an organischer Substanz auf der Basis von Stickstoffentzügen, in: Arch. Acker- Pflanzenb. Bodenkd., Berlin, Heft 1, 1985, S. 31 bis 38
- Asmus, F. & Herrmann, V.
(1977) Reproduktion der organischen Substanz des Bodens, Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, Institut für Landwirtschaftliche Information u. Dokumentation, Fortschrittsberichte für die Landwirtschaft und Nahrungsgüterwirtschaft, Band 15, Heft 11, 1977
- Baumann, E.
(1979) Die Wirkung unterschiedlicher organischer Düngung auf den Feldgemüseertrag und Reproduktion der organischen Substanz des Bodens, Archiv für Gartenbau, Berlin 27 (1979) 7, Seite 349 bis 356
- Baumann, E.
(2007) Entwicklung der Humusbilanzierung für den Gemüsebau – Ein Beitrag zur Geschichte der Gemüsebauforschung in Großbeeren –, VDLUFA-Arbeitsgruppe „Präzisierung Humusbilanzierung“, Vortragstagung am 29. November 2007 in Großbeeren
- Baumann, E. & Schmidt, N.
(1979) Zum gegenwärtigen Stand der Bilanzierung des Bedarfs an organischer Substanz für die Reproduktion des Humusgehaltes der Böden bei der Freilandgemüseproduktion, Archiv für Gartenbau, Berlin 27 (1979) 7, Seite 349 bis 356
- Beuke, K.
(2006) Überprüfung der Humusbilanzierung anhand von Dauerversuchen in verschiedenen Klimaregionen Europas, Universität Trier, Fachbereich VI, Geographie/Geowissenschaften, Diplomarbeit 2006
- Brock, C., Hoyer, U., Leithold, G. & Hülsbergen, K.-J.
(2008) Entwicklung einer praxisanwendbaren Methode der Humusbilanzierung im ökologischen Landbau. F&E-Bericht zum Projekt 03OE084 des Bundesprogramms Ökologischer Landbau. Giessener Schriften zum Ökologischen Landbau Bd. 1, Verlag Dr. Köster, Berlin, 180 S.

- Capriel, P.
(2006) Standorttypische Humusgehalte von Ackerböden in Bayern, Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Freising-Weihenstephan, 2006
- Eich, D. et al.
(1979) Richtwerte und Normative für die Versorgung der Böden mit organischer Substanz zur Erzielung hoher und stabiler Erträge als Bestandteil komplexer Verfahren zur Reproduktion der Bodenfruchtbarkeit, Forschungszentrum Für Bodenfruchtbarkeit Müncheberg, Forschungs- und Entwicklungsbericht (Z0), 1979
- Franko, U.
(1989) C- und N- Dynamik beim Umsatz organischer Substanz im Boden, Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, Berlin, Habilitation (Diss. B) 1989
- Franko, U.
(2009) Standortbedingungen und Humusreproduktion, Jahrestagung der Bodenspezialisten der Bundesländer 2009 in Brandenburg Heimvolkshochschule am Seddiner See, 10. Juni 2009
- Hülsbergen, K.-J.
(2007) Vorgabe optimaler Humusgehalte – in der landwirtschaftlichen Praxis umsetzbar?, Technische Universität München, in: Experten-Workshop „Ableitung von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung in Böden Deutschlands“, 21. und 22. Mai 2007, Umweltbundesamt Berlin
- Klimanek, E.-M.
(1988) Qualität und Umsetzungsverhalten von Ernte- und Wurzelrückständen landwirtschaftlich genutzter Pflanzenarten, Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, Dissertation B, Bad Lauchstädt, 1988
- Kolbe, H.
(2008) Einfache Verfahren zur Berechnung der Humusbilanz für konventionelle und ökologische Anbaubedingungen, Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft Leipzig, Stand 29. Februar 2008
- Kolbe, H.
(2009) Auswirkungen differenzierter Land- und Bodenbewirtschaftung auf den C- und N-Haushalt der Böden unter Berücksichtigung konkreter Szenarien der prognostizierten Klimaänderung im Freistaat Sachsen, Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Dresden, Heft 23/2009

- Körschens, M.
(1980) Die Abhängigkeit der organischen Bodensubstanz von Standortfaktoren und acker- und pflanzenbaulichen Maßnahmen, ihre Beziehungen zu Bodeneigenschaften und Ertrag sowie Ableitung von ersten Bodenfruchtbarkeitskennziffern für den Gehalt des Bodens an organischer Substanz, Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, Dissertation B, Bad Lauchstädt, 1980
- Körschens, M.
(1982) Untersuchungen zur zeitlichen Variabilität der Prüfmerkmale Ct und Nt auf Löß-Schwarzerde, Archiv Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, Berlin, 1982
- Körschens, M.
(2007) Bedeutung von Humus und Humusbilanzen in Zeiten des Klimawandels, Tagung zum 15-jährigen Bestehen der Gütegemeinschaft Kompost Berlin – Brandenburg – Sachsen-Anhalt e.V. am 5. September 2007 in Potsdam
- Körschens, M.
(2010) Wissenschaftliche, experimentelle und methodische Grundlagen der Humusbilanzierung, Fachvortragsreihe „Humuswirtschaft – eine Option für den Klimaschutz“ des Förderverbandes Humus e.V. anlässlich der Grünen Woche am 22. Januar 2010 im ICC Berlin
- Körschens, M. &
Schulz, E.
(1999) Die organische Bodensubstanz: Dynamik - Reproduktion - ökonomisch und ökologisch begründete Richtwerte. UFZ, Umweltforschungszentrum, Leipzig-Halle, 1999
- Körschens, M. et al
(1986) Einsatz organischer Dünger zur Agromelioration, Feldwirtschaft, Berlin, 1986
- Körschens, M. et
al.
(1987) Modell und Parameter der Umsetzung der organischen Substanz, der N-Speicherung und –Freisetzung in Abhängigkeit von der Zusammensetzung der organischen Ausgangsstoffe, den Standortfaktoren und dem Ertrag, Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit Müncheberg, Forschungsbericht (G4), 1987
- Körschens, M. et
al.
(2004) Standpunkt Humusbilanzierung, Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland, Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, Bonn 2004

- Körschens, M. et al. (2005) Bilanzierung und Richtwerte organischer Bodensubstanz, Landbauforschung Völkenrode, 2005, Heft 1
- Kundler, P. et al. (1970) Mineraldüngung, VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin, 1970
- Kundler, P. et al. (1977) Empfehlungen zur effektiven Versorgung der Böden mit organischer Substanz, in: Empfehlungen für die Praxis, agrar, Landwirtschaftsausstellung der DDR, Markkleeberg, 1977
- Kundler, P. et al. (1981) Regeln und Richtwerte zur Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit, in: Empfehlungen für die Praxis, agrabuch, Markkleeberg, 1981
- Kundler, P. et al. (1981a) Einlegeblatt zur agrar-Broschüre „Regeln und Richtwerte zur Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit“, Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, agrabuch, Markkleeberg, 1981
- Kundler, P. et al. (1989) Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit, VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, 1. Auflage, Berlin, 1989
- Leithold, G., Hülsbergen, K.-J., Michel, D. & Schönmeier, H., (1997) Humusbilanz – Methoden und Anwendung als Agrar-Umwelt-Indikator. In: Initiativen zum Umweltschutz, Bd. 5, 43-54, Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück, Zeller-Verlag, 1997
- v. Lützw, M., Kögel-Knabner, I., Ludwig, B., Matzner, E., Flessa, H., Ekschmitt, K., Guggenberger, G., Marschner, B., Kalbitz, K. (2008) Stabilization mechanisms of organic matter in four temperate soils: Development and application of a conceptual model. J. Plant Nutr. Soil Sci., 2008, 171, 111-124

- MLUV
(2009) Dauerfeldversuche in Brandenburg und Berlin – Beiträge für eine nachhaltige landwirtschaftliche Bodennutzung, Schriftenreihe des Landesamtes für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Flurneuordnung Frankfurt (Oder), Reihe Landwirtschaft, Band 10 (2009), Heft IV
- Müller, G.
(1980) Bodenkunde, Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin
- Rauhe, K. & Lehne, I.
(1961) Die Ertragswirkung organischer Dünger auf leichten Böden bei verschieden hohen Mineraldüngergaben, Thaer-Archiv, Berlin 1961, Seite 421 bis 437
- Rauhe, K., Lehne, I. & Baumann, E.
(1968) Ein Vorschlag zur Humusbilanzierung im Feldgemüsebau, Der Deutsche Gartenbau, Berlin 1968, Seite 87 bis 90
- Rauhe, K. & Schönmeier, H.
(1966) Über die Bedeutung des Humusersatzes beim Übergang zu industriemäßigen Produktionsmethoden, Wissenschaftliche Zeitschrift der Karl-Marx-Universität Leipzig, 15. Jahrgang, 1966, Heft 1, Seite 1 bis 5
- Reinhold, J.
(2007) Nutzen und Grenzen der Anwendung von organischen Reststoffen zur Humusanreicherung in landwirtschaftlichen Böden - eine ingenieurtechnische Betrachtung -, Bundesgütegemeinschaft Komposte e.V. in: Experten-Workshop „Ableitung von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung in Böden Deutschlands“, 21. und 22. Mai 2007, Umweltbundesamt Berlin
- Rogasik, J.
(2005) Humusbilanzierung in der Praxis, Forschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Braunschweig 2005
- Rogasik, J. & Körschens, M.
(2005) Humusbilanz und Maßnahmen für optimale Humusgehalte, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Humustag am 24. November 2005 in Braunschweig
- Rogasik, J. & Reinhold, J.
(2006) Organische Düngung – Grundlagen der guten Fachlichen Praxis, 3. Auflage, Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., Köln, 2006

- Schulz, E.
(1990) Die heißwasserextrahierbare C-Fraktion als Kenngröße zur Einschätzung des Versorgungszustandes der Böden mit organischer Substanz (OS), Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR Berlin, Tagungsbericht 295, Seite 269 bis 275
- Schnieder, E.
(1970) Über die Bedeutung der organischen Düngung auf den Kartoffelertrag des leichten Bodens, Thaer-Archiv, Berlin, 1970 Seite 783 bis 793
- Wendland, M. et al
(2007) Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland, LfL-Information, 8. überarbeitete Auflage, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Freising-Weihenstephan, 2007
- Welte, E.
(1955) Fragen zur praktischen Humusforschung, Die Deutsche Landwirtschaft, Heft 9, 1955, S. 433 bis 438
- Wessolek, G. et al.
(2004) Ermittlung von Optimalgehalten an organischer Substanz landwirtschaftlich genutzter Böden nach § 17 (2) Nr. 7 BBodSchG, Projektabschlussbericht, Umweltbundesamt, Dessau, 2004
- Zimmer, J.
(2007) Humusversorgung und Humusbilanzierung im Land Brandenburg, Landesamt für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Flurneuordnung, Güterfelde, Tagung zum 15-jährigen Bestehen der Gütegemeinschaft Kompost Berlin – Brandenburg – Sachsen-Anhalt e.V. am 5. September 2007 in Potsdam

7. Anlagen

Ausgewählte F/E- Berichte, Graduierungsarbeiten und Veröffentlichungen aus dem Bereich Bad Lauchstädt des FZB Müncheberg, die im Zusammenhang mit der Erarbeitung der Humusbilanzierungsmethode entstanden sind bzw. bei deren Entstehung mitgewirkt worden ist.

a) Forschungsberichte

Normative und Richtwerte zur Reproduktion der organischen Substanz des Bodens unter Berücksichtigung verschiedener BNT (Bodennutzungstypen), bei hoher Anbaukonzentration sowie hohen und stabilen Erträgen.

V 5 10/77 (F-Bericht)

Konzeption zur Versorgung der Böden eines größeren Territoriums mit organischer Substanz unter Beachtung von Art, Menge, örtlichem Anfall, Aufbereitung und Verteilung organischer Primärschubstanz, dargestellt am Beispiel Frankfurt/Oder 1977 (F-Bericht)

Richtwerte und Normative für die Versorgung der Böden mit organischer Substanz zur Erzielung hoher und stabiler Erträge als Bestandteil komplexer Verfahren zur Reproduktion der Bodenfruchtbarkeit (ZO)

V 8/0 1979 (F-Bericht)

Richtwerte für die meliorative Verbesserung humusverarmerter Sandstandorte durch Niedermoortorf und Seeschlamm und erodierter Kuppen durch Niedermoortorf.

A 4 06/85 (F-Bericht)

Modell und Parameter der Umsetzung der organischen Substanz, der N-Speicherung und – Freisetzung in Abhängigkeit von der Zusammensetzung der organischen Ausgangsstoffe, den Standortfaktoren und dem Ertrag

G 4 03/87 (Forschungsbericht und Anlagenband)

Modell und Parameter des Einflusses der Wurzelmasseentwicklung auf die C- und N-Dynamik des Bodens

G 4 04/89 (Forschungsbericht und Anlagenband)

Modell der Stickstoffdynamik für die computergestützte Boden- und Bestandesführung, einschließlich Parameter der N-Freisetzung aus organischen Düngern und der organischen Bodensubstanz

A 4 03/90 F/E-Bericht

b) Graduierungsarbeiten:

Dr. M. Körschens, Dissertation (B) (Habilitationsschrift 1980

Die Abhängigkeit der organischen Bodensubstanz von Standortfaktoren und acker- und pflanzenbaulichen Maßnahmen, ihre Beziehungen zu Bodeneigenschaften und Ertrag sowie Ableitung von ersten Bodenfruchtbarkeitskennziffern für den Gehalt des Bodens an organischer Substanz.

Dr. E.-M. Klimanek, Dissertation (B) (Habilitationsschrift) 1988

Qualität und Umsetzungsverhalten von Ernte- und Wurzelrückstände landwirtschaftlich genutzter Fruchtarten.

Dr. U. Franko, Dissertation B, (Habilitationsschrift) 1989

C – und N-Dynamik beim Umsatz organischer Substanz im Boden

Tepper, T., Belegarbeit Agraringenieurschule Naumburg, 1986

c) Fortschrittsberichte für die Landwirtschaft und Nahrungsgüterwirtschaft

Ackerbauliche Aspekte, technische Lösungen und Verfahren zur Strohdüngung

Buhtz, E., Herrmann, K., Keydel, S., Waldschmidt, U. 1975

Reproduktion der organischen Substanz des Bodens

Asmus, F., Herrmann, V. 1977

Bewertung der Humusreproduktionsleistung (Abbaustabilität) von Stroh

Bericht zur Teilaufgabe 2 für den VDLUFA-F&E-Bericht „Humusbilanzierung
landwirtschaftlicher Böden – Einflussfaktoren und deren Auswirkungen“

Monika Joschko¹, Uwe Franko², Matthias Willms³, Jürgen Reinhold⁴, Jutta Rogasik⁵,
Dietmar Barkusky⁶

unter Mitarbeit von Michael Baumecker⁷, Robert Beck⁸, Jörg Zimmer⁹, Felix
Gerlach¹⁰ und Martina Wiemer¹

¹ Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF), Institut für
Landschaftsstoffdynamik, Müncheberg

² Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, Department Bodenphysik,
Halle

³ Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF), Institut für
Landschaftssystemanalyse Müncheberg

⁴ Dr. Reinhold & Kollegen Stahnsdorf

⁵ Julius-Kühn-Institut, Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde, Braunschweig

⁶ Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF), Forschungsstation
Landwirtschaft, Müncheberg,

⁷ Fachgebiet Ackerbau, Humboldt-Universität zu Berlin

⁸ Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie,
Ökologischen Landbau und Bodenschutz, Freising

⁹ Landesamt für Ländliche Entwicklung, Landwirtschaft und Flurneuordnung, Referat
Ackerbau und Grünland, Stahnsdorfer Damm 1, 14532 Stahnsdorf

¹⁰ Komturei Lietzen, Lietzen Nord 38, 15306 Lietzen

Zusammenfassung

Stroh ist der derzeit wichtigste organische Dünger zur Humusreproduktion
ackerbaulich genutzter Flächen (REINHOLD 2008B, ZIMMER UND SCHADE 2010).

Nach der VDLUFA-Humusbilanzierung wird Stroh mit einer

Humusreproduktionsleistung in Höhe von 80-110 kg Humus-C pro t Substrat

bewertet. Auf einigen Standorten (Puch, Spröda, Methau) wurden jedoch geringere

Humusreproduktionsleistungen von Stroh gefunden (KÖRSCHENS 2005).

Im Rahmen dieses Teilprojektes wurde die Frage untersucht, ob die beobachteten Abweichungen von den VDLUFA-Richtwerten Ausreißer oder aber ein Indiz für eine standortdifferenzierte Humusreproduktionsleistung von Getreidestroh sind (KÖRSCHENS 2010A). Nach der VDLUFA-Humusbilanzierungsmethode (KÖRSCHENS ET AL. 2004) ist die Humusreproduktionsleistung von organischem Material als Stallungäquivalenz definiert, welche den Anteil humusreproduktionswirksamer organischer Substanz im Vergleich zu Stallung angibt.

Die Humusreproduktionswirkung organischer Primärsubstanzen kann in Dauerversuchen mit Stroh- und Stallmistvarianten anhand der Entwicklung der C_{org} -Gehalte im Boden untersucht werden. Dabei gilt nach neueren Modellvorstellungen folgendes. Die Humifizierung organischer Primärsubstanz umfasst zum einen die ‚Bruttohumifizierung‘, die entscheidend von der Qualität des eingebrachten Materials abhängt. Parallel zur Bruttohumifizierung erfolgt die Mineralisierung des zuvor humifizierten Materials, welche von den Standortbedingungen abhängt. Die C_{org} -Gehalte im Boden werden von der Nettohumifizierung bestimmt, welche das Ergebnis des substrattypischen Humusaufbaus vermindert um die standorttypische Mineralisierung darstellt.

Zur Überprüfung dieser Hypothesen wurden mehrere Dauerversuchsvarianten mit Stroh- und Stallmistdüngung modelliert und die Modellergebnisse mit den Messwerten verglichen. Ist der Modellfehler (Vergleich Modellwert zum Messwert) in der Größenordnung der Beobachtungsfehler, kann man die Differenzen zwischen Modellergebnis und Messung akzeptieren und damit das Modell als validiert einschätzen.

Die Analyse erfolgte mit Hilfe der C-N Modelle CANDY und CANDY Carbon Balance (CCB) (FRANKO 1997, FRANKO ET AL. 2010) an Datensätzen aus den Dauerversuchen Puch (IOSDV), Müncheberg (V 140/00), Thyrow (D VI) und Groß Kreutz (P 60). Die Standorte unterscheiden sich erheblich hinsichtlich ihrer biological active time (BAT) d.h. der biologisch aktiven Zeit, welche ein Maß für die standorttypische Umsatzaktivität darstellt.

An allen vier untersuchten Standorten konnte die Entwicklung der Kohlenstoffgehalte im Boden bei unterschiedlicher Düngung durch das Modell CCB nachvollzogen werden. Die Ergebnisse waren somit vereinbar mit den

Modellvorstellungen. Es gab demnach keinen Hinweis auf eine Standortabhängigkeit der Humusreproduktionsleistung von Stroh.

Aus den weiteren Berechnungen ergab sich für das Verhältnis zwischen Stroh und Stallung bei gleicher Bruttoreproduktion folgende Faktoren für die Bewertung der Humusreproduktionsleistung: 2,46..3,37 (bezogen auf die Frischmasse), 0,77..1,00 (bezogen auf die Trockenmasse), 0,70..0,78 (bezogen auf die C-Zufuhr).

Damit liegt die Wirksamkeit des Stroh-C unabhängig vom untersuchten Standort über einen weiten BAT-Bereich (25..50 d/a) bei ca. 74 % der Wirksamkeit des Stallmist-C. Die Werte für die Humusreproduktionsleistung von Stroh nach VDLUFA Humusbilanzierung liegen dagegen niedriger, bei ca. 65 % Wirksamkeit.

Es ergaben sich also aus den hier durchgeführten Analysen keine Hinweise darauf, die VDLUFA-Werte für die Humusreproduktionsleistung von Stroh (im Vergleich zu Rottemist) standortabhängig zu reduzieren.

Aufgrund der unterschiedlichen Humusdynamik an jedem Standort, d.h. der unterschiedlichen standorttypischen Mineralisierung, ergeben sich trotz gleicher Humusreproduktionsleistung von Stroh bei Düngung gleicher Strohmenge unterschiedliche C_{org} -Gehalte im Boden. Der Einsatz von C-N Modellen wie CANDY Carbon Balance ermöglicht ein besseres Verständnis der C-N Umsetzungsprozesse im Ackerboden und eine Quantifizierung wichtiger Kenngrößen.

Inhaltsverzeichnis	Seite
Zusammenfassung	91
Abkürzungsverzeichnis	95
1. Problemstellung	96
2. Literaturlauswertung	98
3. Ziele und Vorgehensweise	102
4. Material und Methoden	104
4.1 Modellbeschreibung	104
4.2 Validierung der Modelle	108
4.3 Quantifizierung der Humusdynamik	108
4.4 Quantifizierung der Humusreproduktionsleistung von Stroh	109
4.5 Standorte und Varianten	109
4.6 Daten	113
5. Ergebnisse und Diskussion	113
5.1 Kohlenstoffgehalte bei Stroh- und Stallmistdüngung am Standort Puch	113
5.2 Kohlenstoffgehalte bei Stroh- und Stallmistdüngung am Standort Müncheberg	117
5.3 Kohlenstoffgehalte bei Stroh- und Stallmistdüngung am Standort Thyrow	120
5.4 Humusdynamik am Standort Puch im Vergleich zu Thyrow und Müncheberg	124
5.5 Humusreproduktionsleistung von Stroh in Müncheberg, Groß Kreutz und Puch	131
5.6 Bedeutung der Standortbedingungen für die Bewertung der Humusreproduktionsleistung	133
5.7 Beziehungen zwischen Humussalden (nach VDLUFA) und C_{org} -Gehalten in Müncheberg	133
6. Schlussbetrachtungen	136
7. Literatur	141
8. Anhang	147

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung
BAT	Biologisch aktive Zeit (Biological Active Time)
C	Kohlenstoff
CANDY	C-N Simulationsmodell "Carbon and Nitrogen Dynamics"
CCB	CANDY Carbon Balance (C-N Bilanzmodell)
C _{org}	Gehalt an organischem Kohlenstoff [%]
C _{rep}	Menge an humusreproduktionswirksamem Kohlenstoff [kg ha ⁻¹]
DFV	Dauerfeldversuch
FF	Fruchtfolge
FOM	Fresh Organic Matter
KA	Kartoffel
N	Stickstoff
OPS	Organische Primärsubstanz
rel. RMSE	relativer mittlerer quadratischer Fehler [%]
RMSE	Mittlerer quadratischer Fehler ([% C _{org}]
ROS	Reproduktionswirksame organische Substanz
SG	Sommergerste
SM	Silomais
StM	Stallmist
SOM	Soil Organic Matter
WW	Winterweizen
WR	Winterroggen
ZWF	Zwischenfrucht

1. Problemstellung

In Marktfruchtbetrieben stellt Getreidestroh eine wesentliche Quelle für die Humusversorgung der Böden dar (KÖRSCHENS 2005); nach REINHOLD (2008B) ist Stroh mit 48 % des in Deutschland vorhandenen Humusreproduktionspotenzials der derzeit wichtigste organische Dünger zur Humusreproduktion ackerbaulich genutzter Flächen in Deutschland. In den letzten Jahren wird Stroh zunehmend – vor allem Weizen, Roggen- und Triticale-Stroh – zur Energiegewinnung eingesetzt (MÜNCH 2008), eine Entwicklung, die bereits vor Jahrzehnten vorausgesehen wurde (V. BOGUSLAWKI UND DEBRUCK 1977). Die zunehmende energetische Verwertung von Stroh in landwirtschaftlichen Betrieben bewirkt, dass Stroh verkauft wird und nicht mehr für die Humusreproduktion zur Verfügung steht. Zur Aufrechterhaltung der Bodenfruchtbarkeit sind deshalb genaue Maßzahlen über die Strohmenge erforderlich, welche für die Humusreproduktion auf verschiedenen Standorten benötigt werden.

Welcher Anteil des Strohs für die energetische Nutzung freigestellt werden kann, hängt von dem Wert des Strohs im Hinblick auf seine Humusreproduktionsleistung ab. Je höher die Humusreproduktionsleistung eingeschätzt wird, desto mehr Stroh kann statt zur Humusreproduktion auf dem Acker für alternative Nutzungen eingesetzt werden. Für Brandenburg wird, bei einer angenommenen Humusreproduktionsleistung von 80 kg Humus-C pro t Substrat (LVLF 2008), bei den regional üblichen Erträgen dann von einer nachhaltigen Humusreproduktion ausgegangen, wenn in getreidebetonten Fruchtfolgen mindestens 50 % des Strohs auf dem Acker verbleibt (ZIMMER 2005, 2009).

Die Humusreproduktionsleistung von organischen Primärsubstanzen (OPS) wird durch deren Gehalte an organischem Kohlenstoff und durch die jeweilige Menge und Abbaustabilität der organischen Substanz bestimmt. Im VDLUFA - Standpunkt „Humusbilanzierung“ (KÖRSCHENS ET AL. 2004) wird die Humusreproduktionsleistung von Stroh mit 80 bis 110 kg Humus-C je t Substrat bewertet. Nach Cross-Compliance (DirektZahlVerpflV 2004) ist von 100 kg Humus-C pro t Substrat auszugehen.

Diese Werte für die Humusreproduktionsleistung von Stroh werden jedoch kontrovers diskutiert. So wird häufig eine Standortabhängigkeit der „Humuswirkung“ organischer Düngemittel betont (Münch 2008). Nach EBERTSEDER (2008, in MÜNCH 2008) „weisen verschiedene Versuche in unterschiedlichen Regionen darauf hin,

dass der Wert viel niedriger angesetzt werden müsste, etwa bei 40-60 kg Humus-C pro Tonne Stroh (MÜNCH 2008). Nach CAPRIEL UND RIPPEL (2007) ist „die Humusbilanzmethode nach den Vorgaben von DirektZahlVerpflV für Beratungsempfehlungen in Bayern nicht geeignet“. Nach den Vorgaben der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft ist für bayerische Betriebe eine Humusreproduktionsleistung von Stroh von 70 kg C pro t Substrat anzunehmen.

Tatsächlich fand KÖRSCHENS (2005) bei der Auswertung von 10 Dauerfeldversuchen (< 20 Jahre) an 9 Standorten Unterschiede in der Humusreproduktionsleistung von Stroh. In diesen Versuchen wurden die Kohlenstoffgehalte in den Varianten mit Strohdüngung und Stallmistdüngung im Vergleich zur ungedüngten Variante verglichen.

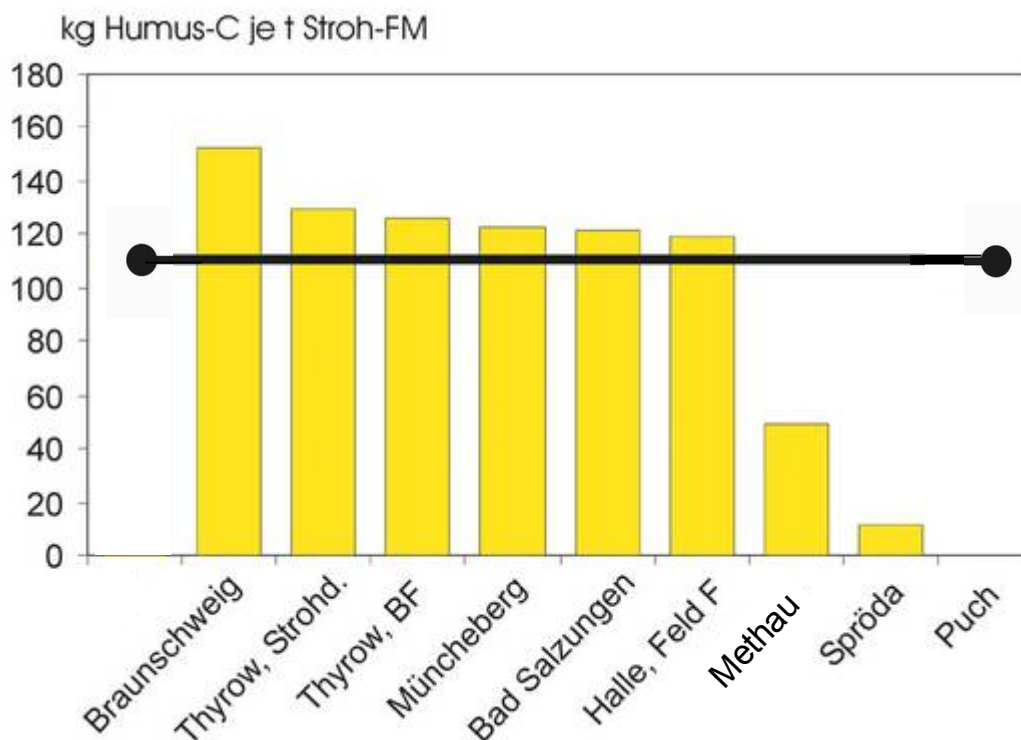


Abbildung 1: Humusreproduktionsleistung von Stroh in verschiedenen Dauerversuchen, nach KÖRSCHENS (2005) und ROGASIK UND KÖRSCHENS (2005)

Die Untersuchung ergab, dass bei einer Bewertung der Humusreproduktionsleistung von Stroh mit 110 kg Humus-C die tatsächlich gemessenen C_{org} –Werte in den meisten Fällen über den Erwartungswerten lag; in 3

Dauerversuchen waren die gemessenen Werte allerdings geringer (siehe Abbildung 1). In diesen drei Fällen war also die Humusreproduktionsleistung von Stroh offenbar zu hoch angesetzt worden und entsprach anscheinend nicht den tatsächlichen Verhältnissen am Standort. Vor allem der geringe Wert (0) für die Humusreproduktionsleistung von Stroh am Standort Puch in Oberbayern ist auffällig. Ein systematischer Zusammenhang zwischen der Humusreproduktionsleistung von Stroh und standort- oder bewirtschaftungsbedingten Einflüssen war nach KÖRSCHENS (2005) nicht gegeben.

Auch ZIMMER ET. AL (2006) und ZIMMER UND ROSCHKE (2005, 2009) ermittelten für die verschiedenen Strohdüngungsvarianten des Dauerfeldversuchs Groß Kreuz unterschiedliche Humusreproduktionsleistungen von 28 bis 59 kg Humus-C je t Stroh-Frischmasse. Mit Erhöhung der Strohmenge vermindert sich dessen Humuswirkung, mit Erhöhung des Mineral-N-Einsatzes verbessert sie sich. Die aktuellen VDLUFA-Richtwerte für Stroh (80-110 kg Humus-C je t Substrat), wie auch für Stalldung, Gülle und Gründüngung werden am Standort Groß Kreuz deutlich unterschritten.

Diese widersprüchlichen Befunde machten es erforderlich, die Humusreproduktionsleistung von Stroh an verschiedenen Standorten näher zu untersuchen. Diese Untersuchung erfolgte im Rahmen eines Teilprojektes der VDLUFA-Arbeitskreises „Humus“.

Es sollte die Frage geklärt werden, ob es sich bei den Abweichungen von den VDLUFA-Richtwerten um „Ausreißer“ handelte oder ob sie ein Indiz für eine standortdifferenzierte Humusreproduktionsleistung von Stroh sind (KÖRSCHENS 2010).

2. Literaturlauswertung

Grundlage der für die VDLUFA-Humusbilanzierungsmethode ((KÖRSCHENS ET AL. 2004) verwendeten Humusreproduktionskoeffizienten (für Stroh 80-110 kg Humus-C pro t Substrat) sind die ROS-Faktoren (Reproduktionswirksame organische Substanz; ASMUS UND HERRMANN 1977, ASMUS 1992, ROSCHKE 2009, Tab. 1). Diese beschreiben, abgeleitet von 30 Dauerversuchen in Nordosten Deutschlands, den Anteil von humusreproduktionswirksamer organischer Substanz verschiedener organischer Primärsbstanzten im Vergleich zu Stalldung. Die

Humusreproduktionsleistung des organischen Materials wird ausgedrückt als Stallungäquivalent.

Grundlage der Ableitung war die Differenz der Kohlenstoffgehalte bei der entsprechenden organischen Düngung im Vergleich zur ungedüngten Variante bzw. Schwarzbrache in Dauerversuchen. Bezogen auf die Trockenmasse wird Stroh mit dem Faktor 0,68, Stallmist mit dem Faktor 1 bewertet. Bezogen auf die Düngerfrischmasse wird Stroh aufgrund seines höheren Trockenmasseanteils mit einem höheren Faktor, nämlich 0,55, im Vergleich zu Stallung (0,2) bewertet.

Tabelle. 1: Ergebnisse zur Humusreproduktion aus den: Faktoren zur Berechnung der ROS für die organischen Dünger (DS87); Ergebnisse zur Humusreproduktion aus den 70iger und 80iger Jahren (ROSCHKE 2009)

Düngerart	Für organische Trockenmasse	Für Düngerfrischmasse
Stallung	1,0	0,2
Güllefeststoff	1,0	0,2
Gülle und -fugat	0,8	0,05 je 10 % TS
Gründüngung	0,4	0,04 je 10 % TS
Stroh	0,68	0,55
Klärschlamm	1,0	0,04 je 10 % TS
Niedermoortorf	1,5	0,2
Feldbaukompost	1,25	0,2
See- und Teichschlamm	2,0	0,2
Gärtnerische Erden	1,5	0,23

Diese ROS-Faktoren berücksichtigen die Abbaustabilität der verschiedenen organischen Dünger, welche durch ihre unterschiedliche Stoffgruppenzusammensetzung bestimmt wird (Tab. 2).

Tabelle 2: Abbaustabilität verschiedener pflanzlicher Stoffgruppen und verschiedener organischer Dünger (aus: Leithold o.J, vgl. Leithold et al. 1997)

Pflanzliche Stoffgruppen	<u>Eiweiß</u>	<	<u>Zellulose</u>	<	<u>Hemi-zellulose</u>	<	<u>Lignin, Wachse, Harze, Gerbstoffe</u>
	Zucker						
	Stärke						

Stroh hat nach dieser Bewertung etwa die Hälfte bis zwei Drittel der Abbaustabilität von Stallmist.

Kennzeichen der auf die ROS-Methode aufbauenden Humusbilanzierungsmethode nach VDLUFA ist die Kalibrierung der Humusreproduktionsleistung der organischen Primärsubstanzen am Stallmist.

Tabelle 2: Grunddaten zur Ableitung der Humusreproduktionsleistung organischer Primärsubstanzen für den VDLUFA-Standpunkt „Humusbilanzierung“ (KÖRSCHENS ET AL. 2004) – Arbeitsmaterial VDLUFA-Arbeitskreis „Humus“ unveröffentlicht.

Organische Dünger	Grün- düngung	Stroh	Gülle	Rottemist	Kompost, Torf
Mittlere Humifizierungs- koeffizienten der Frischmasse	0,14	0,17- 0,23	0,21- 0,31	0,34	0,43-0,50
TM-Gehalt (%)	12	86	10	25	35

Eine Überprüfung der Humusreproduktionsleistung einzelner organischer Primärsubstanzen, zum Beispiel Stroh, kann also nur im direkten Vergleich mit Stallmist erfolgen,

Stallmist, „einer der wesentlichsten wirtschaftseigenen Hebel zur Förderung und Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit“ (BEINERT UND SAUERLANDT 1951), hat im Vergleich zu anderen organischen Primärsubstanzen den stärksten Effekt auf den Kohlenstoffgehalt des Bodens, und zwar auf allen Böden bzw. an allen Standorten (KÖRSCHENS 1980, ASMUS 1992).

Die Kalibrierung der Humuswirkung der anderen organischen Primärsubstanzen mit Stallmist ermöglicht eine Humusbilanzierung an verschiedenen Standorten mit den gleichen Koeffizienten, da es sich um relative Angaben handelt. Die absolute Humuswirkung der organischen Primärsubstanzen, d.h. ihr Einfluss auf die C_{org} -Gehalte im Boden, ist standortabhängig: je nach Bodentyp stellen sich, bei gleicher organischer Düngung, unterschiedliche standort- und nutzungstypische Humusgehalte ein (KÖRSCHENS 1980, 1992, ASMUS 1992).

Es ist also nur im Vergleich zu Stallmist möglich, eine Aussage über die Humusreproduktionsleistung von Stroh an einem bestimmten Standort im Sinne der Humusbilanzierung zu treffen.

Untersuchungen der C-Gehalte und ihrer Veränderungen in Abhängigkeit von der Strohdüngung erweisen sich aus mehreren Gründen als problematisch, um

Schlüsse über die Humusreproduktionsleistung von Stroh an dem jeweiligen Standort zu ziehen.

Zum einen weisen die Kohlenstoffgehalte im Boden eine hohe räumliche Variabilität auf; es wird von einem Fehler von mind. 0,1 % ausgegangen (KÖRSCHENS 1980, 2010). Zum anderen ist eine hohe zeitliche Variabilität für Kohlenstoffgehalte im Boden typisch, mit Änderungen im Jahreslauf von mehr als 0,3 %, welche die Beurteilung einzelner Messungen erschwert (SAUERLANDT UND TIETJEN 1970, KÖRSCHENS 1980). Auch zwischen einzelnen Jahren können, bedingt durch Wettereinflüsse, große Unterschiede zwischen C_{org} -Gehalten auftreten.

Durch die Untersuchung von C_{org} -Gehalten zu verschiedenen Zeitpunkten kann auch eine evtl. Humusunterversorgung nicht festgestellt werden. Die Abnahme des C-Gehaltes ist kein Indiz für eine geringe Humusreproduktionsleistung eines eingesetzten organischen Düngers oder für eine ungenügende Humusversorgung an diesem Standort.

So kann es bei hohen Ausgangsgehalten zu einer Abnahme der Kohlenstoffgehalte kommen, ohne dass die Humusversorgung der Böden gefährdet wäre. Aber auch langfristige klimatische Einflüsse können an einem Standort zu Abnahmen der C-Gehalte bei unterschiedlicher Bewirtschaftung führen, ohne dass diese ein Indiz für eine unzureichende Humusversorgung sind, welcher durch eine Erhöhung der organischen Düngung gegenzusteuern wäre. Sind gleichsinnige Abnahmen bei unterschiedlicher Bewirtschaftung/organischer Primärschubstanz festzustellen, liegen klimatische Faktoren nahe. Derartige Befunde wurden jüngst für Thyrow (Brandenburg) vorgelegt (BAUMECKER et al. 2009).

In landwirtschaftlichen Dauerversuchen ist bei der Beurteilung und Bewertung von Kohlenstoffgehalten des weiteren der Stickstoff-Status der Varianten zu berücksichtigen. So kann es auf bestimmten Standorten bei Strohdüngung ohne zusätzliche mineralische N-Düngung zu positiven oder negativen Primingeffekten kommen, welche die Umsatzbedingungen am Standort charakterisieren (FREYTAG 1963, 1966, KUZJAKOV 2002), aber über die Humusreproduktionsleistung des eingesetzten Düngers wenig aussagen.

Ebenfalls bei der Auswertung von Dauerversuchen zu berücksichtigen ist die Tatsache, dass sich im Laufe der Zeit bei jeder Düngung die Kohlenstoffgehalte einem stabilen Wert annähern, welcher einem Fließgleichgewicht entspricht (Abb. 2).

Bei Erreichen des Fließgleichgewichts sind die jährlichen Änderungen des Kohlenstoffgehaltes im Boden mehr oder weniger gleich 0. Bewertungen der Humusreproduktionsleistung der Düngerstoffe in dem Stadium vor Erreichung des Fließgleichgewichtes sind zwangsläufig fehlerhaft.

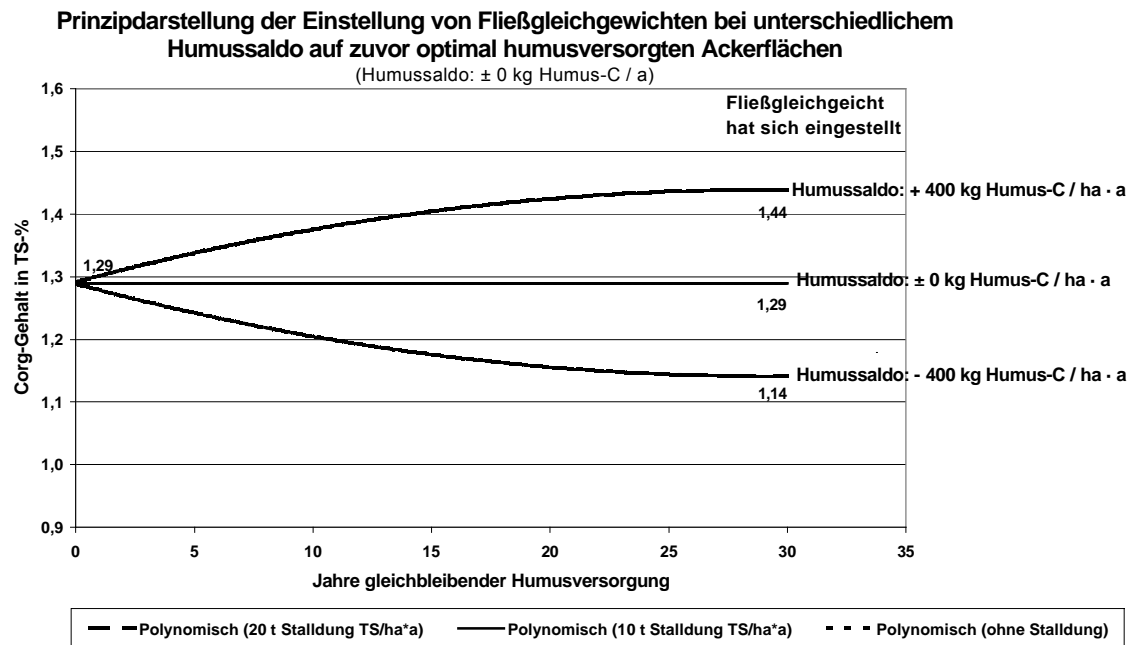


Abbildung 2: Prinzipdarstellung der Einstellung von Fließgleichgewichtigen bei unterschiedlichem Humussaldo auf zuvor optimal humusversorgten Ackerflächen (aus REINHOLD 2008A)

3. Ziele und Vorgehensweise

Ziel des Teilprojektes war es, die Humusreproduktionsleistung von Getreidestroh an verschiedenen Standorten zu quantifizieren, ggf. Differenzen aufzuzeigen und mögliche Ursachen zu identifizieren.

Mit diesem Teilprojekt sollte ein Beitrag zur Präzisierung des VDLUFA-Standpunktes Humusbilanzierung (KÖRSCHENS ET AL. 2004) geleistet werden. Das Prinzip der Humusbilanzierung besteht bekanntlich darin, aus der Anbauwirkung der Fruchtart (humusmehrend oder humuszehrend) und der Wirkung organischer Dünger, den Saldo der Humusbilanz zu berechnen, aus dem auf die Humusversorgung des Bodens geschlossen wird. In unserem Teilprojekt wurde speziell der Beitrag von Stroh als organischer Dünger untersucht (Abb. 3).

Der Ansatz der Untersuchung war, die Entwicklung der Kohlenstoffgehalte in verschiedenen Dauerversuchen bei Strohdüngung und bei Stallmistdüngung zu

vergleichen und die Unterschiede für die Bewertung der Humusreproduktionsleistung von Stroh heranzuziehen.

Wir gingen von folgenden Prämissen aus:

- 1) Die Humusreproduktionsleistung eines organischen Düngers ist definiert als die relative Humusersatzleistung im Vergleich zu Stallmist (Stalldüngäquivalenz).
- 2) Die Stalldüngäquivalenz lässt sich durch den Vergleich der Strohvariante mit der Stallmistvariante ermitteln.
- 3) Die absolute Humuswirkung des Strohs (d.h. seine Wirkung auf den Bodenhumusgehalt) ergibt sich als Kombination aus der Humusreproduktionsleistung des organischen Materials und der Humusdynamik des Standorts. Für die Quantifizierung der Humusreproduktionsleistung von Stroh über die Kohlenstoffgehalte im Boden ist a) die Unterscheidung zwischen Humusreproduktionsleistung und Humusdynamik nötig und muss b) die Humusdynamik an einem Standort verstanden werden (siehe auch Kapitel 5.5).

Die Untersuchung der Kohlenstoffgehalte in ausgewählten Dauerversuchen erfolgte modellgestützt mit Hilfe der C/N-Modelle CANDY und CANDY Carbon Balance (FRANKO ET AL. 1995, FRANKO UND THIEL 2010, FRANKO ET AL. (2010).

- Mit Hilfe des Modells CCB erfolgte eine Analyse der Humusdynamik an den einzelnen Standorten.
- Ebenfalls mit Hilfe des Modells CCB erfolgte eine Quantifizierung der Humusreproduktionsleistung von Stroh im Vergleich zu Stallmist.
- Mit Hilfe der C/N-Modelle konnte zwischen der Humusreproduktionsleistung von Stroh im Vergleich zu Stallmist und der Humusdynamik an einem Standort unterschieden werden.
- Ein weiterer Aspekt der Untersuchung war der Vergleich zwischen Kohlenstoffgehalten im Boden, welche nach VDLUFA bzw. nach CCB ermittelt worden waren.
- Abschließend wurde eine Bewertung der modellierten und gemessenen Kohlenstoffgehaltsänderungen bei Stroh- im Vergleich zur Stallmistdüngung unter Berücksichtigung der Humusdynamik am jeweiligen Standort durchgeführt.

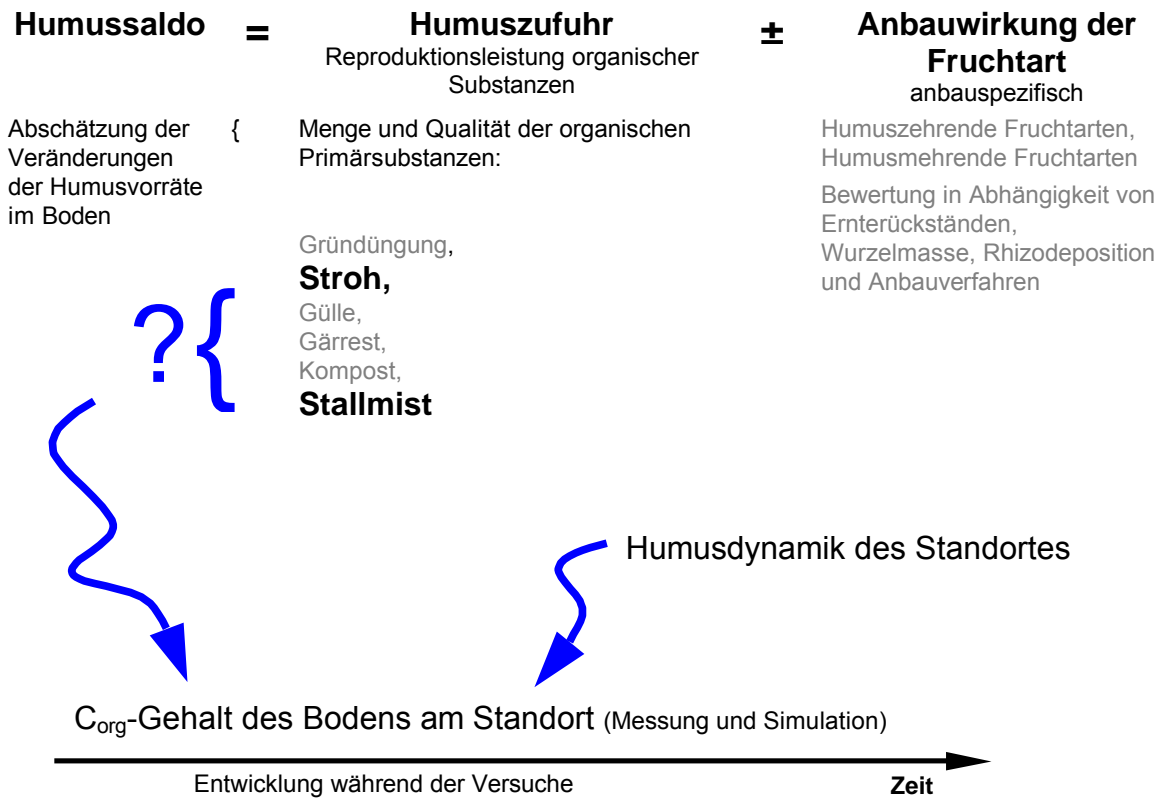


Abbildung 3: Schema der untersuchten Fragen im Teilprojekt Stroh.

4. Material und Methoden

4.1 Modellbeschreibung

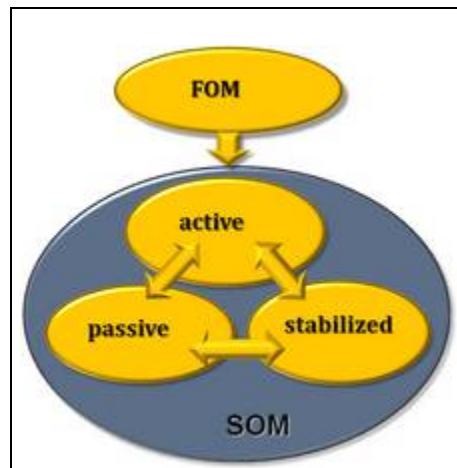


Abbildung 4: Verwendete C-Pools in den Modellen CANDY und CCB

Für die Modellierung der Kohlenstoffdynamik wird in den Modellen CANDY und CCB die oben dargestellte Pool-Struktur realisiert. Der FOM-Pool („Fresh Organic Matter,“) besteht aus einer Sammlung aller in den Boden über organische

Dünger oder Pflanzenreste eingebrachter organischen Substanzen, die jeweils mit eigenen Qualitätsparametern charakterisiert sind. Die SOM Pools („Soil Organic Matter“) haben für alle Standortbedingungen konstante Qualitätsparameter - lediglich das C/N-Verhältnis im Pool "stabilized-SOM" ist standortabhängig und beruht auf den jeweiligen Beobachtungswerten. Diese Größe beeinflusst die Dynamik des C/N-Verhältnis, hat aber keine Wechselwirkung zur C-Dynamik im engeren Sinne.

CANDY ist ein Simulationsmodell, welches die C- und N-Dynamik im Boden als eindimensionale Prozesse in einem Bodenprofil in der ungesättigten Zone agrarisch genutzter Systeme beschreibt (KÖRSCHENS 1992, FRANKO 1989, 2003, FRANKO ET AL. 1995, KUKA 2005) (Abb. 5).

Basierend auf CANDY wurde CANDY Carbon Balance (CCB) zur Berechnung der Humusdynamik unter Praxisbedingungen abgeleitet (FRANKO UND THIEL 2010). CCB ist ein einfaches Bilanzmodell, welches die Humusdynamik im Ackerboden in Jahresschritten beschreibt. Es ist durch deutlich weniger Eingaben charakterisiert, bringt schnelle Ergebnisse mit allerdings geringerer Komplexität, d.h. mit weniger Input- und Outputgrößen (FRANKO UND THIEL 2010, FRANKO ET AL. 2010) (Abb. 6 und Abb. 7).

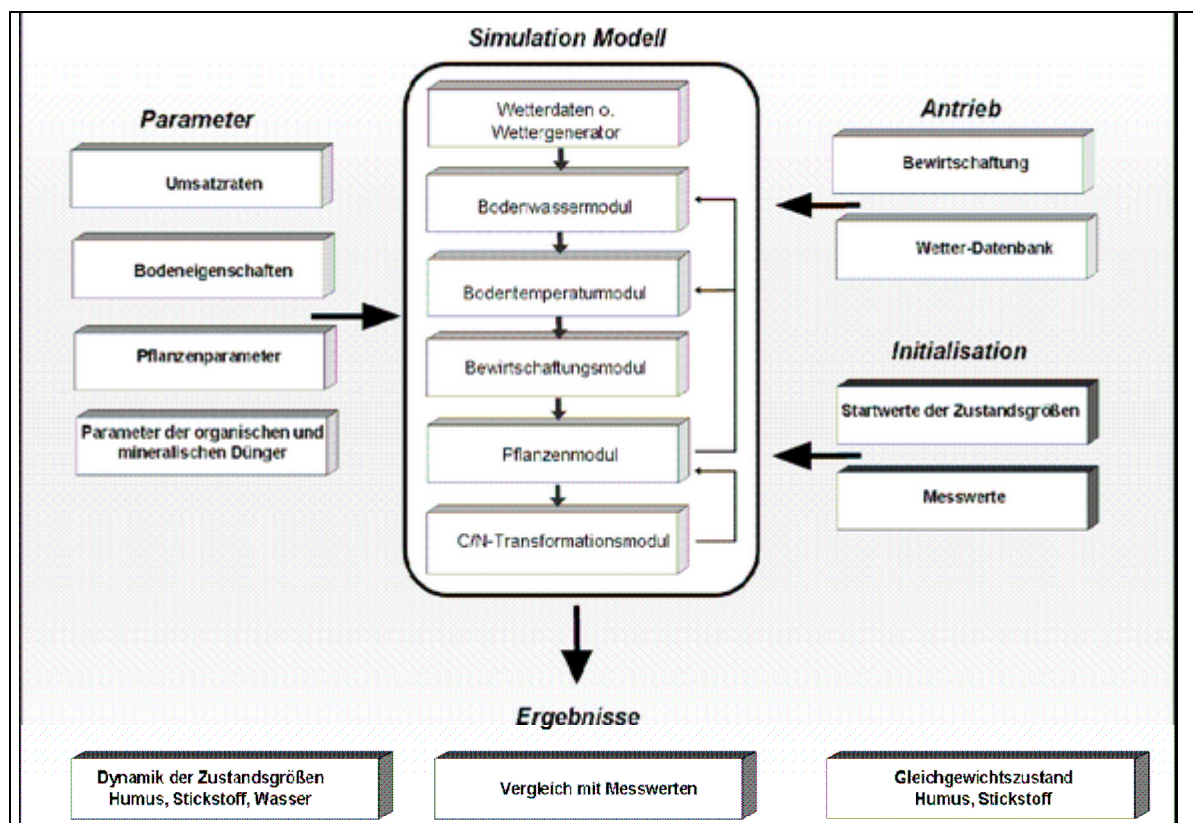


Abb. 5: Struktur des Simulationsmodells CANDY (aus KUKA 2005)

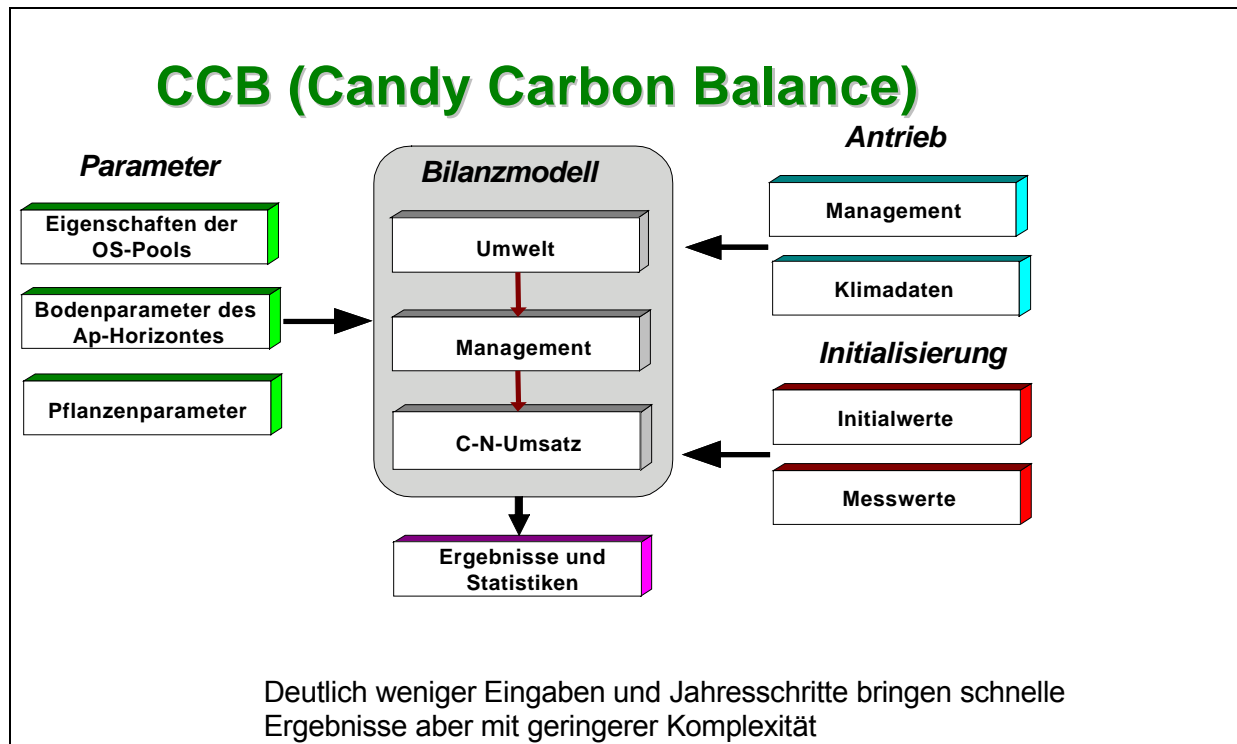


Abb. 6: Struktur des Bilanzmodelles CANDY Carbon Balance (CCB)

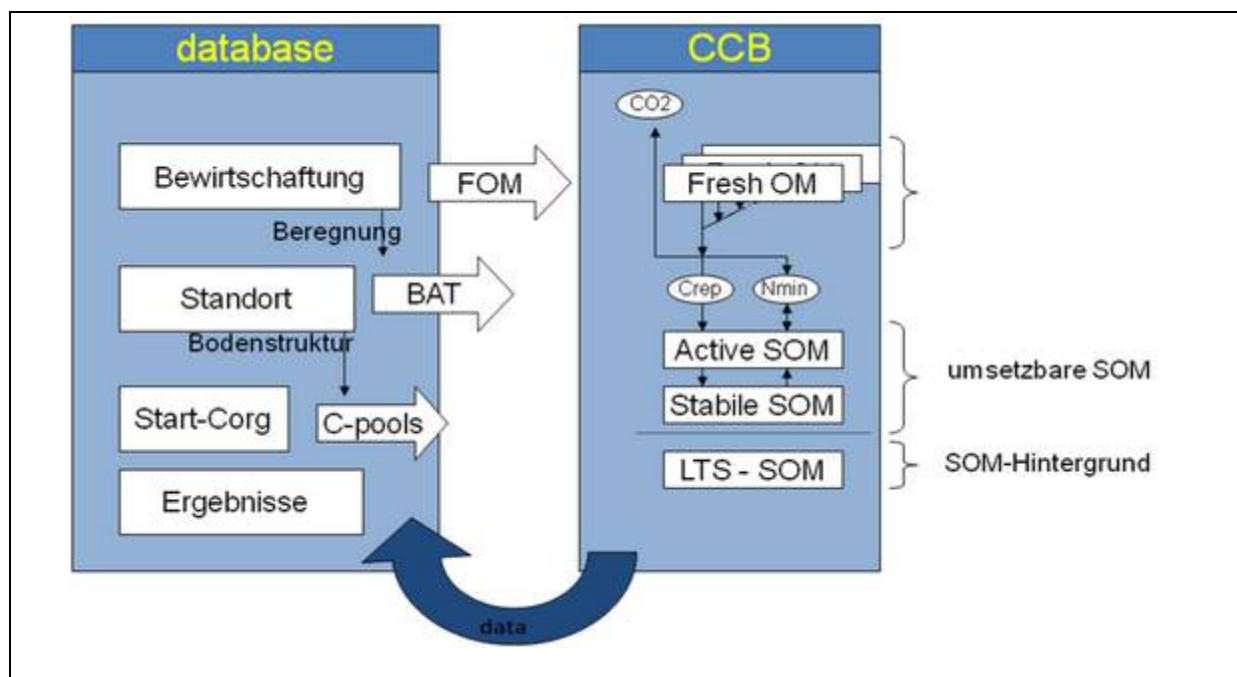


Abb. 7: Übersichtsbild CCB: Schematische Darstellung der Arbeitsweise

Die für die beiden Modelle CANDY und CCB erforderlichen Eingangsdaten sind in Tab. 4 dargestellt.

Tab. 4: Benötigte Daten für das C-N Simulationsmodell CANDY und das Bilanzmodell CCB

CANDY	CANDY Carbon Balance (CCB)
Wetterdaten (Tageswerte)	Wetterdaten (Jahreswerte oder langjährige Mittel)
Mittelwert der Tagestemperatur in 2 m [°C]	Jahresmittelwert der Tagestemperatur in 2 m Höhe [°C]
Niederschlagssumme [mm]	Jahressumme Niederschlag [mm]
Summe der Globalstrahlung [J/cm ²] oder	
Summe der Sonnenscheindauer [h]	
Bodendaten (für jeden Horizont bis max. 2 m)	Bodendaten (Oberboden) <u>Notwendige Angaben</u> unterstrichen, alles übrige fakultativ
Endtiefe Horizont [dm]	–
–	<u>Bodenart</u> ([Bodenschätzung])
Gepflügt/ungepflügt [ja/nein]	–
Hydromorph [ja/nein]	–
Feinanteil und/oder Ton- und Schluffgehalt [%]	<u>Tongehalt</u> [%]
Trockenrohdichte [g/cm ³]	Trockenrohdichte [g/cm ³]
Trockensubstanzdichte [g/cm ³]	–
Feldkapazität [Vol %]	Feldkapazität [Vol %]
Permanenter Welkepunkt [Vol %]	Permanenter Welkepunkt [Vol %]
Gesättigte Wasserleitfähigkeit [mm/d]	–
Steingehalt [%] (<i>falls relevant</i>)	<u>Skelettanteil</u> [%]
Bewirtschaftungsdaten	Bewirtschaftungsdaten
Fruchtart/–folge	Fruchtart/–folge
Aufgang [Datum]	–
Ernte [Datum]	–
Ertrag [dt/ha]	Ertrag [dt/ha]
Stickstoffentzug [kg/ha]	
Düngung	Düngung
Mineralischer N–Dünger: Datum	Mineralischer N–Dünger
Aufwandmenge [kg/ha]	Aufwandmenge [kg/ha]
Düngerart	–
Organische Dünger: Datum	Organische Dünger
Düngerart	Düngerart
Frischmasse [kg/ha]	Frischmasse [kg/ha]
TS-, C- und N–Gehalt	–
Bodenbearbeitung > 10 cm: Datum	–
Art	–
Bearb.–tiefe [cm]	–
Daten für die Validierung (nur aus Ap–Horizont, mit Datum Tiefe)	Daten für die Validierung (nur aus Ap–Horizont)
C _{org} -Gehalte (möglichst jährlich) [%]	C _{org} -Gehalte [%]
C _{mic} (falls vorhanden) [µg/g Boden]	–
N _t (möglichst jährlich) [%]	N _t [%]
DOC (falls vorhanden)	–

4.2 Validierung der Modelle

Die Validierung der mit CCB und CANDY gerechneten Kohlenstoffgehalte, welche die Humusdynamik charakterisieren, erfolgte durch den Vergleich der modellierten mit den gemessenen C_{org} -Werten. Die Modellierung des Versuchs Groß Kreuz erfolgte am UFZ. Die Arbeiten zu den übrigen Versuchen wurden mit Unterstützung der Modellentwickler (UFZ) am ZALF durchgeführt.

Es zeigte sich an allen Standorten eine gute Übereinstimmung zwischen modellierten und gemessenen C_{org} -Werten (Tab. 5).

Tab. 5: Mittlere Fehler zwischen Modell- und Messwerten an den drei Untersuchungsstandorten

Standort	Zahl der Varianten	Zahl der Wertepaare	Relativer Fehler [%]	Mittlerer quadratischer Fehler (rms) in M [%] C_{org}	Streuung des Mittelwertes der Differenz zwischen Modell und Beobachtung (smw)
Puch	21	9-12	0,26	0,083	0,03
Müncheberg	21	122-138	10,43	0,092	0,006
Thyrow	19	25-28	0,36	0,043	0,008

4.3 Quantifizierung der Humusdynamik

Mit dem Modell CCB wurden an ausgewählten Untersuchungsstandorten (siehe 4.5) die Kohlenstoffgehalte in Abhängigkeit von der organischen Düngung modelliert. Die Güte der Anpassung des Modells an die Messwerte wurde durch den Vergleich der gemessenen mit den modellierten Kohlenstoffgehalten ermittelt.

Für die Analyse der Humusdynamik am jeweiligen Standort, d. h. für ein Verständnis des Niveaus und des Verlaufs der Kohlenstoffgehalte unter dem Einfluss der organischen Düngung wurden die folgenden Größen bestimmt, die von CCB als Modelloutput angeboten werden (FRANKO UND THIEL 2010):

- C_{rep} [$kg\ ha^{-1}$]: der humusreproduktionswirksame Anteil der organischen Substanz (Mittel über alle C_{org} -Einträge im Berechnungszeitraum)

- BAT: biologisch aktive Zeit (FRANKO und OELSCHLÄGEL, 1995), bestimmt aus Niederschlag, Temperatur und Bodenart (Jahresmittel der Lufttemperatur in 2 m Höhe und Jahressumme Niederschlag).

Zur Charakterisierung der Umsetzungsbedingungen am Standort wurde die Menge humuswirksamen Kohlenstoffs (C_{rep}), welcher aus verschiedenen Quellen im Laufe der Fruchtfolge in den Boden eingebracht wurde, zu den gemessenen Kohlenstoffgehalten und zur Änderung der simulierten Kohlenstoffgehalte in Beziehung gesetzt.

An ausgewählten Varianten wurde eine Modellierung mit CANDY durchgeführt.

4.4 Quantifizierung der Humusreproduktionsleistung von Stroh

Zur Abschätzung der Humusreproduktionsleistung von Stroh in den Dauerversuchen Puch und Groß Kreuz wurde folgendermaßen vorgegangen.

1. Modellierung der C_{org} -Gehalte bei Strohdüngung und Stallmistdüngung in ausgewählten Varianten
2. Annahme der Modellwerte für ursprüngliche Strohvariante als Messwerte für „virtuelle“ Variante
3. Berechnung einer neuen „virtuellen“ Variante, in der das Stallmist-C durch Stroh-C ersetzt wurde und die Menge der Strohgabe so verändert wurde, wie es dem C-Verlauf der Stalldüngungsvariante entsprach.

Das hier dargestellte Verfahren diene zur Beantwortung der Frage, wie viel Stallmist an den einzelnen Standorten erforderlich gewesen wäre, um die gleichen Änderungen der C-Gehalte im Boden wie mit Strohdüngung zu erzielen.

4.5 Standorte und Varianten

Für die Untersuchung wurden landwirtschaftliche Dauerfeldversuche mit unterschiedlicher organischer Düngung ausgewählt, welche den direkten Vergleich zwischen Stroh- und Stallmistvarianten ermöglichten (Tab. 6 und Tab. 7). Von zwei Feldversuchen hatte es Hinweise auf unterschiedliche Humusreproduktionsleistungen von Stroh gegeben (siehe KÖRSCHENS 2005, Anhang 6, KRAUSS ET AL. 1997, DIEZ ET AL. 1997, ZIMMER UND ROSCHKE 2009)

Tab. 6: Kennzahlen der untersuchten Standorte (Mittelwerte)

Ort	Bundesland	Tongehalt (%)	Jahresniederschlag (mm)	BAT (d)*
Groß Kreutz	Brandenburg	3	537	36
Müncheberg	Brandenburg	5	500	45
Thyrow	Brandenburg	3	495	47
Puch	Bayern	15	927	20

* mittlere BAT berechnet über die Fruchtfolge mit CCB

Tab. 7: Ausgewählte Dauerversuche

Ort	Versuch	Art des Versuches	Literatur
Groß Kreutz	P 60	Randomisierte Blockanlage mit 4 Wiederholungen	ASMUS 1992, ASMUS ET AL. 1990, ZIMMER 2005, 2009, ZIMMER UND ROSCHKE 2009
Müncheberg	V 140/00	Randomisierte Blockanlage	ROGASIK et al. 1997, ROGASIK UND SCHROETTER 1999, ROGASIK et al. 2001, BARKUSKY 2009
Thyrow	D VI	Langparzellenanlage mit Standardausgleich	SCHNIEDER 1974, ELLMER ET AL. 1997, BAUMECKER ET AL. 2009A, 2009B
Puch	IOSDV	Streifenanlage mit 3 Wiederholungen	DIEZ ET AL. 1997, KRAUSS UND HEGE 1999, HEGE UND OFFENBERGER 2006

In diesen Dauerversuchen wurden standorttypische Fruchtfolgen in Varianten mit Stroh, Stallmist bzw. ohne organische Düngung bei unterschiedlichen N-Düngungsstufen für die Untersuchung ausgewählt (Tab. 8).

Tab. 8: Ausgewählte Dauerversuche und Varianten (r = Wiederholungen)

Standort, Versuch	Fruchtfolge	Faktor: Organische Düngung	Faktor: mineralische Düngung	Bezeichnung der Varianten
DFV IOSDV Puch Oberbayern 21 Varianten r=3	1/3 Hackfrucht (SM) und 2/3 Getreide	a1 - ohne a2 – Stallmist - 40 t ha ⁻¹ FM zu Mais a4 - Stroh (Aufwuchs) a5 - Gülle a6 - Stroh (Aufwuchs) + Gülle	b1 - ohne N b3 - 100 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ ¹ (bis 1998 80 kg N im Mittel über die FF) b5 - 200 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ (bis 1998 160 kg N)	A1B1, A1B3, A1B5 A2B1, A2B3, A2B5 A4B1, A4B3, A4B5 A5B1, A5B3, A5B5 A6B1, A6B3, A6B5
	1/3 Hackfrucht (ZR) und 2/3 Getreide	a8 - ohne a9 – Stroh+ZRU-Blatt		A8B1, A8B3, A8B5 A9B1, A9B3, A9B5
DFV V140/00 Müncheberg Brandenburg 21 Varianten, r=8	bis 1993: v.a. ZR, WW, SG ab 1994: WW-SM-WR-Öllein- WR-KA-SG-Erbse	b1 ohne b2 Stallmist 1 (1,2 t TM ha ⁻¹ a ⁻¹) b3 Stallmist 2 (3.2 t TM ha ⁻¹ a ⁻¹) b4 Stroh - 2 t TM ha ⁻¹ a ⁻¹	a1 ohne NPK a2 ohne N a3 sehr geringe N- Gabe (30 kg N im Mittel über FF) a4 geringe N-Gabe (60 kg N) a5 mittlere N-Gabe (95 kg N) a6 hohe N-Gabe (130 kg N) a7 sehr hohe N-Gabe (160 kg N)	0 1.1– 1.5 2.1 – 2.5 3.1 – 3.5 4.1 – 4.5
DFV D VI Thyrow Brandenburg r=2	SG-WR-KA-WR-SM- WR-SM-WR-KA-WR- SM-WR-SM	b1 Stallmist (200 dt FM ha ⁻¹), ohne PK b3 ohne organische Düngung + PK b4 Stallmist (200 dt FM ha ⁻¹) + PK b5 Stallmist (400 dt FM ha ⁻¹) + PK b9 Stroh (Aufwuchs) + 0,7 kg N-Ausgleich je dt Stroh + PK-Düngung b10 Stroh (Aufwuchs), ohne N-Ausgleich + PK-Düngung b11 Stallmist (200 dt FM ha ⁻¹) + PK + Tonanreicherung mit Oderbruchboden	a1 N0 (ohne N) a2 N1 (60 kg ha ⁻¹ N) a3 N2 (120 kg ha ⁻¹ N)	b1-N0 b3-N0 - b3-N2 b4-N0 – b4-N2 b5-N0 – b5-N2 b9-N0 – b9-N2 b10-N0 – b10-N2 b11-N0 – b11N2

Es handelte sich um Dauerfeldversuche mit einer Versuchsdauer von über 20 Jahren. Zu beachten ist, dass im DFV Thyrow nur ein Versuchszeitraum von 13 Jahren, zwischen 1995 und 2007, analysiert wurde.

Zu berücksichtigen ist, dass hinsichtlich der Bewirtschaftung Unterschiede zwischen den Standorten bestanden. So wurde in Müncheberg das Rübenblatt entfernt, in Puch verblieb es auf dem Feld. Die Nullvariante in Müncheberg (0) erhielt keinen PK-Dünger; in Puch wurde die Grunddüngung auf allen Parzellen einheitlich durchgeführt.

Auch die Strohdüngung war teilweise unterschiedlich. In Puch und Thyrow wurde nur die jeweils auf der Parzelle erzielten Stroherträge gedüngt; die Stroherträge wurde – wenn nicht durch die Versuchsansteller angegeben - in der Modellierung über den Parameter „Harvestindex“ aus den jeweiligen Erträgen abgeleitet. In Müncheberg wurden dagegen, unabhängig vom Ertrag der Parzellen, bestimmte Strohmenngen in Trockenmasse gedüngt.

In den Feldversuchen wurden in unterschiedlichem Maße Untersuchungen der Kohlenstoffgehalte im Boden vorgenommen, welche zur Validierung der Modellierungsergebnisse herangezogen werden konnten (Tab. 9.)

Tab. 3: Datengrundlage in den Dauerversuchen

Standort	Versuchsbeginn	Versuchsdauer	Einzelwerte	Mischproben
Müncheberg	1963	42 Jahre	C _{org} : Einzelwerte, je 168 Analysen von 17 Terminen in 41 Jahren, jeweils mit 8 Wdh. je Prüfglied; Ertragswerte	- gemittelt
Puch	1983	22 Jahre	C _{org} : 1994, 2004 ¹	1983, 1986, 1989, 1992, 2000, 2003 aus 3 Wdh.
Groß Kreuz	1958	49 Jahre	C _{org} , jährliche Messungen	
Thyrow	1938	70 Jahre	C _{org} : jährliche Messungen, 2 Wdh.	

¹ Im Laufe des Untersuchungszeitraumes kamen zwei verschiedene C_{org}-Analysemethoden zum Einsatz; von 1983-1994 wurde die Bichromatmethode eingesetzt, ab 1994 die Elementaranalyse (BECK MDL.). Dieser Unterschied wurde in der vorliegenden Untersuchung nicht berücksichtigt, sollte aber in bei einer wünschenswerten weiteren Auswertung besonders berücksichtigt werden.

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden die Dauerversuche in Puch, Thyrow und Müncheberg mit Hilfe der Modelle CCB und CANDY analysiert. CANDY wurde nur für ausgewählte Parzellen eingesetzt.

Die Daten des Dauerversuches Groß Kreuz wurden mit CCB am UFZ untersucht.

4.6 Daten

Alle Prozentangaben sind als Masseprozent berechnet. Mittelwerte sind als arithmetische Mittelwerte berechnet.

5. Ergebnisse und Diskussion

5.1 Kohlenstoffgehalte bei Stroh- und Stallmistdüngung am Standort Puch

Die C_{org} -Gehalte, welche 2004 in einem Bereich zwischen 0.82 und 1.42 % lagen und eine große Streuung aufwiesen, zeigten nach 21 Versuchsjahren mit unterschiedlicher organischer und mineralischer Düngung eine deutliche Differenzierung (Anhang 1).

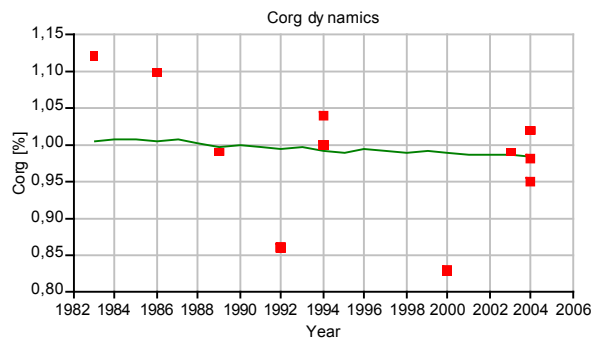
Die reine Strohdüngung ohne N-Mineraldüngung führte in der Fruchtfolge mit Silomais (33% Hackfrucht, 66 % Getreide) nach dem Modell bei einer mittleren Zufuhr von C_{rep} 703 kg/ha * a⁻¹ zu einem leichten Anstieg der C_{org} -Gehalte (Abb. 8, Anhang 1). Die Differenz zwischen CCB-simulierten Anfangs- und Endwerten (-0,02 %) betrug allerdings weniger als 0,1 %, dem Messfehler von C_{org} -Messungen (KÖRSCHENS 1980, 2010).

Ein leichtes Absinken der Humusgehalte zeigte dagegen die Null-Variante (A1B1) ohne organische und mineralische Düngung. Die Größenordnung der Unterschiede zwischen CCB-simulierten Anfangs- und Endwerten war in beiden Varianten (0-Variante A1B1 und erste Strohdüngungsvariante A4B1) gleich und vernachlässigbar gering (Abb. 8, Anhang 4).

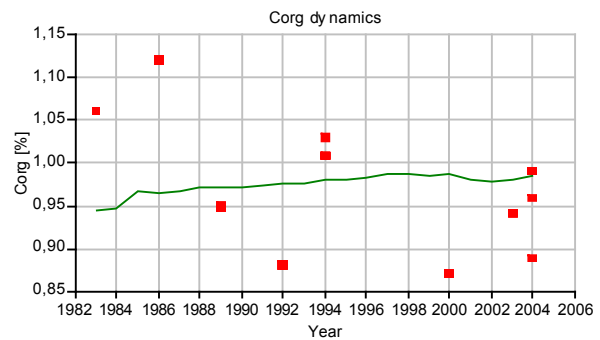
Geht man von den gemessenen C_{org} -Werten aus, so zeigte auch die Strohdüngung ein geringes Absinken der Humusgehalte; die Differenz zwischen Anfangs- und Endwerten war jedoch in der Nullvariante (-0,137 %) geringfügig höher als in der Strohdüngungsvariante ohne N-Düngung (-0,113 %).

Ein Unterschied zwischen der Null- und der Strohdüngungsvariante zeigte sich auch in den Varianten mit mineralischer N-Düngung Während die Humusgehalte in der Nullvariante konstant blieben, kam es bei Strohdüngung mit mineralischer N-

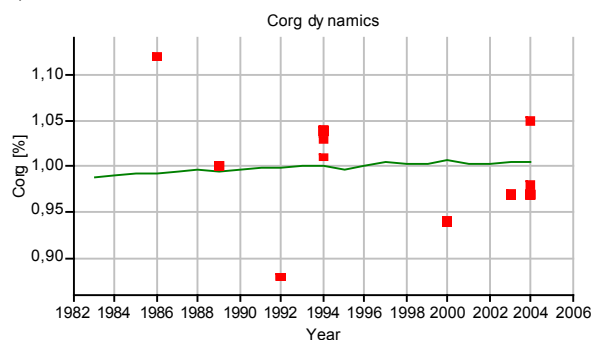
Düngung nach dem Modell immer zu einer Zunahme der C_{org} -Gehalte (Abb. 8 und Anhang 1).



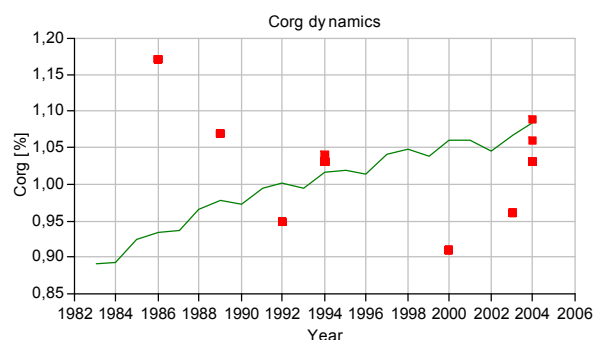
a: Entwicklung der C_{org} -Gehalte in der Variante A1B1 in Puch, ohne organische und mineralische Düngung, modelliert mit CCB; C_{rep} 440,5 kg ha⁻¹, - 0,0224 %



b: Entwicklung des C_{org} -Gehaltes in der Variante A4B1 in Puch, Strohdüngung ohne mineralische N-Düngung, modelliert mit CCB; C_{rep} 703,0 kg ha⁻¹, + 0,0387 %



c: Entwicklung der C_{org} -Gehalte in der Variante A1B5 in Puch, ohne organische Düngung + N5, modelliert mit CCB; C_{rep} 594,2 kg ha⁻¹, +0,016 %



d: Entwicklung der C_{org} -Gehalte in der Variante A4B5 in Puch, Strohdüngung + N5, modelliert mit CCB; C_{rep} 1328,4 kg ha⁻¹, +0,0193 %

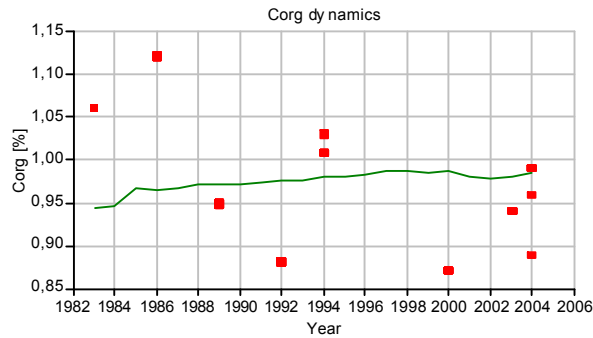
Abb. 8: Vergleich der Nullparzelle (links) mit der Strohvariante (rechts) im IOSDV Puch; Fruchtfolge mit Silomais.

Angabe der Menge humusreproduktionswirksamen Kohlenstoffs (C_{rep} = Modelloutput), und Angabe der Veränderung des ursprünglichen C-Gehaltes in Prozentpunkten (Modell)

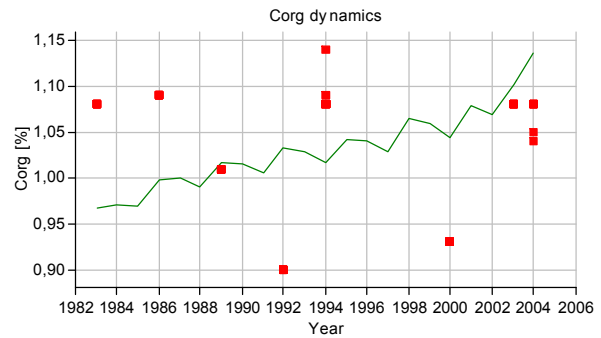
— Modellergebnis, ■ Messwert

Deutliche Unterschiede ergaben sich beim Vergleich der Strohdüngung- mit der Stallmistdüngung. Die Düngung mit Stallmist führte zu einer deutlichen Zunahme des Humusgehaltes (>0,1°%), und zwar bei allen drei Stickstoff-Düngungsstufen (Abb. 9, Anhang 4).

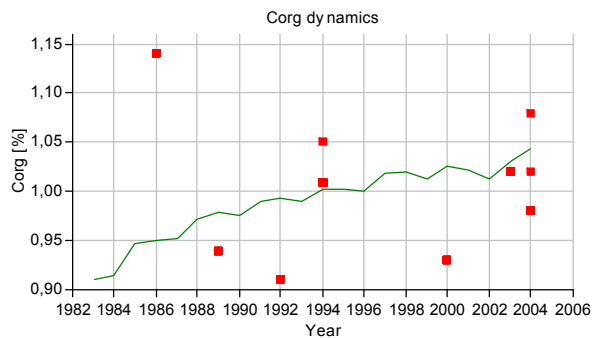
Die Zunahme des Humusgehaltes war in den Stallmistvarianten deutlich stärker als in den Strohdüngungsvarianten mit mineralischer N-Düngung (A4B3 und A4B5) (Abb. 9).



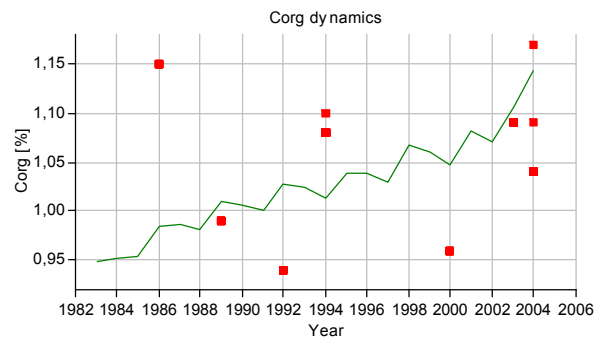
a: Entwicklung der C_{org} -Gehalte in der Variante A4B1 in Puch, Strohdüngung ohne Stickstoff, modelliert mit CCB; C_{rep} 703,0 kg ha⁻¹, + 0,039 %.



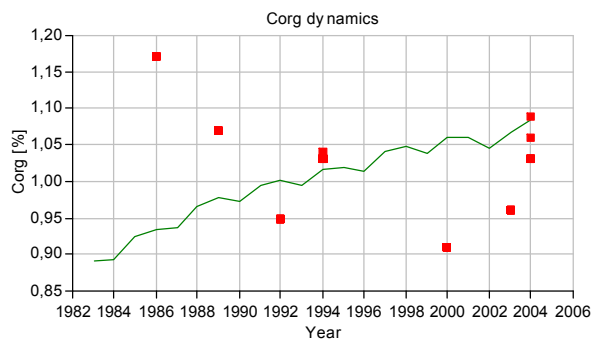
b: Entwicklung des C_{org} -Gehaltes in der Variante A2B1 in Puch, Stallmist ohne Stickstoff, modelliert mit CCB; C_{rep} 1314,3 kg ha⁻¹, +0,169 %.



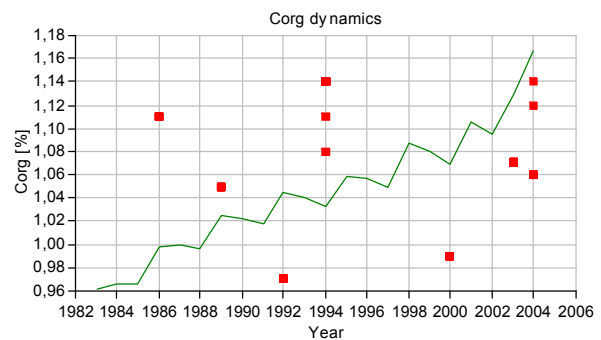
c: Entwicklung der C_{org} -Gehalte in der Variante A4B3 in Puch, Strohdüngung + N3, modelliert mit CCB; C_{rep} 1086,5 kg ha⁻¹, + 0,133 %.



d: Entwicklung der C_{org} -Gehalte in der Variante A2B3 in Puch, Stallmist + N3, modelliert mit CCB; C_{rep} 1412,4 kg ha⁻¹, + 0,193 %)



e: Entwicklung der C_{org} -Gehalte in der Variante A4B5 in Puch, Strohdüngung + N5, modelliert mit CCB; C_{rep} 1328,4 kg ha⁻¹, +0,193 %)



f: Entwicklung der C_{org} -Gehalte in der Variante A2B5 in Puch, Stallmist + N5, modelliert mit CCB; C_{rep} 1466,7 kg ha⁻¹, + 0,205 %.

Abb. 9 Vergleich der Strohverante (links) mit der Stallmistvariante (rechts) im IOSDV Puch; Fruchtfolge mit Silomais,

Angabe der Menge humusreproduktionswirksamen Kohlenstoffs (C_{rep} = Modelloutput), und Angabe der Veränderung des ursprünglichen C-Gehaltes in Prozentpunkten (Modell)

— Modellergebnis, ■ Messwert

Der Vergleich zwischen der Variante mit Stroh und Mineraldüngung und der Variante mit Stroh und Gülle zeigt, dass sich nach dem Modell die Strohdüngung mit

mineralischem Stickstoff etwas günstiger auf die Humusgehalte ausgewirkt hat als die Düngung mit Gülle und Stroh (Abb. 10, Anhang 1).

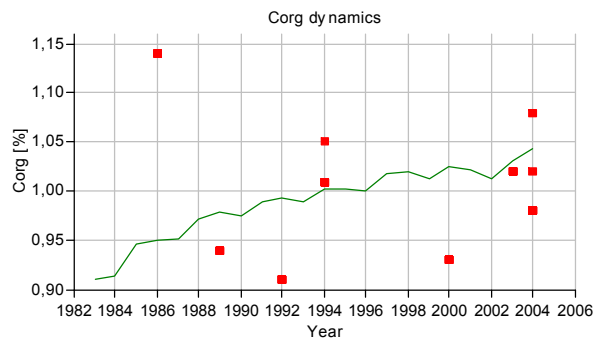


Abb. a: Entwicklung der C_{org} -Gehalte in der Variante A4B3 in Puch, Strohdüngung + N3, modelliert mit CCB; C_{rep} 1086,5 kg ha⁻¹, +0,133 %.

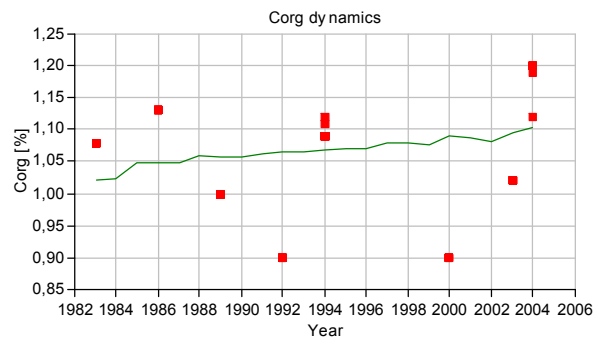


Abb. b: Entwicklung der C_{org} -Gehalte in der Variante A6B1 in Puch, Stroh + Gülle, modelliert mit CCB; C_{rep} 902,7 kg ha⁻¹, +0,084 %.

Abb. 10: Vergleich Strohvariante mit min N (links) mit der Variante Stroh mit Gülle (rechts)) im IOSDV Puch; Fruchtfolge mit Silomais,

Angabe der Menge humusreproduktionswirksamen Kohlenstoffs (C_{rep} = Modelloutput), und Angabe der Veränderung des ursprünglichen C-Gehaltes in Prozentpunkten (Modell)

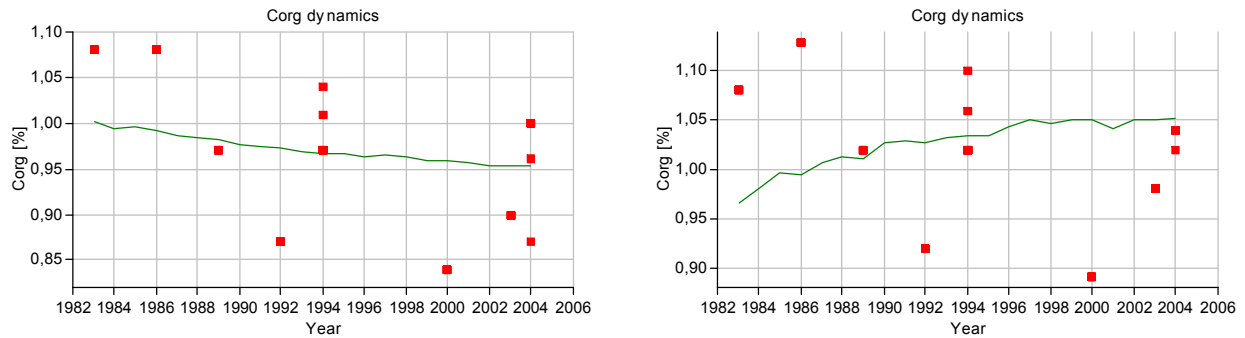
— Modellergebnis, ■ Messwert

In Bezug auf die hier dargestellte Fruchtfolge mit Silomais in Puch zeigte sich also, dass in allen untersuchten Varianten mit mineralischer N-Düngung ($n = 15$) der ursprüngliche C_{org} -Gehalt erhöht werden konnte, gemessen an der Differenz zwischen simulierten Anfangs- und End- C_{org} -Werten.

Nur Stallmist führte auch ohne N-Düngung zu einem deutlichen Anstieg der Humusgehalte. Ein leichtes Absinken der C_{org} -Gehalte wurde nur in der 0-Variante festgestellt.

In der Fruchtfolge mit Zuckerrübe in Puch kam es ebenfalls nur in der Nullvariante ohne organische Düngung zu einer Abnahme der C_{org} -Gehalte, allerdings auch in den untersuchten N-Düngungsstufen. Bei einer Strohdüngung in Kombination mit der Blattdüngung der Zuckerrübe stiegen auch in dieser Fruchtfolge die Humusgehalte an (Abb. 11.; Anhang 1).

Während die Abnahmen in der Nullvariante gering waren und innerhalb des Messfehlers für die C_{org} -Messung ($< 0,1$ %-Punkte) lagen, war die Zunahme der Humusgehalte bei Strohdüngung + mineralische N-Düngung deutlich ($> 0,2$ %-Punkte).



a: Entwicklung der C_{org} -Gehalte in der Variante A8B1 (ohne organische und mineralische N-Düngung, Zuckerrübenfruchtfolge) in Puch, modelliert mit CCB; C_{rep} 302,2 kg ha⁻¹, -0,049 %

b: Entwicklung der C_{org} -Gehalte in der Variante A9B1 (Stroh- und Rübenblattdüngung ohne mineralische N-Düngung) in Puch, modelliert mit CCB; C_{rep} 942,0 kg ha⁻¹, + 0,089 %

Abb. 11: Vergleich der Nullparzelle (links) mit der Strohvariante (rechts) im IOSDV Puch; Fruchtfolge mit Zuckerrübe,

Angabe der Menge humusreproduktionswirksamen Kohlenstoffs (C_{rep} = Modelloutput), und Angabe der Veränderung des ursprünglichen C-Gehaltes in Prozentpunkten (Modell)

— Modellergebnis, ■ Messwert

Beim Vergleich der Messwerte mit dem Modell ist folgendes zu berücksichtigen: C_{org} -Werte weisen generell eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität auf (KÖRSCHENS 1980, 2010). Einzelne Messwerte können wegen der zahlreichen Fehlermöglichkeiten zu Fehleinschätzungen führen.

Der Modellverlauf ist in gewisser Weise zuverlässiger, da die zu bestimmten Zeitpunkten simulierten C_{org} -Werte über physikalische, chemische und biologische Algorithmen verknüpft sind.

Wegen des geringen Fehlers kann ein Modellverlauf wie in den Abbildungen gezeigt als möglich bewertet werden. Die Ergebnisse sind vereinbar mit den Modellvorstellungen. Ein Beweis für die Richtigkeit der Modellannahme besteht allerdings nicht.

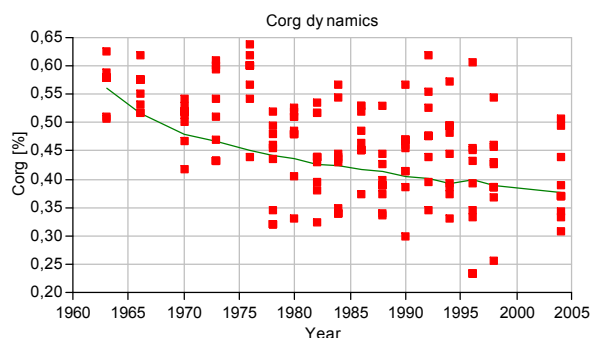
5.2 Kohlenstoffgehalte bei Stroh- und Stallmistdüngung am Standort Müncheberg

Im Vergleich zum Standort Puch ergab sich am Standort Müncheberg ein vollständig anderes Bild der Kohlenstoffgehalte im Boden. Die C_{org} -Gehalte in Müncheberg waren erheblich niedriger als in Puch und lagen 2004 zwischen 0,31 und 0,81 %.

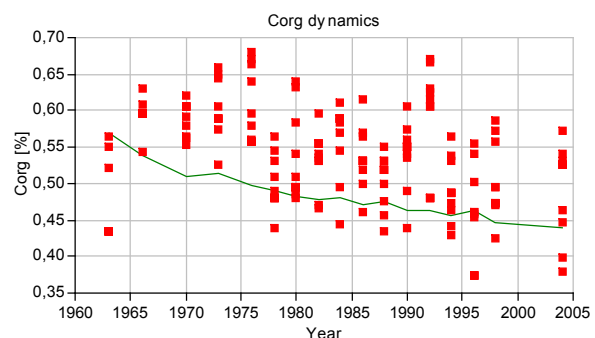
Nach 41 Versuchsjahren mit unterschiedlicher organischer und mineralischer Düngung zeigte sich eine deutliche Differenzierung der C_{org} -Gehalte, auf die schon ROGASIK ET AL. (2001) und BARKUSKY (2009) hingewiesen haben (Anhang 2). Trotz der erheblichen Varianz der Wiederholungen innerhalb einer Variante in einem Jahr und großer Schwankungen der C_{org} -Gehalte der Varianten über die Jahre ließen sich mit Hilfe der Modellierung eindeutige Tendenzen der Humusentwicklung identifizieren (Abb. 12 und Abb. 13 und Anhang 2).

In der Mehrzahl der Varianten wies das Modell 1963 und 2004 sinkende Humusgehalte aus (Anhang 2).

So führte die Strohdüngung bei niedriger N-Düngung zu einem deutlichen Absinken der C_{org} -Gehalte in den 41 Versuchsjahren (Abb. 8); die Differenz zwischen simulierten Anfangs- und Endwerten (CCB) betrug mehr als 0,1 % und lag folglich über dem Messfehler für C_{org} (vgl. Anhang 2 und Anhang 4).



a: Entwicklung der C_{org} -Gehalte in der 0-Variante ohne organische und mineralische Düngung, V140, Müncheberg, modelliert mit CCB; C_{rep} 298,6 kg ha⁻¹, -0,175 %.



b: Entwicklung der C_{org} -Gehalte in der Variante 4.1, Strohdüngung bei niedriger N-Düngung, Müncheberg, modelliert mit CCB; C_{rep} 712,9; kg ha⁻¹, -0,138 %.

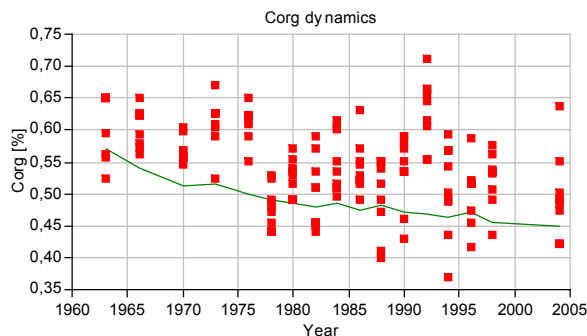
Abb. 12: Vergleich der Nullparzelle ohne organische und mineralische Düngung (links) mit der Strohdüngungsvariante bei niedriger N-Düngung (rechts), V140 Müncheberg,

Angabe der Menge humusreproduktionswirksamen Kohlenstoffs (C_{rep} = Modelloutput), und Angabe der Veränderung des ursprünglichen C-Gehaltes in Prozentpunkten (Modell)

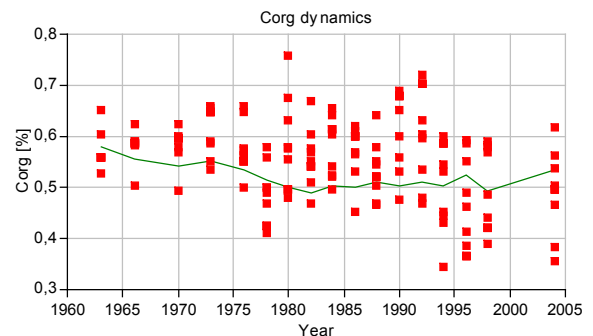
— Modellergebnis, ■ Messwert.

In allen Strohdüngungsvarianten (5 N-Düngungsstufen) war die Differenz zwischen Anfangs- und Endwert von C_{org} geringer als in der Nullparzelle (Abb. 12, Anhang 2). Dieser Befund belegt die Humusreproduktionswirkung von Stroh auch auf dem Müncheberger Standort.

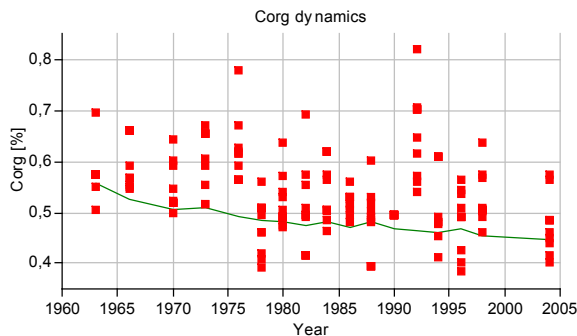
Während in den Strohdüngungsvarianten die Humusgehalte auch bei hoher N-Düngung sanken, gelang die Aufrechterhaltung der Humusgehalte im Müncheberger Dauerversuch durch eine Düngung mit Stallmist (1,2 t bzw. 3,2 t TM ha⁻¹ a⁻¹ zu Hackfrüchten) (Abb. 13 und Anhang 2).



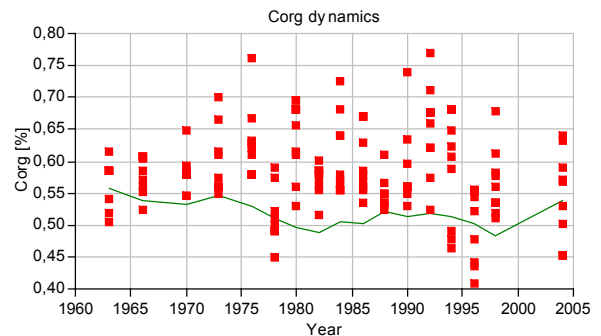
a: Entwicklung der C_{org}-Gehalte in der Variante 4.3, Strohdüngung bei mittlerer N-Düngung, modelliert mit CCB; C_{rep} 758,7 kg ha⁻¹, -0,129 %.



b: Entwicklung der C_{org}-Gehalte in der Variante 3.1, Stallmistdüngung ohne Mineral-N, modelliert mit CCB; C_{rep} 1155,8 kg ha⁻¹, -0,041 %.



c: Entwicklung der C_{org}-Gehalte in der Variante 4.5, Strohdüngung bei hoher N-Düngung, modelliert mit CCB; C_{rep} 723,5 kg ha⁻¹; -0,111 %.



d: Entwicklung der C_{org}-Gehalte in der Variante 3.5, Stallmistdüngung bei hoher N-Düngung, modelliert mit CCB; C_{rep} 1192,6 kg ha⁻¹, -0,009 %.

Abb. 13: Vergleich der Strohvarianten (links) mit den Stallmist (SM2)-Varianten (rechts), V 140/00 Müncheberg

Angabe der Menge humusreproduktionswirksamen Kohlenstoffs (C_{rep}= Modelloutput), und Angabe der Veränderung des ursprünglichen C-Gehaltes in Prozentpunkten (Modell)

— Modellergebnis, ■ Messwert

In den Stallmistvarianten (StM2, 32 dt) betragen die Differenzen zwischen Anfangs- und Endwert weniger als 0.05 Masse-%, sie lagen also innerhalb des Fehlerbereiches. Die Aufrechterhaltung des ursprünglichen Kohlenstoffgehaltes war auch in der Variante ohne mineralische N-Düngung gewährleistet. Besonders wirksam war die Stallmistdüngung allerdings in Verbindung mit mineralischer N-Düngung (Abb. 13).

Ein Anstieg der Kohlenstoffgehalte wie in Puch war jedoch auch bei Stallmistdüngung in Müncheberg niemals festzustellen.

Bei der Bewertung dieser Befunde ist zu berücksichtigen, dass gerade auf sandigen Böden enge Korrelationen zwischen der C-Dynamik und N-Bilanzsalden bestehen (ROGASIK UND SCHROETTER 1999). Nach ROGASIK ET AL. (1997) ist die Erhaltung eines standorttypischen Kohlenstoffgehaltes im Boden unter Müncheberger Verhältnissen nur bei N-Bilanzüberschüssen von 30-40 kg ha⁻¹ möglich. Bei hoher Stallmistgabe in Verbindung mit mineralischer N-Düngung wurden positive N-Salden bis über 80 kg N festgestellt (ROGASIK UND SCHROETTER 1999).

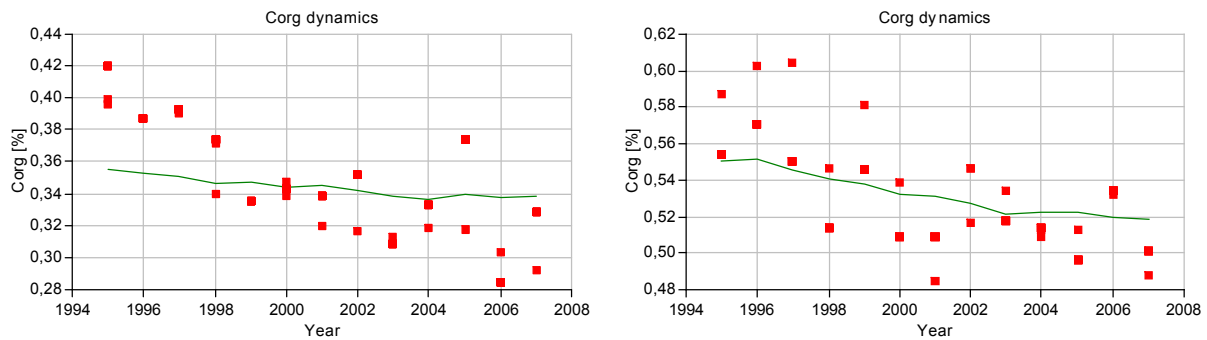
Die Aufrechterhaltung der C_{org}-Gehalte im Boden kann also für die Bemessung der organischen Düngung nicht das einzige Kriterium sein.

5.3 Kohlenstoffgehalte bei Stroh- und Stallmistdüngung am Standort Thyrow

Die Humusentwicklung in Thyrow zwischen 1995 und 2007 verlief ähnlich wie in Müncheberg, doch zeigten sich auch Parallelen zu Puch (Anhang 3) Zu berücksichtigen ist, dass der hier analysierte Zeitraum sehr kurz war und nur einen Zeitraum von 13 Jahren umfasste. Auch waren die Startwerte in den einzelnen Varianten sehr unterschiedlich.

Die Kohlenstoffgehalte an diesem Standort lagen zum Teil noch unter den Müncheberger Werten. Sie streuten im Jahren 2007 zwischen 0,84 und 0,29 % C_{org}.

In der Variante Strohdüngung ohne mineralischen Stickstoff zur Ausgleichsdüngung sanken die modellierten C_{org}-Gehalte etwas stärker als in der Null-Parzelle (Abb. 14).



a: Entwicklung der C_{org} -Gehalte in der Variante B3N0, ohne organische und mineralische Düngung, modelliert mit CCB; C_{rep} 344,3 kg ha⁻¹, -0,016 %.

b: Entwicklung der C_{org} -Gehalte in der Variante B10N0, Stroh ohne N-Ausgleich, modelliert mit CCB; C_{rep} 482,9 kg ha⁻¹, -0,032 %.

Abb. 14: Vergleich der Nullparzelle ohne organische und mineralische Düngung (links) mit der Strohdüngungsvariante ohne N-Ausgleich, DVI, Thyrow,

Angabe der Menge humusreproduktionswirksamen Kohlenstoffs (C_{rep} = Modelloutput), und Angabe der Veränderung des ursprünglichen C_{org} -Gehaltes in Prozentpunkten (Modell)

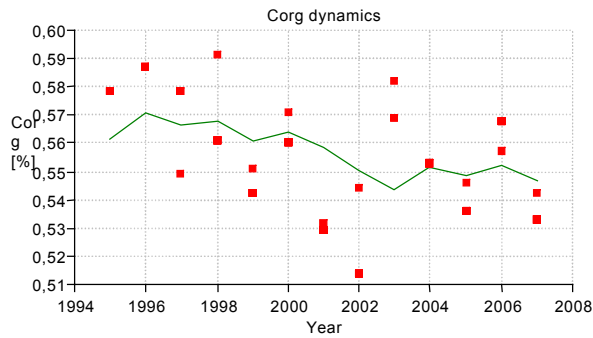
— Modellergebnis, ■ Messwert

Auch in den Strohdüngungsvarianten mit mineralischem Stickstoff war in den Varianten mit mittlerer N-Düngung eine negative Tendenz der Kohlenstoffgehalte festzustellen (Abb. 15, linke Seite). Bei hohen N-Düngungsraten konnten die Humusgehalte aufrechterhalten werden.

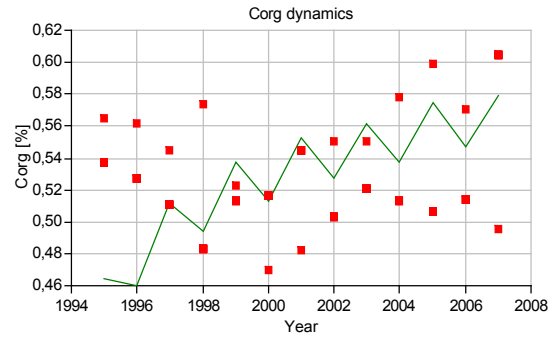
Der Stallmist wirkte in Thyrow auf die Kohlenstoffgehalte ähnlich wie in Puch: Unabhängig von der einer zusätzlichen mineralischen N-Düngung stiegen die Kohlenstoffgehalte bei regelmäßigen Stallmistgaben in zweijährigem Turnus an (Abb. 15).

Gründe, die für die Unterschiede in der Stallmistwirkung zwischen Müncheberg und Thyrow verantwortlich sein können, sind:

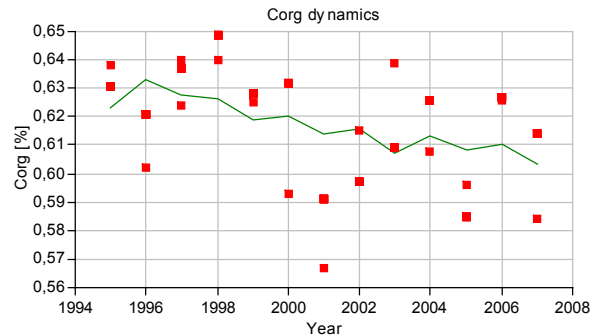
- 1) Unterschiedliche Mengen an reproduktionswirksamem Kohlenstoff (C_{rep})
- 2) Bewirtschaftung
- 3) Portionierung des Stallmistes
- 4) Artefakte wegen kurzer Versuchsdauer.



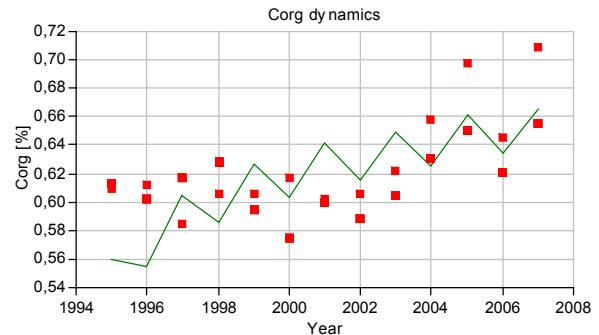
a: Entwicklung der C_{org} -Gehalte in der Variante B9N1, Stroh + N1, mit N-Ausgleich, modelliert mit CCB; C_{rep} 716,5 kg ha⁻¹, -0,015 %.



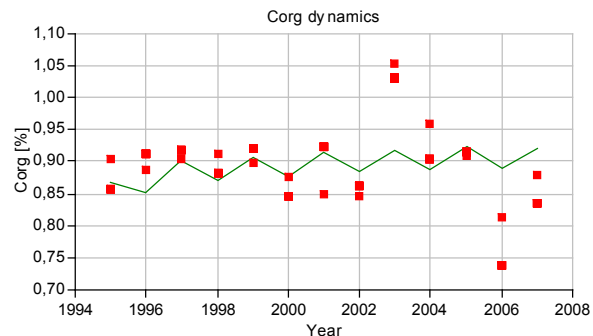
b: Entwicklung der C_{org} -Gehalte in der Variante B4N0, Stallmist 200 dt ohne Mineral-N, modelliert mit CCB; C_{rep} 1747,1 kg ha⁻¹, + 0,114%.



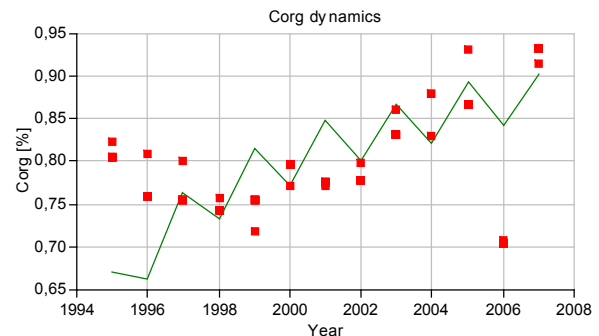
c: Entwicklung der C_{org} -Gehalte in der Variante B10N1, Stroh + N1, ohne N-Ausgleich, modelliert mit CCB; C_{rep} 767,0 kg ha⁻¹, -0,02 %.



d: Entwicklung der C_{org} -Gehalte in der Variante B4N1, Stallmist 200 dt + 60 kg N, modelliert mit CCB; C_{rep} 1804,4 kg ha⁻¹, + 0,106%.



e: Entwicklung der C_{org} -Gehalte in der Variante B9N2, Stroh + N2, mit N-Ausgleich, modelliert mit CCB; C_{rep} 792,3 kg ha⁻¹, -0,014 %.



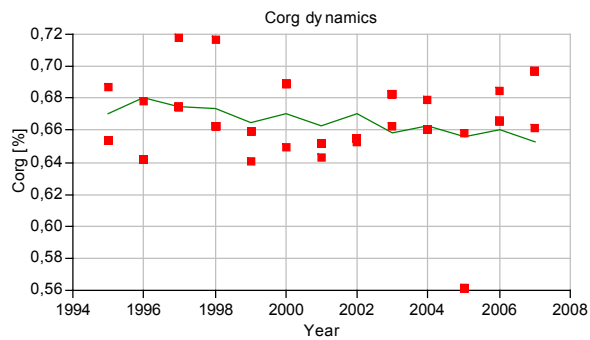
f: Entwicklung der C_{org} -Gehalte in der Variante B5N1, Stallmist 400 dt + 60 kg N, modelliert mit CCB; C_{rep} 3161,2 kg ha⁻¹, + 0,232%.

Abb. 15: Vergleich der Strohvarianten (links) mit den Stallmist Varianten (rechts),

DVI, Thyrow,

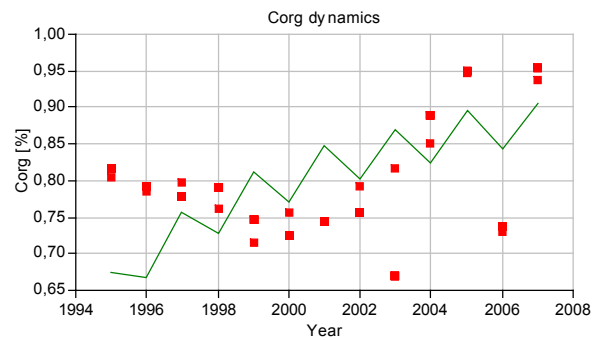
Angabe der Menge humusreproduktionswirksamen Kohlenstoffs (C_{rep} = Modelloutput), und Angabe der Veränderung des ursprünglichen C-Gehaltes in Prozentpunkten (Modell)

— Modellergebnis, ■ Messwert



g: Entwicklung der C_{org} -Gehalte in der Variante B10N2, Stroh + N2, ohne N-Ausgleich, modelliert mit CCB; C_{rep} 482,9 kg ha⁻¹, -0,032 %.

Abb. 15: Fortsetzung



h: Entwicklung der C_{org} -Gehalte in der Variante B5N2, Stallmist 400 dt + N2, modelliert mit CCB; C_{rep} 3122,5 kg ha⁻¹, + 0,231 %.

Tatsächlich zeigt sich schon beim ersten Faktor eine mögliche Erklärung: der Vergleich der vom CCB-Modell berechneten C_{rep} -Mengen zeigt, dass der Eintrag an humuswirksamem C in den Stallmistvarianten in Thyrow erheblich über den C_{rep} -Mengen in den Stallmistvarianten in Müncheberg liegt. In der ausschließlich mit Stallmist versorgten Variante B1N0 in Thyrow wurden mit einem mittleren C_{rep} -Eintrag von 1736,3 kg ha⁻¹ über die gesamte Fruchtfolge erheblich mehr humuswirksamer Kohlenstoff zugeführt als in der Stallmistvariante mit maximalem C_{rep} in Müncheberg (Variante 3.4 : C_{rep} = 1265, 5 kg ha⁻¹).

Interessanterweise weisen alle Stallmistvarianten in Puch nur einen C_{rep} -Wert zwischen 1239,0 und 1384,2 auf. Sie alle führten jedoch zu einem deutlichen Anstieg der Kohlenstoffgehalte an diesem Standort.

Die Simulationsrechnungen zeigen, dass bei Stallmistdüngung die gleichen C_{rep} -Werte in Puch anders als in Müncheberg wirken.

Es stellt sich die Frage, ob auch im Stroh das C_{rep} auf den einzelnen Standorten unterschiedlich wirkt.

In Thyrow kam es bei einem C_{rep} -Wert von 790 kg ha⁻¹ in der Strohvariante B9N2 zu stabilen Humusgehalten.

In Puch führte bei Strohdüngung ein C_{rep} ab ca. 500 kg ha⁻¹ und Jahr in der Fruchtfolge mit Silomais zu stabilen Kohlenstoffgehalten. C_{rep} -Werte darunter führten zu einem Absinken des Humusspiegels.

In Müncheberg waren dagegen auch C_{rep} – Werte im Stroh von 760 kg ha⁻¹ (max. eingebrachte humuswirksame C-Menge bei Strohdüngung) mit abnehmenden Bodenkohlenstoffgehalten verbunden. In Thyrow kam es bei einem C_{rep} -Wert von

790 kg ha⁻¹ in der Strohvariante B9N2 zu stabilen Humusgehalten. Hier besteht Forschungsbedarf.

5.4 Humusdynamik am Standort Puch im Vergleich zu den Standorten Thyrow und Müncheberg

Die Unterschiede zwischen den Standorten Puch einerseits und Thyrow und Müncheberg andererseits im Hinblick auf die Humusdynamik sind erheblich. Nach FRANKO (1997) wird die Humusdynamik an einem Standort durch das Verhältnis von C_{rep} zu BAT (biological active time) (oder WMZ – wirksame Mineralisierungszeit) bestimmt.

Tatsächlich unterscheiden sich die Standorte deutlich hinsichtlich ihrer BAT.

Die durchschnittliche BAT am Standort Puch, ermittelt mit CCB anhand der jährlichen klimatischen Kenngrößen, betrug im Zeitraum zwischen 1983 und 2009 20,1 d/a. Die BAT (Tage/Jahr) stieg im Laufe des Versuchszeitraumes um 3,2 Tage auf 21 Tage an, welches einer Erhöhung um etwa 10% entspricht (Abb. 16).

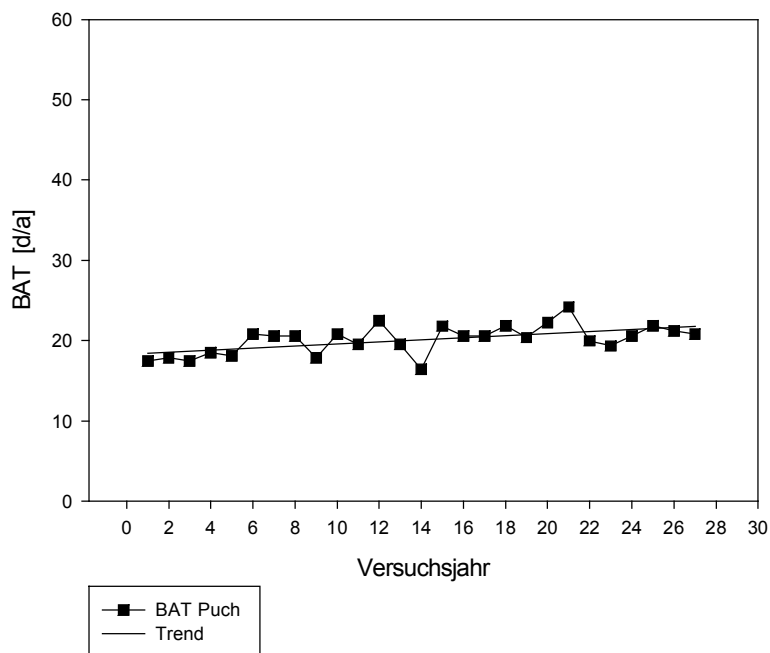


Abb. 16: BAT in Puch 1983 bis 2009, ermittelt mit CCB.

Über eine Zunahme der mittleren Jahrestemperatur in Puch zwischen 1983 und 2004 um $0,7^{\circ}\text{C}$ pro Jahr wurde bereits von HEGE UND OFFENBERGER (2006) berichtet.

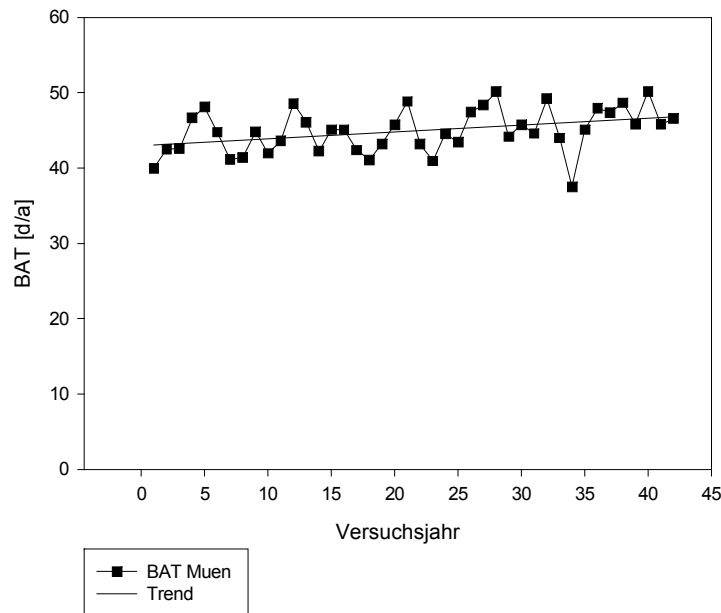


Abb. 17: BAT in Müncheberg 1963 bis 2004, ermittelt mit CCB

Dagegen betrug die BAT in Müncheberg, ermittelt mit CCB anhand der jährlichen klimatischen Kenngrößen (siehe oben), $44,9 \text{ d/a}$; sie war damit mehr als doppelt so hoch im Vergleich zu Puch. Wie in Puch kam es auch in Müncheberg zwischen 1963 und 2004 zu einem Anstieg der BAT (Abb. 17) um etwa 10 %.

Ähnlich hoch wie die BAT in Müncheberg war die BAT in Thyrow (Mittelwert $47,3 \text{ d/a}$). Auch hier war im Analysezeitraum zwischen 1993 und 2007 ein Aufwärtstrend festzustellen (Abb. 18).

Eine Zuordnung der in den einzelnen Fruchtfolgen eingetragenen Mengen an humuswirksamem C (C_{rep}), quantifiziert von CCB, zu den gemessenen C_{org} -Werten ergibt folgendes Bild (Abb. 19):

Bei ähnlichem C_{rep} -Input in der Fruchtfolge (z.B. $C_{\text{rep}} 440 \text{ kg/ha}$) wird in Puch ein Kohlenstoffgehalt von ca. 1 % erzielt (Variante A1B1), in Müncheberg dagegen nur ein C-Gehalt von ca. 0,45 % (Variante 1.4). Bei hohem C-Input ($C_{\text{rep}} > 1200 \text{ kg/ha}$) wird in Puch ein Kohlenstoffgehalt von ca. 1,1 % erzielt, in Müncheberg

dagegen nur ein Gehalt von 0,55 %. Die Werte von Thyrow liegen zum Teil nahe an den Müncheberger Werten, zum Teil darüber.

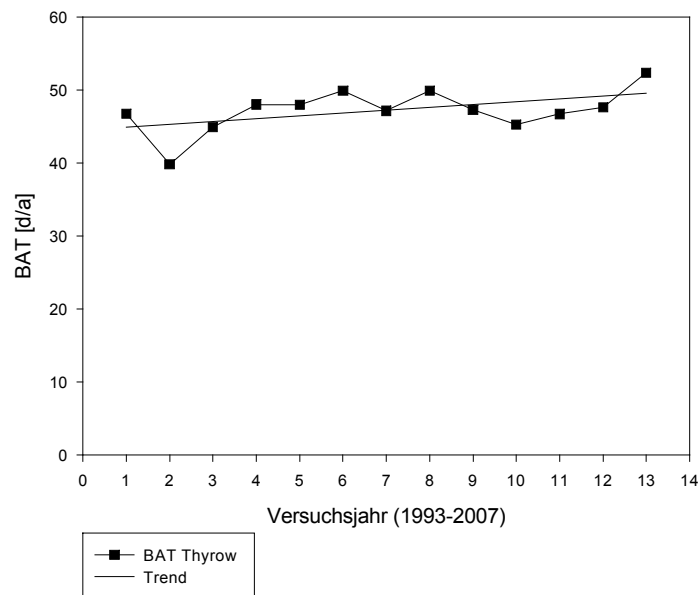


Abb. 18: BAT in Thyrow 1993 bis 2007, ermittelt mit CCB

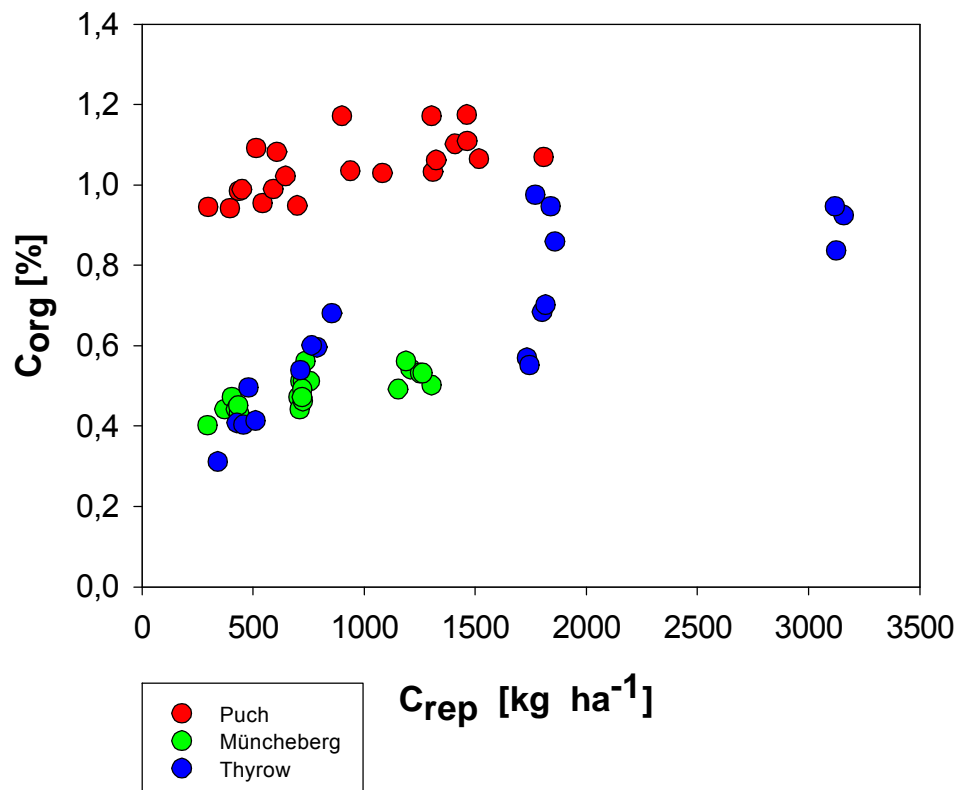


Abb. 19: Gemessene Bodenkohlenstoffgehalte (C_{org}) am Ende des Auswertungszeitraumes in Puch, Thyrow und Müncheberg in Abhängigkeit von der zugeführten humuswirksamen C-Menge (C_{rep})

Auch die Veränderung von C_{org} (sim) durch die Art der organischen und mineralischen Düngung an den einzelnen Standorten lässt sich auf die unterschiedliche Menge an Humus-C (C_{rep} = reproduktionswirksamer Kohlenstoff, in $kg\ ha^{-1}$) in den einzelnen Fruchtfolgen zurückzuführen. Die Differenzen zwischen simulierten Anfangs- und Endwerten von C_{org} im Boden stehen in enger Beziehung zu den C_{rep} -Werten (mittlere Werte für die Fruchtfolge) (Abb. 20 - Abb. 22)

Die Abnahme der Humusgehalte in den Varianten ohne Mineraldüngung konnte also in vielen Fällen auf die geringeren Erträge und entsprechend geringeren Kohlenstoffeinträge zurückgeführt werden. Dieser Zusammenhang konnte generell auf allen Standorten festgestellt werden; Details dieser Beziehung waren jedoch standortabhängig.

So war in Puch der Zusammenhang zwischen C_{rep} und der Differenz der simulierten C_{org} -Werte linear. Fast 95 % der Variabilität der dC_{org} (sim)-Werte konnte durch C_{rep} erklärt werden (Abb. 20).

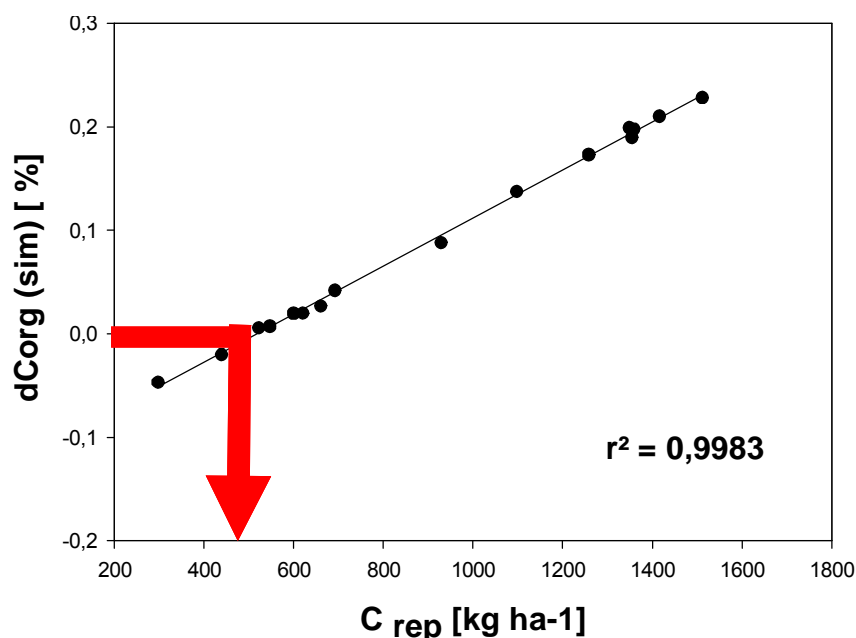


Abb. 20: Beziehung zwischen C_{rep} (Mittel Fruchtfolge je Jahr) und Veränderungen von C_{org} (simuliert, in Prozentpunkten) im IOSDV Puch; Bedeutung des Pfeils siehe Text.

In der Abbildung ist die C_{rep} -Menge mit einem Pfeil markiert, welche nach dem Modell mindestens notwendig ist, um die C_{org} -Werte am Standort Puch aufrechtzuerhalten (Differenz der C_{org} -Werte = 0).. Nach den hier durchgeführten Berechnungen liegt dieser Wert in Puch bei einer C_{rep} -Menge von ca. $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

. Nach HEGE UND OFFENBERGER (2006) kann am Standort Puch mit alleiniger Strohdüngung der Ausgangsgehalt an C_{org} nicht gehalten werden. Die Messwerte zeigten tatsächlich einen geringfügigen Abfall, der aber innerhalb der Fehlergrenze (0.1 %; KÖRSCHENS 2010) lag. Im Unterschied zu den gemessenen Werten führte nach unserem Modell die alleinige Strohdüngung (ohne N) zu einem leichten Anstieg der C-Gehalte, der aber auch innerhalb der Fehlergrenzen lag. Angesichts der geringen Unterschiede und der Tatsache, dass die Ausgangsgehalte in Puch aufgrund vorheriger Stallmistdüngung hoch waren, ist davon auszugehen, dass die C_{org} -Gehalte durch die alleinige Strohdüngung in Puch nicht wesentlich verändert wurden.

Nach unserem Modell hatte die Strohdüngung ohne mineralischen Stickstoff am Standort Puch einen C_{rep} -Wert von 700 kg ha^{-1} (Abb. 9) in der Silomais-Fruchtfolge bzw. einen Wert von 940 kg ha^{-1} in der Zuckerrübenfruchtfolge, lag damit stets über dem hier gefundenen Richtwert von 500 kg ha^{-1} und war mit einem leichten Anstieg der C_{org} -Gehalte verbunden. Allerdings handelt es sich hier um vorläufige Richtwerte, die durch eingehendere Untersuchungen abgesichert werden müssen.

Am Standort Müncheberg zeigte sich ebenfalls ein enger linearer Zusammenhang zwischen C_{rep} und C_{org} -Veränderungen (sim) (Abb. 17).

Wird der lineare Zusammenhang zwischen den Veränderungen der simulierten C_{org} -Gehalte und C_{rep} extrapoliert, ergibt sich ein Mindest- C_{rep} -Wert von ca. 1500 kg ha^{-1} für die Aufrechterhaltung der Kohlenstoffgehalte im Boden. Auch dieser Wert muss durch weitere Untersuchungen abgesichert werden.

Am Standort Thyrow war der Zusammenhang zwischen C_{rep} und der Veränderung der simulierten C_{org} -Gehalte ebenfalls linear (Abb. 22). Die Mindest- C_{rep} -Menge, bei der keine Veränderung der C_{org} -Gehalte berechnet wurde, liegt hier mit ca. 900 kg ha^{-1} allerdings deutlich niedriger als in Müncheberg.

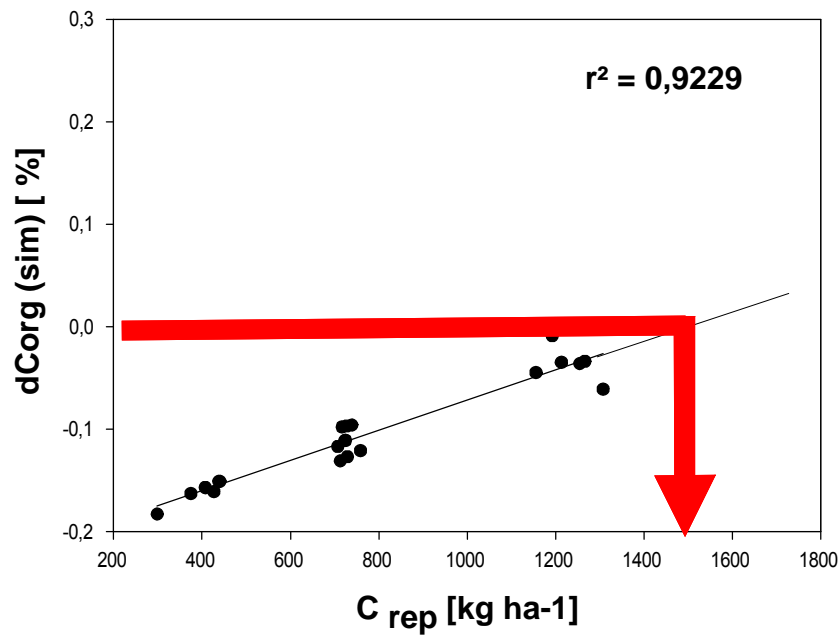


Abb. 21: Beziehung zwischen C_{rep} (Mittel Fruchtfolge je Jahr) und Veränderungen von C_{org} (simuliert, in Prozentpunkten) im V140 in Müncheberg; Bedeutung des Pfeils siehe Text.

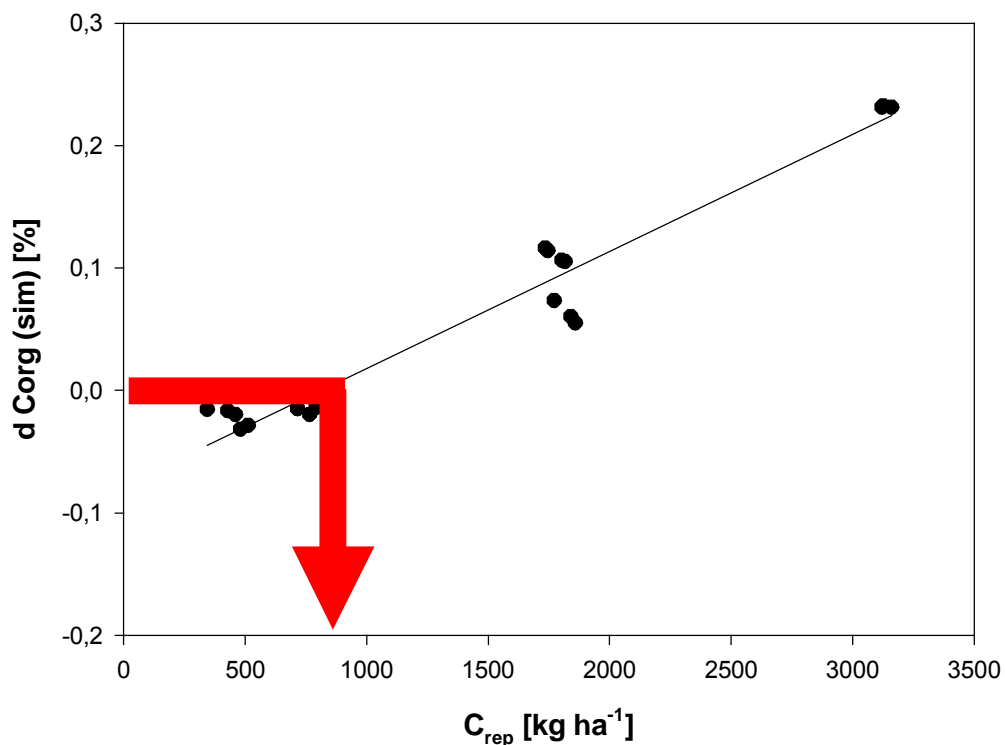


Abb. 22: Beziehung zwischen C_{rep} (mittlerer Wert für die Fruchtfolge) und Veränderungen von C_{org} (simuliert) im DVI in Thyrow; Bedeutung des Pfeils siehe Text.

Da Müncheberg und Thyrow eine ähnliche BAT aufweisen, wäre auch ein ähnlicher Mindest- C_{rep} -Wert zu erwarten gewesen.

Der Grund für die Unterschiede zwischen dem Müncheberger und Thyrower Versuch liegen vermutlich in den unterschiedlichen Startwerten begründet. Die Ausgangswerte von Thyrow zu Beginn des Auswertungszeitraumes waren sehr unterschiedlich, bedingt durch vorangegangene Düngungseinflüsse (Abb. 14 und Abb. 15). So hatten einige Varianten, infolge vorangegangener Stallmist-Düngung, sehr hohe Ausgangswerte. Demgegenüber waren die Startwerte in Müncheberg relativ einheitlich.

Diese Heterogenität der Ausgangswerte in Thyrow, welche auf der differenzierten organisch-mineralischen Düngung in den vorangegangenen Versuchsjahren beruht, lässt eine Analyse der Mindest- C_{rep} -Werte, wie sie hier vorgenommen wurde, mit dem Thyrower Datensatz kaum zu.

Berücksichtigt man diese Überlegung, so ist für Standorte mit hohen BAT-Werten wie in Müncheberg eher von Mindest- C_{rep} -Werten von deutlich über 1000 auszugehen.

Die der hier angewandten Modellierung zugrunde liegende Theorie besagt, dass, wenn sich die BAT auf das Doppelte erhöht, wie z.B. im Vergleich von Müncheberg mit Puch, bei gleichen Ausgangsbedingungen die erforderliche C_{rep} -Menge für eine „vollständige Humusreproduktion“ nach obiger Definition im gleichen Verhältnis erhöhen muss (FRANKO 1997).

$$\frac{BAT\ 1}{BAT\ 2} = \frac{C_{rep\ 1}}{C_{rep\ 2}}$$

Nach dieser Formel ist für eine BAT 2 von 44,9 (Müncheberg) im Vergleich zu einer BAT 1 von 20,1 (Puch) und einem $C_{rep\ 1}$ von 500 (Puch) ein $C_{rep\ 2}$ von 1116,9 erforderlich.

Dieser Wert liegt etwas unterhalb unseres Richtwertes, welcher aus den Beobachtungen am Standort Müncheberg mit Hilfe der Modellierung abgeleitet wurde (Abb. 21).

Daten des Dauerversuches P60 in Groß Kreuz ergeben einen Mindest- C_{rep} -Bedarf von $600\ kg\ ha^{-1}$. Aufgrund der hohen BAT an diesem Standort (BAT = 36, siehe Tab. 5) wäre auch hier ein höherer Wert zu erwarten gewesen.

Unsere Untersuchungen zeigen, dass C_{rep_0} ein nützlicher Indikator für den Mindestbedarf an humuswirksamem C auf einem Standort sein könnte. Allerdings besteht noch erheblicher Forschungsbedarf. Die hier ermittelten Werte sind nur erste Anhaltspunkte und müssen weiter untersucht werden.

Diese Befunde erklären die Unterschiede in der Humusdynamik an den Standorten Puch, Thyrow und Müncheberg. Allerdings sagen sie nichts über die Humusreproduktionsleistung von Stroh aus in Relation zu Stallmist (siehe Kap. 5.5).

5.5 Humusreproduktionsleistung von Stroh in Puch, Müncheberg, Thyrow und Groß Kreuz

Bei der Bewertung der Reproduktionswirksamkeit organischer Substanzen ist eine klare Unterscheidung der Betrachtungsebene notwendig. Beim Umsatz eingebrachter Primärschubstanz wird neuer Humus gebildet. Diese 'Bruttohumifizierung' ist fast ausschließlich von der Qualität des eingebrachten Materials abhängig. Nur wenn der Umsatz so langsam erfolgt, dass sich erst nach mehreren Jahren ein Fließgleichgewicht im OPS-Pool einstellt, kann man in der Zeit davor einen Standorteinfluss erwarten. Für die hier untersuchten Standorte und Substrate ist dies jedoch vernachlässigbar.

Parallel zur 'Bruttohumifizierung' erfolgt die Mineralisierung des zuvor humifizierten Materials. Damit beobachtet man nach einem bestimmten Zeitintervall (z.B. 1 Jahr oder 1 Rotation) eine 'Nettohumifizierung' als Ergebnis des substrattypischen Humusaufbaus vermindert um die standorttypische Mineralisierung. Der Humifizierungskoeffizient beschreibt diesen Nettoprozess, während der Synthesekoeffizient ETA (h) den Bruttoprozess charakterisiert.

Die qualitative Bewertung der Humusreproduktionsleistung von organischem Material betrifft demnach nicht den Humifizierungskoeffizienten, sondern den Synthesekoeffizienten ETA (h). Dieser Parameter beschreibt den „Aufbau von organischer Bodensubstanz bei Umsatz einer C-Einheit“ (FRANKO UND THIEL 2010).

Zur Überprüfung dieser Hypothesen wurden mehrere Dauerversuchsvarianten mit Stroh- und Stallmistdüngung modelliert und die Modellergebnisse mit den Messwerten verglichen. Ist der Modellfehler (Vergleich Modellwert zum Messwert) in der Größenordnung der Beobachtungsfehler, kann man die Differenzen zwischen Modellergebnis und Messung akzeptieren und damit das Modell als validiert

einschätzen. In dem Fall muss man auch die Standortabhängigkeit von h (Synthesekoeffizient) ablehnen.

Um auch den oben angedeuteten Fall des verlangsamten Aufbaus eines OPS-Pools zu untersuchen, wurde für die Standorte Puch und Groß Kreuz folgendes Simulationsexperiment durchgeführt: Die Simulationsergebnisse zum C_{org} -Verlauf einer positiv validierten Stallungvariante wurden als Zielgröße gespeichert. Anschließend wurde in dieser Variante der Stallung durch Stroh ersetzt und die Strohmenge so lange verändert bis die berechnete C_{org} -Dynamik dem zuvor berechneten Verlauf bei Stallungapplikation entsprachen. Die Reproduktion der Zielkurve war dabei nur durch die Rechengenauigkeit begrenzt, so dass der qualitative Vergleich von Stroh und Stallmist auf Basis der jeweiligen Eta-Parameter erfolgen kann.

Im Rahmen der CCB-Validierung wurden insgesamt 4 verschiedene Parametersätze für Getreidestroh benutzt (ETA: 0,45..0,50; Trockensubstanz 81,2%..90,8%; C-Gehalt in der TS: 39,5%..46,2%). Als Referenz wird hier ein Parametersatz für Stallmist mit den Parametern ETA=0,64; 27% Trockensubstanz und 36% C in der TS verwendet.

Daraus ergibt sich für das Verhältnis zwischen Stroh und Stallung bei gleicher Bruttoreproduktion folgende Bewertung:

- Frischmasse: 2,46..3,37
- Trockenmasse: 0,77..1,00
- C-Zufuhr: 0,70..0,78

Damit liegt die Wirksamkeit des Stroh-C unabhängig vom untersuchten Standort über einen weiten BAT-Bereich (25..50 d/a) bei ca. 74 % der Wirksamkeit des Stallmist-C. Dieser Wert entspricht den Angaben von KOLENBRANDER, 1969, in RAUHE ET AL. (1976).

Die Werte für die Humusreproduktionsleistung von Stroh nach VDLUFA Humusbilanzierung liegen etwas niedriger, bei ca. 65 % Wirksamkeit.

Somit ergibt sich aus den hier durchgeführten Analysen Hinweise, das Reproduktionsvermögen von Stroh in den VDLUFA-Parametern generell zu erhöhen. Es besteht aber kein Anlass, die VDLUFA- Werte für die Humusreproduktionsleistung von Stroh über die evtl. typischen C-Gehalte bzw. TS-Gehalte hinaus standortabhängig anzupassen.

Zu berücksichtigen ist, dass in den Daten sowohl ein C_{org} -Messfehler als auch ein Modell-Fehler vorliegt. Würde man dieses berücksichtigen, käme man zu einem sehr großen Unsicherheitsbereich der o.g. 74 % - vor allem durch die Streuung der C_{org} -Messwerte.

5.6 Bedeutung der Standortbedingungen für die Bewertung der Humusreproduktion

Eingangs wurde bereits auf die Unterschiede zwischen Brutto- und Nettohumifizierung hingewiesen. Bestimmt man über die Nettohumifizierung (C_{org} -Differenzen) die Reproduktionswirksamkeit z. B. von Stroh in Dauerversuchen kommt hinzu, dass vergleichende Untersuchungen zwischen verschiedenen Experimenten durch den Anfangswert der Humusversorgung gestört werden.

Die vergleichende Analyse der Dauerversuche Puch, Thyrow, Müncheberg und Groß Kreuz macht dies sehr deutlich. Bei hohem Anfangsniveau wird eine höhere Stroh-Menge benötigt, um dieses Niveau zu stabilisieren. Scheinbar sinkt also die Reproduktionswirksamkeit von Stroh. Dies hat natürlich Konsequenzen für die Ableitung von Reproduktions-Parametern aus den Dauerversuchen und ist möglicherweise eine Ursache für die teilweise stark widersprüchliche Bewertung z.B. von Stroh, wenn man diese von der Erhaltung des Anfangszustandes ableitet.

5.7 Beziehung zwischen Humussalden (nach VDLUFA) und C_{org} -Gehalten in Müncheberg

Bei der Modellierung der Humusdynamik in den Dauerversuchen mit CANDY Carbon Balance wurde standardmäßig die Methode „CCB“ angewandt; zum Vergleich wurde ein Datensatz (V 140/00, Müncheberg) nach der Methode „LUFA“, welche auf den VDLUFA-Kennwerten basiert, gerechnet. Mit Hilfe von CCB ist es also möglich, die VDLUFA-Humusbilanz-Salden in eine Änderung des Humusgehaltes umzurechnen

Die Ergebnisse der CCB-Modellierung mit VDLUFA-Kennwerten im Vergleich zur CCB-Methode sind tabellarisch im Anhang (Anhang 7) dargestellt.

Die Auswertung der Müncheberger Daten zeigt, dass die nach VDLUFA-Kennwerten modellierten C_{org} -Werte in den meisten Fällen unter den gemessenen C_{org} -Werten und auch in den meisten Fällen auch unter den mit der Standardmethode „CCB“ modellierten C_{org} -Werten lagen (Abb. 23, Anhang 7). In der

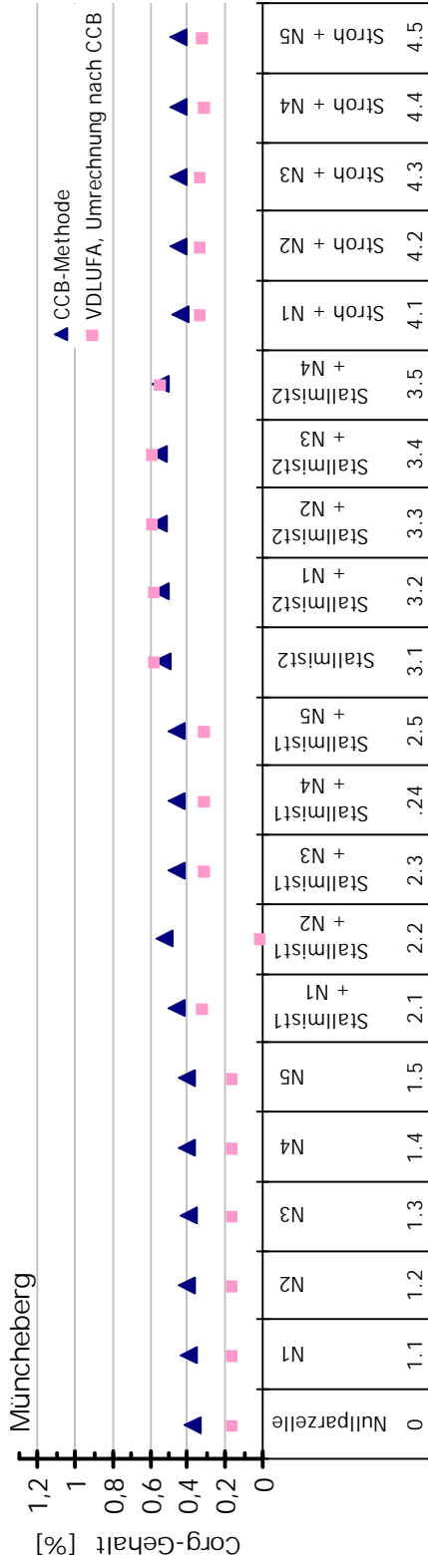
Stallmist_2-Variante lagen allerdings die nach VDLUFA-Kennwerten modellierten C_{org} -Werte über den gemessenen und den mit der Standardmethode „CCB“ modellierten C_{org} -Werte (Abb. 23, Anhang 7).

Eine Voraussage von C_{org} -Werten aufgrund der Humussalden scheint damit kaum möglich zu sein.

Ebenso unmöglich ist es, im Umkehrschluss stets von C_{org} -Gehalten im Boden auf Humussalden (oder deren Angemessenheit) schließen zu können.

Die Tatsache, dass in einigen Untersuchungen eine enge Beziehung zwischen Humussalden und C_{org} -Gehalten und deren Veränderung nachgewiesen werden konnte (z.B. JOSCHKO, ROGASIK ET AL. 2007). ist noch kein abschließender Beweis für einen regelhaften Zusammenhang. Auch hier besteht Forschungsbedarf.

Abb. 23: Vergleich der C_{org}-Gehalte berechnet nach CCB und nach VDLUFA umgerechnet mit CCB V140/00 Müncheberg



Mit N1 bis N5 – Stufen der mineralischen Stickstoffdüngung

6. Schlussbetrachtung

Im Rahmen dieses Teilprojektes wurde ein wichtiger Aspekt in der VDLUFA-Humusbilanzierung bearbeitet, welche für Ackerböden aus der Zufuhr organischer Dünger und der Wirkung der angebauten Fruchtarten den Humussaldo berechnet. In diesem Teilprojekt ging es um die Bewertung von Stroh (Getreidestroh) im Rahmen der Humusbilanz als der zur Zeit bedeutendste organische Dünger in landwirtschaftlichen Betrieben. Bisher werden bei der Bilanzierung Einflüsse des Standortes nur mittelbar über den Ertrag berücksichtigt.

Wir fanden mit der hier angewandten Methode der Modellierung keinen Hinweis auf eine standortdifferenzierte Humusreproduktionsleistung von Getreidestroh. Es zeigte sich stattdessen, dass die Humusreproduktionsleistung von Stroh in Relation zum Stallmist an allen von uns untersuchten Standorten gleich war und ca. 74 % bezogen auf den C-Gehalt betrug.

Laut VDLUFA-Humusbilanzierung erhöht 1 t Stroh mit 86% TM eine Humusreproduktionsleistung im Boden um 90 kg Humus-C. Bei 1 t Stallung mit 30% TM liegt dieser Beitrag bei 48 kg Humus-C. Die Relation Stroh zu Stallung beträgt auf der Basis der Frischsubstanz 1,9, auf Basis der Trockensubstanz 0,65. Die in der vorliegenden Studie ermittelten Werte ergeben als Verhältnis zwischen Stroh und Stallmist Werte zwischen 2.5 und 3.4 für die Frischmasse und Werte zwischen 0,77 und 1,0 für die Trockenmasse. In der Modellierung wurde der Beitrag des Strohs zur Humusreproduktion im Verhältnis zum Stallmist also deutlich besser bewertet als dies mit den Kennzahlen des VDLUFA-Standpunktes Humusbilanzierung erfolgt. Aufgrund der hier vorgelegten Ergebnisse ist eine höhere Bewertung von Stroh als bisher in Betracht zu ziehen.

Somit konnten mit dem uns vorliegenden Datenmaterial die Auswertungen von KÖRSCHENS (2005), der unter Verwendung von Daten aus Puch (HEGE ET AL.), Humusreproduktionsleistungen von Stroh von < 0 in Varianten mit Mineraldüngung im Vergleich zur ungedüngten Variante festgestellt hatte, mit nicht bestätigt werden. Mit der von uns angewandten Technik der Modellierung kamen wir auch zu einer anderen Einschätzung als DIEZ ET AL. (1997) und KRAUSS ET AL. (1997), welche anhand der Messwerte aus Puch eine Aufrechterhaltung der Kohlenstoffgehalte durch alleinige Strohdüngung nicht feststellen konnten.

Obwohl eine Standortabhängigkeit der Humusreproduktionsleistung von Stroh im Vergleich zu Stallmist nicht gefunden werden konnte, zeigten sich große standortbedingte Unterschiede in der Wirkung der organischen Düngung mit Stroh und mit Stallmist auf die Humusgehalte im Boden.

Auf allen von uns untersuchten Standorten mit Dauerversuchen wirkte Stroh weniger günstig als Stallmist auf die Humusgehalte. Dabei konnten folgende Fälle unterschieden werden:

- 1) Stallmist erhöht die C_{org} -Gehalte, Stroh + N-Düngung führt zur Aufrechterhaltung der C_{org} -Gehalte (Beispiel: Puch)
- 2) Stallmist hält C_{org} -Gehalte konstant, bei Stroh + niedriger mineralischer N-Düngung sinken sie (Beispiel: Müncheberg)

Die Unterschiede lassen sich durch folgendes Schaubild verdeutlichen (Abb. 24 und Abb. 25)

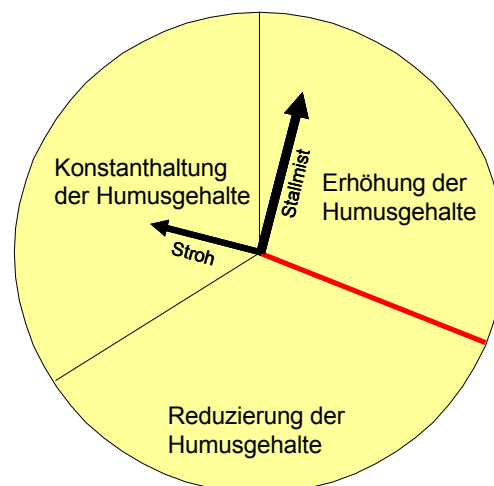


Abb. 24: Stroh- und Stallmisteffekte (Fall 1) (Puch)

Ursache dieser Befunde sind standortbedingte Unterschiede in der „Nettohumifizierung“. Dieser Prozess beschreibt das Ergebnis des substrattypischen Humusaufbaus vermindert um die standorttypische Mineralisierung. So führt die Stroh- und Stallmistdüngung auf lehmigem Boden mit geringer BAT (Biological Active Time, FRANKO UND OELSCHLÄGEL 1995) zu erheblich höheren Kohlenstoffgehalten im Boden als auf sandigem Boden mit hoher BAT.

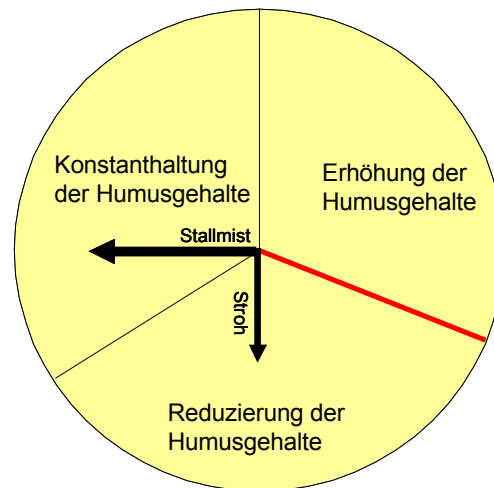


Abb. 25: Stroh- und Stallmisteffekte: Fall 2 (Müncheberg)

Aufgrund großer Standortsunterschiede hinsichtlich der Humusdynamik, welche wesentlich durch die BAT beschrieben wird, kommt es also trotz gleicher organischer Düngung zu unterschiedlichen Humusgehalten im Boden. Dabei ist die relative Wirkung von Stroh im Verhältnis zu Stallmist gleich; es liegt ein festes Verhältnis zwischen Stroh und Stallmist unabhängig vom Standort vor (gleiche Stallungäquivalenz) (Abb. 26).

Für die Quantifizierung der Humusreproduktionsleistung von Stroh mit Hilfe der Bodenkohlenstoffgehalte ist also die Kenntnis der Humusdynamik am Standort unabdingbar, weil nur so die Änderung des C_{org} -Gehaltes, die „absolute Humuswirkung“ des eingesetzten organischen Materials, verstanden werden kann.

Wie sich in unseren Untersuchungen zeigte, ist die Abnahme von Humusgehalten bei Strohdüngung trotz möglicherweise ausgeglichener Humusbilanz (nach der VDLUFA-Humusbilanzierungsmethode) kein Indiz für eine geringere Humusreproduktionsleistung von Stroh. Sie ist auf die Humusdynamik am Standort zurückzuführen. Die Aufrechterhaltung der C_{org} -Gehalte im Boden ist somit kein Maß für die Reproduktionsleistung des jeweiligen organischen Düngers.

Die Abnahme von Humusgehalten, wie sie am Standort Müncheberg festgestellt werden konnte, ist allerdings auch kein Indiz für eine unzureichende Humusversorgung an diesem Standort. Sie lässt sich durch die hohe BAT und ihre Erhöhung in den letzten Jahren erklären.

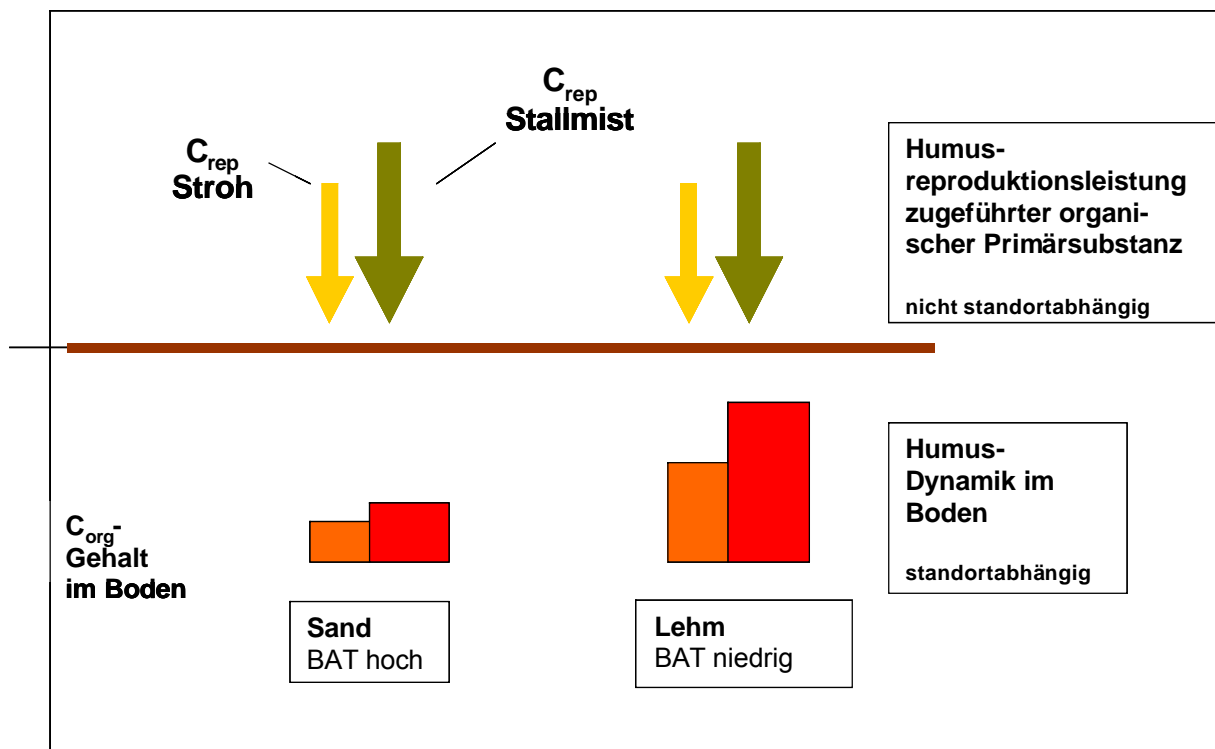


Abb. 26: Humuswirksamer Kohlenstoff (C_{rep} , kg ha^{-1}) im Stroh und Stallmist und seine Wirkung auf die C_{org} -Gehalte in einem Sand- (links) und Lehmboden (rechts) bei gleicher C_{org} -Zuführung durch Stroh- und Stallmistgabe

Als neben den Standortbedingungen entscheidend für die Humusdynamik erwies sich die mineralische N-Düngung. Mit steigender N-Düngung konnten vor allem auf sandigem Boden die Ausgangskohlenstoffgehalte eher gehalten werden. Auf die enge Beziehung zwischen C-Dynamik und N-Bilanzsalden haben bereits ROGASIK ET AL. (1997) hingewiesen. Steigende N-Bilanzsalden bei gesteigerter organischer Düngung erhöhen zwar die C-Akkumulation, gleichzeitig aber auch das Risiko von unerwünschtem N-Austrag: sie begrenzen damit Bestrebungen, den Humusgehalt von Ackerböden über ein gewisses Maß hinaus zu erhöhen.

Der Ansatz der Modellierung, welcher in diesem Teilprojekt zur Anwendung kam, hat sich bewährt. Mit Hilfe der Modelle CANDY und CANDY Carbon Balance war es möglich, zwischen der Humusreproduktionsleistung von Stroh einerseits und der Humusdynamik am Standort zu unterscheiden.

Ein weiteres Modellierungsergebnis war die Quantifizierung des humuswirksamen C in kg ha^{-1} , welches in den Dauerversuchen eine Aufrechterhaltung des ursprünglichen C_{org} -Gehaltes ermöglicht (C_{rep_0}) (Kap. 5.4).

Die Standorte reagieren sehr unterschiedlich auf die in der Fruchtfolge eingebrachten C_{rep} -Mengen; demzufolge waren die im Modell geschätzten C_{rep_0} -Werte sehr unterschiedlich. Die ermittelten Bedarfszahlen stellen aber bisher nur erste Anhaltspunkte dar, die durch weitere Untersuchungen abgesichert werden müssen.

Erschwert werden die Ableitungen des Bedarfs an C_{rep} zur Aufrechterhaltung des C_{org} -Gehalten dadurch, dass die verschiedenen Dauerversuche einen unterschiedlichen Humusversorgungszustand zu Versuchsbeginn aufwiesen. Zur Klärung und Quantifizierung dieses Einflusses ist weitere Forschung wünschenswert. Dafür können u.a. die Ergebnisse der für die Verifizierung der Humusbilanzmethode genutzten Dauerfeldversuche genutzt werden, woraus ein beachtlicher Erkenntnisgewinn zu erwarten ist.

Allerdings ist bei diesen Berechnungen zu berücksichtigen, dass die Betrachtung der Gesamt- C_{org} -Gehalte nur eine erste grobe Einschätzung darstellen kann. Entscheidend ist der Anteil des umsetzbaren C an der C_{org} -Gesamtgehalten, der sich von 0,28 %-Punkte oder fast 50 % des Gesamtgehaltenes (in Thyrow) bis auf 0,51 %-Punkte bzw. 25 % des Gesamtgehaltenes (in Bad Lauchstädt) erstrecken kann (KÖRSCHENS 2010).

Ebenfalls Forschungsbedarf besteht in der Aufklärung des Zusammenhanges zwischen bodenbiologischer Aktivität und Humusdynamik an den verschiedenen Standorten sowie dem Einfluss von Strohmanagement und Bodenbearbeitung, besonders auch unter veränderten Klimabedingungen.

7. Literatur

- ASMUS, F. (1992): Einfluß organischer Dünger auf Ertrag, Humusgehalt des Bodens und Humusreproduktion. in: Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Band 4, 127-139
- ASMUS, F., HERRMANN, V. (1977): Reproduktion der organischen Substanz des Bodens. Fortschrittsberichte für die Landwirtschaft und Nahrungsgüterwirtschaft, Bd. 15, Heft 11.
- ASMUS, F., GÖRLITZ, H., BLÜTCHEN, G. (1990): Ergebnisse aus einem 30-jährigen Dauerversuch zu Fragen der organischen Düngung auf Tieflehm-Fahlerde in Groß Kreutz. In: Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, Akademie-Verlag Berlin 34, 329-336
- BARKUSKY, D. (2009): Müncheberger Nährstoffsteigerungsversuch, V140. in: Dauerfeldversuche in Brandenburg und Berlin. Beiträge für eine nachhaltige landwirtschaftliche Bodennutzung. MLUV, Potsdam, 103-109
- BAUMECKER, M., ELLMER, F., KÖHN, W. (2009A): Statischer Nährstoffmangelversuch Thyrow. in: Dauerfeldversuche in Brandenburg und Berlin. Beiträge für eine nachhaltige landwirtschaftliche Bodennutzung. MLUV, Potsdam, 133-142
- BAUMECKER, M., SCHWEITZER, K., ELLMER, F., KÖHN, W. (2009B): Die Dauerfeldversuche der Humboldt-Universität zu Berlin (HU) in Thyrow. In: Exkursionsbroschüre zur Tagung der Bodenspezialisten der Bundesländer vom 08. bis 10. Juni 2009 in Brandenburg, Potsdam, 42-57
- BEINERT, K., SAUERLANDT, W. (1951): Der wirtschaftseigene Dünger – seine Gewinnung, Behandlung und Verwertung. Paul Parey, Berlin, 112 pp.
- V. BOGUSLAWSKI, E., DEBRUCK, J. (1977): Strohdüngung und Bodenfruchtbarkeit. DLG-Verlag Frankfurt (Main).
- CAPRIEL, P., RIPPEL, R. (2007): Humusbilanz-Methode für Beratung in Bayern. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Freising

- DIEZ, T., BECK, T., BRANDHUBER, R., CAPRIEL, P., KRAUSS, M. (1997): Veränderungen der Bodenparameter im Internationalen organischen Stickstoff-Dauerdüngungsversuch (IOSDV) Puch nach 12 Versuchsjahren. Arch. Acker-Pfl. Boden 41, 113-121
- DIREKTZAHLVERPFLV (2004): Verordnung über die Grundsätze der Erhaltung landwirtschaftlicher Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand (Direktzahlungen-Verpflichtungsverordnung-DirektZahlVerpflV), BGBi Teil I, Nr. 58, Bonn, 12. November 2004
- ELLMER, F., BAUMECKER, M., BENKENSTEIN, H., KRÜGER, W., PAGEL, H., PESCHKE, H., SCHNIEDER, E. (1997): Statischer Bodenfruchtbarkeitsversuch. In: Einfluss der Bodennutzung auf die langfristige Entwicklung von Fruchtbarkeit und Ertragsfähigkeit sandiger Böden. Ökol. Hefte Landw. –Gärtner. Fak. HU Berlin 7, 93-110
- FRANKO, U. (1989): C- und N-Dynamik beim Umsatz organischer Substanzen im Boden. Diss (B) AdL, FZB Müncheberg, Bereich Bad Lauchstädt
- FRANKO, U. (1997): Modellierung des Umsatzes der organischen Bodensubstanz. Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 41, 527-547
- FRANKO, U. (2003): CANDY [2.4.0.23]. (Computer Programm)
- FRANKO, U., THIEL, E. (2010): CCB. Anwenderhandbuch. Version 2010.1.2.14. Helmholtz Zentrum für Umweltforschung UFZ.
- FRANKO, U., OELSCHLÄGEL, B. (1995): Einfluss von Klima und Textur auf die biologische Aktivität beim Umsatz der organischen Bodensubstanz. Arch. Acker-Pfl. Boden., 39,155-163
- FRANKO, U., OELSCHLAGEL, B., SCHENK, S. (1995): Modellierung von Bodenprozessen in Agrarlandschaften zur Untersuchung der Auswirkungen möglicher Klimaveränderungen. Sektion Bodenforschung, UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH 3/1995. Bad Lauchstädt.
- FRANKO, U., KOLBE, H., THIEL, E., LIEß, E. (2010): Multi-site validation of a soil organic matter model based on generally available input data. Geoderma, in prep.

- FREYTAG, H.-E. (1963): Untersuchung der Reaktion bereits im Boden vorhandener Humusstoffe auf neu anlaufende Humifizierungsprozesse bei Zufuhr von frischen Pflanzenrückständen. Abschlußbericht, Institut für Acker- und Pflanzenbau, Münchenberg
- FREYTAG, H.E. (1966): Zur Frage der Resistenz der unter langjährigen Dauerversuchen zur Anreicherung gekommenen organischen Substanz des Bodens gegenüber einer durch Verabreichung leicht zugänglichen Materials stark intensivierten mikrobiellen Tätigkeit. Abschlußbericht, Institut für Acker- und Pflanzenbau, Münchenberg
- HEGE, K., OFFENBERGER, K. (2006): Effect of differentiated mineral fertilization and organic manuring on yield, product quality and N balances in the International Permanent Organic Nitrogen Experiment (IOSDV) Puch. Archives of Agronomy and Soil Science 52, 535-550
- JOSCHKO, M. ; BARKUSKY, D. ; HÖHN, W. ; ROGASIK, H. ; HIEROLD, W. ; GROSSMANN, M. ; ROGASIK, J. ; GERLACH, F. (2007): Weniger Humusbedarf bei Mulchsaat ?. - Landwirtschaft ohne Pflug (3): 12-18
- KÖRSCHENS, M. (1980): Die Abhängigkeit der organischen Bodensubstanz von Standortfaktoren und acker- und pflanzenbaulichen Maßnahmen, ihre Beziehungen zu Bodeneigenschaften und Ertrag sowie Ableitung von ersten Bodenfruchtbarkeitskennziffern für den Gehalt des Bodens an organischer Substanz. Promotion B, Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit Münchenberg, Bereich Bad Lauchstädt
- KÖRSCHENS, M. (1992): Simulationsmodelle für den Umsatz und die Reproduktion der organischen Substanz im Boden. In: Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Band 4, 140-153
- KÖRSCHENS, M., ROGASIK, J., SCHULZ, E., BÖNING, H., EICH, D., ELLERBROCK, R., FRANKO, U., HÜLSBERGEN, K-J., KÖPPEN, D., KOLBE, H., LEITHOLD, G., MERBACH, I., PESCHKE, H., PRYSTAV, W., REINHOLD, J., ZIMMER, J. (2004): Humusbilanzierung: Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. VDLUFA Standpunkt, Bonn.

- KÖRSCHENS, M. (2005): Die Reproduktionswirksamkeit von Stroh im Vergleich zu Stallung, MDL. MITT.
- KÖRSCHENS, M..(2010): MDL. MITT.
- KRAUSS, M., POMMER, G., BECK, R., BRANDHUBER, R., CAPRIEL, P. (1997): Dauerversuche mit Fruchtfolgen und Düngung am Staatsgut Puch, Oberbayern. Auswirkungen auf Bodenmerkmale. Arch. Acker- Pfl. Boden. 42, 193-199
- KRAUSS, M., HEGE, U. (1999): Erträge und N-Verbleich im Internationalen Organischen Stickstoffdauerdüngungsversuch (IOSDV) Puch. Arch. Acker- Pfl. Boden. 44, 457-471
- KUKA, K. (2005): Modellierung des Kohlenstoffhaushaltes in Ackerböden auf der Grundlage bodenstrukturabhängiger Umsatzprozesse. Dissertation Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
- KUZYAKOV, Y. (2002): Review: Factors affecting rhizosphere priming effects. J. Pflanz. Nutr. Soil Sci. 165, 382-396
- LEITHOLD, G. (O.J.): Humusbilanzausgleich durch organische Düngemittel – Chancen für Bioabfallkomposte.
- LEITHOLD, G., HÜLSBERGEN, K.-J., MICHEL, D., SCHÖNMEIER, H. (1997): Humusbilanzierung – methoden und Anwendung als Agrar-Umweltindikator. In: Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Hrsg.). Initiativen zum Umweltschutz 5, Umweltverträgliche Pflanzenproduktion, Zeller Verlag, Osnabrück 5, 43-54
- LVL (2008): Richtwerte für die Untersuchung und Beratung sowie zur fachlichen Umsetzung der Düngeverordnung (DüV) – Gemeinsame Hinweise der Länder Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen-Anhalt ((LVL, TZ 68/08, 15.02.2008, S. 9)
- MÜNCH, J. (2008): Nachhaltig nutzbares Getreidestroh in Deutschland. Positionspaper. IFEU-Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH
- PECHER, A. (1995): Wirkung der Strohdüngung in Fruchtfolgen mit unterschiedlichem Getreideanteil in einem 20-jährigen Dauerfeldversuch auf Tieflehm-Fahlerde. Diss. Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät, Humboldt-Universität zu Berlin

- RAUHE, K., KOEPKE, V., LEHNE, I., v. ZAMECK (1965): Untersuchungen über Bereitung, Anwendung und Unterbringung organischer Dünger, insbesondere Stallmist- und Strohdüngung, sowie Prüfung verschiedener organischer Bodenbedeckungsmittel in ihrer Wirkung auf einige Elemente der Bodenfruchtbarkeit. Teilabschlußbericht; Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit, Müncheberg
- RAUHE, K., LEHNE, I., URBAN, G. (1976): Koeffizienten für die Reproduktion der organischen Substanz in den BNT Getreideproduktion und Zuckerrübenproduktion auf LÖ3 und LÖ4 sowie in den BNT Getreideproduktion und Futterproduktion auf V9 auf der Grundlage von Feldversuchsergebnissen. Forschungsbericht, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Sektion Pflanzenproduktion.
- REINHOLD, J. (2007): Betrachtungen zu Orientierungswerten für Mindestgehalte der organischen Bodensubstanz (OBS) als Entscheidungshilfen für die Bewertung der Humusversorgung von Ackerböden. Diskussionsbeitrag für die VDLUFA-AG „Präzisierungen zur Humusbilanzierung“, unveröff.
- REINHOLD, J. (2008A): Zusammenhang von Humusbilanz und Humusgehalten in Ackerböden. Ein Diskussionsbeitrag für die VDLUFA-AG „Präzisierungen zur Humusbilanzierung“. Unveröff.
- REINHOLD, J. (2008B): Monetäre Bewertung der Humusreproduktion durch Komposte und Gärrückstände. Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie, 2. Biomasseforum – Weiterentwicklung der biologischen Abfallbehandlung, Witzenhausen, 25. und 26. November 2008
- ROGASIK, J., OBENAUF, S., LÜTTICH, M., ELLERBROCK, R. (1997): Faktoreinsatz in der Landwirtschaft – ein Beitrag zur Ressourcenschonung (Daten und Analysen aus dem Müncheberger Nährstoffsteigerungsversuch). Arch. Acker-Pfl. Boden. 42, 247-263
- ROGASIK, J., SCHROETTER, S. (1999): Der Müncheberger Nährstoffsteigerungsversuch. Effekte kombinierter organisch-mineralischer Düngung auf Nährstoffbilanzen und Entwicklung der Bodenfruchtbarkeit. UFZ 24, 33-36

- ROGASIK, J. SCHROETTER, S., SCHNUG, E., KUNDLER, P. (2001): Langzeiteffekte ackerbaulicher Maßnahmen auf die Bodenfruchtbarkeit. Arch. Acker-Pfl. Boden. 47, 3-17
- ROGASIK, J., KÖRSCHENS, M. (2005): Humusbilanz und Maßnahmen für optimale Humusgehalte. Vortrag, Humustag der FAL, 24.11. 2005
- ROSCHKE, M. (2009): Dauerfeldversuche – Hoheitliche Anforderungen aus Düngung, Boden- und Gewässerschutz. Vortrag; Arbeitstagung 2009 der Bodenspezialisten der Bundesländer in Brandenburg, 8. Juni 2009
- SAUERLANDT, W., TIETJEN, C. (1970): Humuswirtschaft des Ackerbaues. DLG-Verlag, Frankfurt/Main
- SCHNIEDER, E. (1974): Über die Auswirkungen einer Sandmelioration mit Tonboden aus dem Oderbruch. Arch. Acker-u. Pflanzenbau u. Bodenkd., 18, 375-382
- ZIMMER, J. (2005). Humusreproduktion als Bodenschutz- und Umweltindikator. Vortrag anlässlich der 3. Informationsveranstaltung „Aktuelle Probleme des Bodenschutzes in der Landwirtschaft“, Rathenow, 5.12.2005
- ZIMMER, J. (2009): Dauerfeldversuch P60, Groß Kreutz (seit 1959). In: Dauerfeldversuche in Brandenburg und Berlin. Beiträge für eine nachhaltige landwirtschaftliche Bodennutzung. MLUV, Potsdam, 93-102
- ZIMMER, J., ROSCHKE, M. (2005): Humusreproduktion von Stalldung, Stroh und Gülle-Stroh-Kombination auf humusarmen diluvialen Sandböden. 117. VDLUFA-Kongress „Kreislaufwirtschaft in der Landwirtschaft – quo vadis ? 27. bis 30. September 2005, Bonn.
- ZIMMER, J., ROSCHKE, M., SCHULZE, D. (2006): Influence of different treatments of organic and mineral fertilization on yield, soil organic matter and N-balance of diluvial sandy soils – results after 45 years long-term field experiment P60 (Groß Kreutz, 1959-2003). Arch. Agron. Soil Sci. 51, 135-149
- ZIMMER, J., ROSCHKE, M. (2009): Die Dauerfeldversuche des Landesamts für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Flurneuordnung des Landes Brandenburg (LVLf) in Groß Kreutz. In: Exkursionsbroschüre zur Tagung der Bodenspezialisten der Bundesländer vom 08. bis 10. Juni 2009 in Brandenburg, Potsdam, 21-41
- ZIMMER, J., SCHADE, R. (2010): Lasst das Stroh auf dem Acker ! DLG-Mitteilungen 3, 26-29

8. Anhang

Anhang 1: Ergebnisse der CCB-Modellierung mit den Daten des IOSDV in Puch, Oberbayern, Angabe der Menge humusreproduktionswirksamen Kohlenstoffs [kg/ha] (C_{rep} = Modelloutput), und Angabe der Veränderung des C-Gehaltes in Prozentpunkten (C_{sim} -Gehalt im [Jahr 1] – C_{sim} -Gehalt im [Jahr 22]); RMSE = mittlerer quadratischer Fehler (in % C_{org}), rel. RMSE = mittlerer quadratischer Fehler in %

— Modellergebnis, ■ Messwert

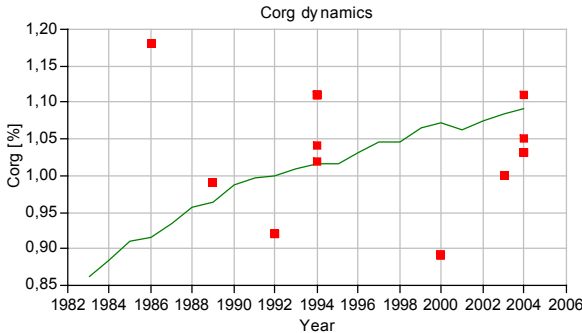
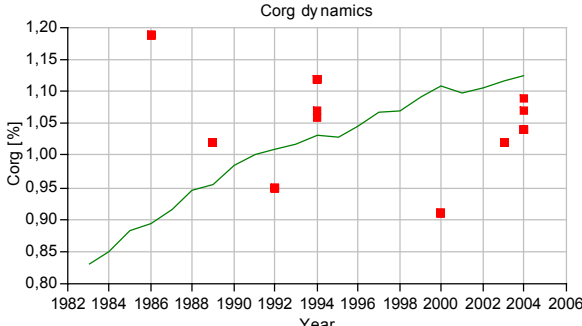
Messwerte und Modelllauf	Bezeichnung	organ. Düngung	mineral. N-Düngung
<p>Corg dynamics</p>	A1B1 C_{rep} 440,5 -0,0224 % C_{org} RMSE 0,08 % C_{org} rel. RMSE 8,0 %	ohne	ohne
<p>Corg dynamics</p>	A1B3 C_{rep} 546,1 +0,0047 % C_{org} RMSE 0,08 % C_{org} rel. RMSE 8,5 %	ohne	100 kg N/ha
<p>Corg dynamics</p>	A1B5 C_{rep} 594,2 + 0,016 % C_{org} RMSE 0,06 % C_{org} rel. RMSE 6,2 %	ohne	150 kg N / ha

Messwerte und Modelllauf	Bezeichnung	organ. Düngung	mineral. N-Düngung
<p>Corg dynamics</p> <p>1982 1984 1986 1988 1990 1992 1994 1996 1998 2000 2002 2004 2006</p>	<p>A2B1 C_{rep} 1314,3 + 0,1687 % C_{org}</p> <p>RMSE 0,09 % C_{org} rel. RMSE 8,6 %</p>	400 dt/ha Stallmist nach W.Gerste	0 kg N/ha
<p>Corg dynamics</p> <p>1982 1984 1986 1988 1990 1992 1994 1996 1998 2000 2002 2004 2006</p>	<p>A2B3 C_{rep} 1412,4 + 0,193 % C_{org}</p> <p>RMSE 0,08 % C_{org} rel. RMSE 7,8 %</p>	400 dt/ha Stallmist nach W.Gerste	100 kg N/ha
<p>Corg dynamics</p> <p>1982 1984 1986 1988 1990 1992 1994 1996 1998 2000 2002 2004 2006</p>	<p>A2B5 C_{rep} 1466,7 + 0,2052 % C_{org}</p> <p>RMSE 0,08 % C_{org} rel. RMSE 7,8 %</p>	400 dt/ha Stallmist nach W.Gerste	150 kg/ha
<p>Corg dynamics</p> <p>1982 1984 1986 1988 1990 1992 1994 1996 1998 2000 2002 2004 2006</p>	<p>A4B1 C_{rep} 703,0 + 0,0387 % C_{org}</p> <p>RMSE 0,08 % C_{org} rel. RMSE 8,5 %</p>	Strohdün gung nach W.Gerste und W.Weizen (ertragsabh ängig)	0 kg N/ha

Messwerte und Modelllauf	Bezeichnung	organ. Düngung	Mineral. N-Düngung
<p>Corg dynamics</p>	<p>A4B3 $C_{rep} 1086,5$ $+ 0,1328 \% C_{org}$</p> <p>RMSE 0,08 % C_{org} rel. RMSE 7,8 %</p>	Strohdün- gung nach W.Gerste und W.Weizen (ertragsabh ängig)	100 kg n/ha
<p>Corg dynamics</p>	<p>A4B5 $C_{rep} 1328,4$ $+ 0,193 \% C_{org}$</p> <p>RMSE 0,10 % C_{org} rel. RMSE 10,0 %</p>	Strohdün- gung nach W.Gerste und W.Weizen (ertragsabh ängig)	150 kg N/ha
<p>Corg dynamics</p>	<p>A5B1 $C_{rep} 518,4$ $-0,0082 \% C_{org}$</p> <p>RMSE 0,08 % C_{org} rel. RMSE 7,8 %</p>	Gülle (25 cbm zu WW, 25 nach WW 25 cbm vor Maissaat, 25 cbm in Maisbestan d	
<p>Corg dynamics</p>	<p>A5B3 $C_{rep} 611,4$ $+ 0,0159 \% C_{org}$</p> <p>RMSE 0,07 % C_{org} rel. RMSE 6,5 %</p>	Gülle (25 cbm zu WW, 25 nach WW 25 cbm vor Maissaat, 25 cbm in Maisbestan d	

Messwerte und Modelllauf	Bezeichnung	organ. Düngung	mineral. N-Düngung
	A5B5 C_{rep} 649,1 + 0,0237 % C_{org} RMSE 0,09 % C_{org} rel. RMSE 8,7 %	Gülle (25 cbm zu WW, 25 nach WW 25 cbm vor Maissaat, 25 cbm in Maisbestan d	
	A6B1 C_{rep} 902,7 + 0,0839 % C_{org} RMSE 0,09 % C_{org} rel. RMSE 8,7 %	Gülle Strohdün gung nach W.Gerste und W. Weizen	
	A6B3 C_{rep} 1307,6 + 0,1837 % C_{org} RMSE 0,07 % C_{org} rel. RMSE 6,7 %	Gülle Strohdün gung nach W.Gerste und W. Weizen	
	A6B5 C_{rep} 1466,3 + 0,2214 % C_{org} RMSE 0,07 % C_{org} rel. RMSE 6,6 %	Gülle Strohdün gung nach W.Gerste und W. Weizen	

Messwerte und Modelllauf	Bezeichnung	organ. Düngung	mineral. N-Düngung
<p>Corg dynamics</p>	A8B1 C_{rep} 302,2 $-0,0486 \% C_{org}$ RMSE 0,07 % C_{org} rel. RMSE 7,2 %	ohne	
<p>Corg dynamics</p>	A8B3 C_{rep} 399,5 $-0,0245 \% C_{org}$ RMSE 0,08 % C_{org} rel. RMSE 8,5 %	ohne	
<p>Corg dynamics</p>	A8B5 C_{rep} 453,3 $-0,0092 \% C_{org}$ RMSE 0,06 % C_{org} rel. RMSE 5,8 %	ohne	
<p>Corg dynamics</p>	A9B1 C_{rep} 942,0 $+0,0886 \% C_{org}$ RMSE 0,09 % C_{org} rel. RMSE 8,3 %	Rübenblatt nach Zuckerrübe, Strohdüngung nach W.Gerste, W. Weizen	

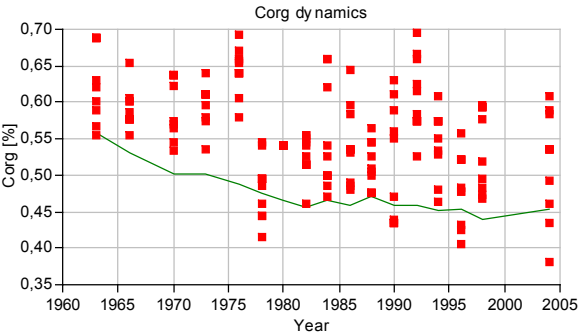
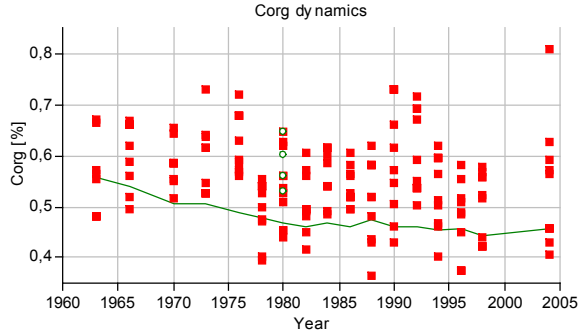
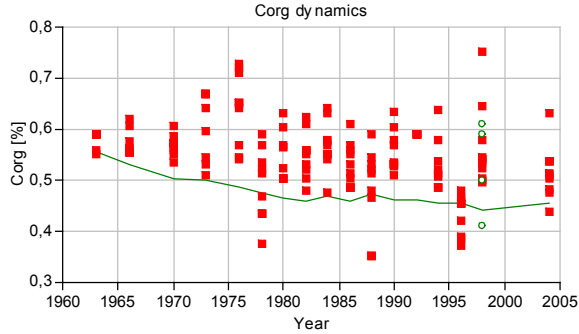
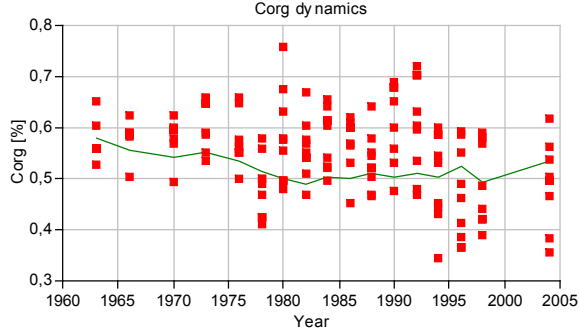
Messwerte und Modelllauf	Bezeichnung	organ. Düngung	mineral. N-Düngung
	A9B3 C_{rep} 1520,7 + 0,2278 % C_{org} RMSE 0,11 % C_{org} rel. RMSE 10,6 %	Rübenblatt nach Zuckerrübe, Strohdüngung nach W.Gerste, W. Weizen	
	A9B5 C_{rep} 1811,7 + 0,2937 % C_{org} RMSE 0,12 % C_{org} rel. RMSE 11,7 %	Rübenblatt nach Zuckerrübe, Strohdüngung nach W.Gerste, W. Weizen	

Anhang 2: Ergebnisse der CCB-Modellierung mit den Daten des V 140/00, Müncheberg, Brandenburg, Angabe der Menge humusreproduktionswirksamen Kohlenstoffs [kg/ha] (C_{rep} = Modelloutput), und Angabe der Veränderung des ursprünglichen C-Gehaltes in Prozentpunkten (C_{sim} -Gehalt im [Jahr 1] – C_{sim} -Gehalt im [Jahr 42]); RMSE = mittlerer quadratischer Fehler (in % C_{org}), rel. RMSE = mittlerer quadratischer Fehler in %

— Modellergebnis, ■ Messwert

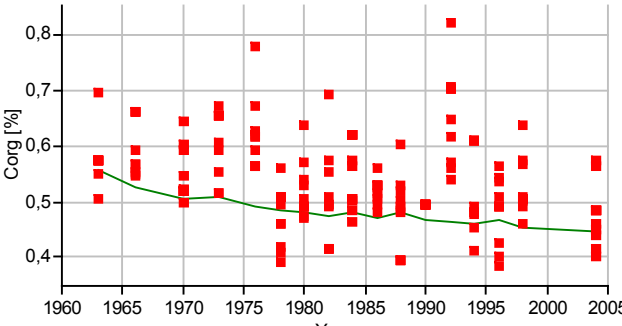
Messwerte und Modelllauf	Variante	organ. Düngung	mineral. N-Düngung
	0 C_{rep} 298,6 - 0,183 % C_{org} RMSE 0,08 % C_{org} rel. RMSE 17,7 %	ohne	ohne
	1.1 C_{rep} 375,0 - 0,163 % C_{org} RMSE 0,09 % C_{org} rel. RMSE 17,8 %	ohne	N1
	1.2 C_{rep} 407,6 - 0,157 % C_{org} RMSE 0,10 % C_{org} rel. RMSE 19,0 %	ohne	N2
	1.3 C_{rep} 427,0 - 0,161 % C_{org} RMSE 0,08 % C_{org} rel. RMSE 17,2 %	ohne	N3

Messwerte und Modelllauf	Variante	organ. Düngung	mineral. N-Düngung
	1.4 C_{rep} 441,2 - 0,151 % C_{org} RMSE 0,09 % C_{org} rel. RMSE 17,2 %	ohne	N4
	1.5 C_{rep} 437,8 - 0,151 % C_{org} RMSE 0,08 % C_{org} rel. RMSE 16,5 %	ohne	N5
	2.1 C_{rep} 707,6 - 0,117 % C_{org} RMSE 0,09 % C_{org} rel. RMSE 17,6 %	StM 1	N1
	2.2 C_{rep} 1307,7 -0,061 % C_{org} RMSE 0,08 % C_{org} rel. RMSE 15,2 %	StM 1	N2

Messwerte und Modelllauf	Variante	organ. Düngung	mineral. N-Düngung
	2.3 C_{rep} 716,9 $-0,098 \% C_{org}$ RMSE 0,10 % C_{org} rel. RMSE 17,9 %	StM1	N3
	2.4 C_{rep} 739,6 $-0,096 \% C_{org}$ RMSE 0,11 % C_{org} rel. RMSE 19,5 %	StM1	N4
	2.5 C_{rep} 727,8 $-0,097 \% C_{org}$ RMSE 0,10 % C_{org} rel. RMSE 18,2 %	StM1	N5
	3.1 C_{rep} 1155,8 $-0,045 \% C_{org}$ RMSE 0,09 % C_{org} rel. RMSE 15,6 %	StM2	N0

Messwerte und Modelllauf	Variante	organ. Düngung	mineral. N-Düngung
<p>Corg dynamics</p>	<p>3.2 C_{rep} 1213,2 $-0,035 \% C_{org}$</p> <p>RMSE 0,12 % C_{org} rel. RMSE 19,1 %</p>	StM2	N1
<p>Corg dynamics</p>	<p>3.3 C_{rep} 1254,4 $-0,036 \% C_{org}$</p> <p>RMSE 0,10 % C_{org} rel. RMSE 17,4 %</p>	StM2	N2
<p>Corg dynamics</p>	<p>3.4 C_{rep} 1266,7 $-0,034 \% C_{org}$</p> <p>RMSE 0,1% C_{org} rel. RMSE 16,9 %</p>	StM2	N3
<p>Corg dynamics</p>	<p>3.5 C_{rep} 1192,6 $-0,009 \% C_{org}$</p> <p>RMSE 0,09 % C_{org} rel. RMSE 16,0 %</p>	StM2	N4

Messwerte und Modelllauf	Variante	organ. Düngung	mineral. N-Düngung
<p>Corg dynamics</p>	<p>4.1 C_{rep} 712,9 $-0,131 \% C_{org}$</p> <p>RMSE 0,09 % C_{org} rel. RMSE 16,1 %</p>	Stroh	N1
<p>Corg dynamics</p>	<p>4.2 C_{rep} 728,8 $-0,127 \% C_{org}$</p> <p>RMSE 0,08 % C_{org} rel. RMSE 14,9 %</p>	Stroh	N2
<p>Corg dynamics</p>	<p>4.3 C_{rep} 758,7 $-0,121 \% C_{org}$</p> <p>RMSE 0,08 % C_{org} rel. RMSE 15,5 %</p>	Stroh	N3
<p>Corg dynamics</p>	<p>4.4 C_{rep} 725,3 $-0,111 \% C_{org}$</p> <p>RMSE 0,10 % C_{org} rel. RMSE 18,2 %</p>	Stroh	N4

Messwerte und Modelllauf	Variante	organ. Düngung	mineral. N-Düngung
<p style="text-align: center;">Corg dynamics</p> 	<p>4.5 C_{rep} 723,5 $-0,111 \% C_{org}$</p> <p>RMSE 0,09 % C_{org} rel. RMSE 17,5 %</p>	Stroh	N5

Anhang 3: Ergebnisse der CCB-Modellierung mit den Daten des D VI in Thyrow, Brandenburg, Angabe der Menge humusreproduktionswirksamen Kohlenstoffs [kg/ha] (C_{rep} = Modelloutput), und Angabe der Veränderung des ursprünglichen C-Gehaltes in Prozentpunkten (C_{sim} -Gehalt im [Jahr 1] – C_{sim} -Gehalt im [Jahr 13]); ; RMSE = mittlerer quadratischer Fehler (in % C_{org}), rel. RMSE = mittlerer quadratischer Fehler in %

— Modellergebnis, ■ Messwert

Messwerte und Modelllauf	Variante	organ. Düngung	mineral. N-Düngung
	B1N0 C_{rep} 1736,3 +0,116 % C_{org} RMSE 0,04 % C_{org} rel. RMSE 8,4 %	StM	N0
	B3N0 C_{rep} 344,3 -0,016 % C_{org} RMSE 0,03 % C_{org} rel. RMSE 8,8 %	ohne	N0
	B3N1 C_{rep} 429,6 -0,017 % C_{org} RMSE 0,02 % C_{org} rel. RMSE 5,4 %	ohne	N1

Messwerte und Modelllauf	Variante	organ. Düngung	mineral. N-Düngung
<p>Corg dynamics</p>	<p>B3N2 C_{rep} 461,3 $-0,02 \% C_{org}$</p> <p>RMSE 0,02 % C_{org} rel. RMSE 5,3 %</p>	ohne	N2
<p>Corg dynamics</p>	<p>B4N0 C_{rep} 1747,1 $+0,114 \% C_{org}$</p> <p>RMSE 0,05 % C_{org} rel. RMSE 9,4 %</p>	StM1	N0
<p>Corg dynamics</p>	<p>B4N1 C_{rep} 1804,4 $+0,106 \% C_{org}$</p> <p>RMSE 0,03 % C_{org} rel. RMSE 5,3 %</p>	StM1	N1
<p>Corg dynamics</p>	<p>B4N2 C_{rep} 1819,6 $+0,105 \% C_{org}$</p> <p>RMSE 0,03 % C_{org} rel. RMSE 5,3 %</p>	StM1	N2

Messwerte und Modelllauf	Variante	organ. Düngung	mineral. N-Düngung
<p>Corg dynamics</p>	B5N0 C_{rep} 3128,4 $+0,066 \% C_{org}$ RMSE 0,08% C_{org} rel. RMSE 10,9 %	StM2	N0
<p>Corg dynamics</p>	B5N1 C_{rep} 3161,2 $+0,232 \% C_{org}$ RMSE 0,08 % C_{org} rel.. RMSE 9,3 %	StM2	N1
<p>Corg dynamics</p>	B5N2 C_{rep} 3122,5 $+0,231 \% C_{org}$ RMSE 0,09 % C_{org} rel. RMSE 10,5 %	StM2	N2
<p>Corg dynamics</p>	B9N0 C_{rep} 514,4 $-0,029 \% C_{org}$ RMSE 0,03 % C_{org} rel. RMSE 7,1 %	Stroh	N0 + min.N- Ausgleich

Messwerte und Modelllauf	Variante	organ. Düngung	mineral. N-Düngung
<p>Corg dynamics</p>	B9N1 C_{rep} 716,5 $-0,015 \% C_{org}$	Stroh	N1+min.N-Ausgleich
<p>Corg dynamics</p>	B9N2 C_{rep} 792,8 $-0,014 \% C_{org}$	Stroh	N2 +min. N-Ausgleich
<p>Corg dynamics</p>	B10N0 C_{rep} 482,9 $-0,032 \% C_{org}$	Stroh	N0 ohne N-Ausgleich
<p>Corg dynamics</p>	B10N1 C_{rep} 767,0 $-0,02 \% C_{org}$	Stroh	N1 ohne N-Ausgleich

Messwerte und Modelllauf	Variante	organ. Düngung	mineral. N-Düngung
<p>Corg dynamics</p>	B10N2 C_{rep} 858,7 $-0,02 \% C_{org}$	Stroh	N2 ohne N-Ausgleich
<p>Corg dynamics</p>	B11 N0 C_{rep} 1774,4 $+ 0,073 \% C_{org}$	+ Ton	ohne
<p>Corg dynamics</p>	B11 N1 C_{rep} 1842,2 $+ 0,06 \% C_{org}$	+ Ton	N1
<p>Corg dynamics</p>	B11 N2 C_{rep} 1862,0 $-0,055 \% C_{org}$	+ Ton	N2

Anhang 4: Candy-Modelle von ausgewählten Varianten im IOSDV Puch

— Modellergebnis, ■ Messwert

<p>A4B1; sampling depth: 0- 3dm</p>	<p>A4B1</p>	<p>Stroh</p>	<p>ohne</p>
<p>A1B1; sampling depth: 0- 3dm</p>	<p>A1B1</p>	<p>ohne</p>	<p>ohne</p>
<p>A2B1; sampling depth: 0- 3dm</p>	<p>A2B1</p>	<p>StM</p>	<p>N1</p>

Anhang 5: Candy-Modelle ausgewählter Varianten im V 140/00 in Müncheberg

— Modellergebnis, ■ Messwert

<p>P 4_1; sampling depth: 0-3dm</p>	4.1	Stroh	N1
<p>P 4_5; sampling depth: 0-3dm</p>	4.5	Stroh	N5
<p>P 3_5; sampling depth: 0-3dm</p>	3.5	StM2	N5

Anhang 6: Vergleich der Reproduktionswirksamkeit von Stroh im Vergleich zu Stalldung auf der Basis der Ergebnisse von 10 Dauerdüngungsversuchen mit > 20 Jahren Versuchsdauer (KÖRSCHENS 2005)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Standort/Versuch/Autor	Anl.-jahr	Vers. jahre	Düng. Art	t/ha*a FM	Häq kg/ha*a	C _{org} %	C _{org} % Diff. zu „ohne“	C _{org} % Sollw.	C _{org} % Ist-Soll
Thyrow	1937	56	ohne	–	–	0,34	–	–	-
Bodenfruchtbarkeitsv. Lettau/Ellmer, 1997			Stalld.	10	400	0,53	0,19	–	-
			Stroh	2,7	297	0,50	0,16	0,14	+0,02
Halle/Saale	1949	48	ohne	–	–	1,35	–	–	-
Feld F			Stalld.	10	400	1,44	0,09	–	-
Merbach et al., 1999			Stroh	5	550	1,48	0,13	0,12	+0,01
Braunschweig	1952	47	ohne	–	–	1,48	–	–	-
			Stalld.	5	200	1,71	0,23	–	-
Rogasik et al., 2004			Stroh	2,2	242	1,87	0,39	0,28	+0,11
Groß Kreuz	1958	45	ohne	–	–	0,43	–	–	-
P 60			Stalld.	8,7	348	0,58	0,15	–	-
Zimmer et al., 2004			Stroh	1,51	166	0,53	0,10	0,07	+0,03
Müncheberg	1962	35	ohne	–	–	0,471	–	–	-
			Stalld.	5	200	0,513	0,042	–	-
Rogasik et al., 2004			Stroh	2,2	242	0,528	0,057	0,051	+0,006
Spröda	1966	35	ohne	–	–	0,74	–	–	-
L 28			Stalld.	10	400	0,89	0,15	–	-
Albert, 2004			Stroh	2,5	275	0,75	0,01	0,1	-0,09
Methau	1966	35	ohne	–	–	0,92	–	–	-
L 28			Stalld.	10	400	1,31	0,39	–	-
Albert, 2004			Stroh	2,5	275	1,04	0,12	0,27	-0,15
Thyrow	1961	32	ohne	–	–	0,514	–	–	-
Strohd.-Vers.			Stalld.	10	400	0,583	0,069	–	-
Baumecker/Ellmer 2004			Stroh	3,3	330	0,581	0,067	0,057	+0,01
Bad Salzung	1961	25	ohne	–	–	0,69	–	–	-
L 28			Stalld.	10	400	0,82	0,13	–	-
Ansorge/Pößneck, 1992			Stroh	2,5	275	0,79	0,10	0,09	+0,01

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Standort/Versuch/Autor	Anl.-jahr	Vers. jahre	Düng. Art	t/ha*a FM	Häq kg/ha*a	C _{org} %	C _{org} % Diff. zu „ohne“	C _{org} % Sollw.	C _{org} % Ist-Soll
Puch	1984	20	ohne	–		keine	–	–	-
IOSDV			Stalld.	10	400	An-	0,12	-	-
Hege et al., 2004			Stroh	4	440	Gabe ₁₎	0	0,13	-0,13

(alle einbezogenen Varianten haben auch Mineraldüngung erhalten)

¹⁾ berechnet aus Angaben zu jährlichen Veränderungen

Anhang 7: Nach der VDLUFA-Methode (LUFA), nach der Standard-CCB-Methode modellierte und gemessene

C_{org} -Werte (%) (Mittelwerte) 2004 im V 140/00 in Müncheberg; markiert sind die Varianten, in denen die LUFA – Methode höhere C_{org} -Werte ergab als die Standard-CCB-Methode. In den meisten Fällen lagen die mit der LUFA-Methode ermittelten Wert unter den mit Standard-CCB ermittelten Werte.

Variante	Organische Düngung	LUFA	CCB-Methode	gemessene C_{org} -Werte
0	Ohne	0,160	0,376	0,398
1.1	Ohne, + mineral. N	0,160	0,394	0,444
1.2		0,160	0,400	0,469
1.3		0,160	0,404	0,436
1.4		0,160	0,406	0,435
1.5		0,160	0,406	0,450
2.1	Stallmist 1	0,319	0,456	0,475
2.2		0,061	0,522	0,498
2.3		0,306	0,459	0,511
2.4		0,314	0,461	0,556
2.5		0,306	0,460	0,512
3.1	Stallmist 2	0,572	0,536	0,490
3.2		0,572	0,546	0,542
3.3		0,586	0,553	0,528
3.4		0,586	0,555	0,561
3.5		0,548	0,548	0,561
4.1	Stroh	0,334	0,439	0,482
4.2		0,334	0,443	0,463
4.3		0,334	0,449	0,507
4.4		0,314	0,446	0,493
4.5		0,322	0,446	0,474

Bedeutung von ober- und unterirdischen Ernte- und Stoppelrückständen für die Humusbilanzierung

Bericht zur Teilaufgabe 3 für den VDLUFA-F&E-Bericht „Humusbilanzierung landwirtschaftlicher Böden – Einflussfaktoren und deren Auswirkungen“

Christof Engels¹, Martin Körschens²

¹ Fachgebiet Pflanzenernährung, Humboldt-Universität zu Berlin

² Bad Lauchstädt

Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wird mit Hilfe einer Literaturrecherche und eigenen Untersuchungen der Wissensstand zum Pflanzenbedingten Kohlenstoff(C)-Eintrag in den Boden dargestellt und der C-Eintrag über unterschiedliche Pfade quantifiziert. Die Daten sollen eine Grundlage zur Bewertung der in der Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung (DirektZahlVerpflV) enthaltenen Regelungen zum Erhalt der organischen Substanz im Boden bilden. Dabei stehen u. a. folgende Fragen im Hintergrund: Sind die Kennzahlen zur Fruchtarten-spezifischen Veränderung des Bodenhumusvorrates mit dem Fruchtarten-spezifischen C-Eintrag in den Boden zu begründen? Sind konstante, nicht ertragsabhängige Kennzahlen zur Fruchtartenspezifischen Veränderung des Bodenhumusvorrates gerechtfertigt? Wie genau kann der Pflanzenbedingte C-Eintrag in den Boden quantifiziert werden?

Bereits während der Vegetationsperiode können durch ober- und unterirdische Pflanzenorgane erhebliche Mengen an organischem C in den Boden eingetragen werden. Grobe Anhaltswerte für den C-Eintrag durch Bestandesniederschlag liegen zwischen 40 und 160 und durch oberirdischen Bestandesabfall zwischen 30 und 390 kg C ha⁻¹ a⁻¹. Durch Rhizodeposition werden im Mittel zwischen 10 und 20% des durch die Nettoassimilation der Pflanzen gebildeten organischen C in den Boden abgegeben. Die Angaben für die durch Rhizodeposition in den Boden eingetragene C-Menge variieren allerdings auch innerhalb einer Kulturart zwischen weniger als 100 und deutlich mehr als 1000 kg C ha⁻¹ a⁻¹. Als grobe Anhaltswerte für die im Boden verbleibende Menge an organischem C aus der Rhizodeposition ergeben sich aus der Literatur Werte zwischen 25 und 30% der zur Ernte in der Wurzelbiomasse

vorhandenen C-Menge. Bei einer Wurzelrockenmasse von 20 dt ha⁻¹ entspricht das 210 bis 250 kg C ha⁻¹ a⁻¹.

Die Angaben zum C-Eintrag in den Boden nach der Ernte variieren für Stoppeln und oberirdische Ernterückstände zwischen 100 und 3000 kg C ha⁻¹ a⁻¹ und für Wurzeln zwischen 200 und 7400 kg C ha⁻¹ a⁻¹. Es gibt viele Hinweise dafür, dass neben der Erntetechnik und der Kulturart vor allem Standort- und Jahresbedingte Unterschiede in der Gesamtbiomasse- und Ertragsbildung zu dieser Variation im C-Eintrag in den Boden führen. Die Daten zu Kulturarten-spezifischen Unterschieden im C-Eintrag durch ober- und unterirdische Pflanzenrückstände erklären die in der DirektZahlVerpflV enthaltenen Regelungen zum Erhalt der organischen Substanz im Boden nicht.

Die in der DirektZahlVerpflV enthaltenen Kennzahlen zur Fruchtartenspezifischen Veränderung des Bodenumusvorrates basieren auf Untersuchungen in und der Auswertung von Feldversuchen durch Experten in den 1970er bis 1990er Jahren. In Anbetracht der großen Variation des Pflanzenbedingten C-Eintrages, aber auch aufgrund von Wissenslücken in der Anbaubedingten Mineralisierung von organischem Boden-C, ist eine Präzisierung dieser Kennzahlen zur Fruchtartenspezifischen Veränderung des Bodenumusvorrates noch nicht möglich. Dauerversuche stellen daher nach wie vor die wichtigste und unverzichtbare experimentelle Basis der Humusforschung dar.

In der Literatur wird der Kulturarten-spezifische C-Eintrag in den Boden häufig mit Hilfe allometrischer Beziehungen zwischen der Biomasse der Ertragsorgane und der Biomasse anderer Pflanzenorgane ermittelt. Mit Hilfe solcher Beziehungen könnte der C-Eintrag in den Boden mit Hilfe von in der landwirtschaftlichen Praxis leicht verfügbaren Schlag- und Jahresspezifischen Daten ermittelt werden. Es besteht allerdings noch Forschungsbedarf, um den Einfluss von Standort und Produktionstechnik auf diese Beziehungen zu überprüfen.

Inhaltsverzeichnis	Seite
Zusammenfassung	169
1. Einleitung und Zielstellung	172
2. Pflanzenbedingter C-Eintrag während der Vegetationsperiode	175
2.1 C-Eintrag durch oberirdische Pflanzenteile	175
2.1.1 C-Eintrag mit dem Bestandesniederschlag	175
2.1.2 C-Eintrag mit dem oberirdischen Bestandesabfall	176
2.2 C-Eintrag über die Wurzeln	177
2.2.1 C-Eintrag über verschiedene Quellen der Rhizodeposition	177
2.2.2 Gesamteintrag über Rhizodeposition	183
3. Pflanzenbedingter C-Eintrag während und nach der Ernte	186
3.1 C-Eintrag durch Stoppeln und Erntereste	186
3.2 C-Eintrag durch Wurzeln	191
4. Ableitung des Kulturartenspezifischen Humusbedarfs aus Dauerversuchen	193
5. Ermittlung des Pflanzenbedingten C-Eintrages mit einfachen Schätzverfahren	196
6. Schlussfolgerungen	201
7. Literatur	203

1. Einleitung und Zielstellung

Die Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung (DirektZahlVerpflV) regelt die Anforderungen an die Erhaltung landwirtschaftlicher Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand, die von einem Betriebsinhaber einzuhalten sind. Im §3 der Verordnung ist festgelegt, wie ein Betriebsinhaber nachweisen muss, dass er seine Ackerflächen so bewirtschaftet, dass die organische Substanz im Boden erhalten bleibt.

Ein Teil der organischen Substanz im Boden („Dauerhumus“) wird durch verschiedene chemische, physikalische und biologische Prozesse stabilisiert (Sollins et al., 1996; Ekschmitt et al., 2005) und hat daher eine geringe Umsatzrate.

„Dauerhumus“ ist von großer Bedeutung für die Mineralstoff- und Wasserspeicherung und den Wärmehaushalt der Böden und damit für die Bodenfruchtbarkeit.

Dauerhumus ist auch ein Kohlenstoff(C)-Speicher, der eine wichtige Rolle für den globalen C-Haushalt und die atmosphärischen CO₂-Konzentration spielt (Freibauer et al., 2004).

Ein Teil der organischen Substanz im Boden („Nährhumus“) unterliegt einer hohen Abbaurate und ist Nahrungsquelle für die heterotrophen Bodenorganismen. Die Aktivität dieser Organismen ist von großer Bedeutung z.B. für die C- und Mineralstoffdynamik, die Aggregatstabilität, die Wasserinfiltration, die Erodierbarkeit und das anti-phytopathogene Potential des Bodens. Nährhumus hat also ebenfalls eine große Bedeutung für die Bodenfruchtbarkeit. Die Umsetzung und Mineralisierung des Nährhumus ist aber auch mit der Freisetzung von klimarelevanten Gasen wie z.B. CO₂ und N₂O und von potentiell die Hydrosphäre belastenden Mineralstoffen wie z.B. Nitrat verbunden. Die im § 3 der DirektZahlVerpflV geregelten Grundsätze zur Erhaltung der organischen Substanz im Boden betreffen daher nicht nur den Bodenschutz (Erhalt der natürlichen Ertragsfähigkeit), sondern auch den Gewässer- und den Klimaschutz.

Die in einem landwirtschaftlichen Betrieb anfallenden organischen Reststoffe aus der Pflanzenproduktion (z.B. Stroh) und der Tierproduktion (z.B. Flüssigmist) können entweder als organische Dünger in den Boden eingebracht werden und damit dem Erhalt der organischen Bodensubstanz dienen oder als Ausgangsstoffe zur Bioenergiegewinnung genutzt werden. Paragraph 3 der DirektZahlVerpflV betrifft daher auch die unternehmerische Entscheidungsfreiheit des Landwirtes. In

Anbetracht der vielfältigen und weit reichenden Konsequenzen der im § 3 geregelten Grundsätze ist eine laufende Überprüfung und gegebenenfalls Anpassung der Regelungen an den aktuellen Wissensstand zu fordern.

Ein zentrales Element der im § 3 enthaltenen Grundsätze ist die Humusbilanzierung. Diese Bilanzierung basiert auf den Kennzahlen zur fruchtartenspezifischen Veränderung des Bodenumusvorrates, die mit dem landwirtschaftlichen und gärtnerischen Pflanzenanbau verbunden ist (Tabelle 1 in der Anlage 3 zur DirektZahlVerpflV) und den Kennzahlen zur Humus-Reproduktion verschiedener organischer Dünger (Tabelle 2 in der Anlage 3). Ziel dieses Teilprojektes ist es, mit Hilfe einer Literaturrecherche und auch eigener Felduntersuchungen den aktuellen Wissensstand zum Pflanzenbedingten Eintrag von organischem Kohlenstoff in den Boden zu erarbeiten. Damit soll eine Grundlage geschaffen werden zur sachkundigen Bewertung der Kennzahlen zur fruchtartenspezifischen Veränderung des Bodenumusvorrates.

Nach §3 der DirektZahlVerpflV kann der Nachweis zum Erhalt der organischen Substanz im Boden auch durch ausschließlichen Anbau von Kulturen mit positiver oder neutraler Veränderung des Humusvorrates (z.B. Körnerleguminosen, Ölsaaten oder Mais jeweils bei ausschließlicher Körnernutzung) erbracht werden. Der in diesem Teilprojekt erarbeitete Wissensstand soll auch eine Grundlage zur Bewertung dieser Nachweismöglichkeit bereitstellen.

Die aktuellen Kennzahlen zur fruchtartenspezifischen Veränderung des Bodenumusvorrates (Anlage 3, Tabelle 1 der DirektZahlVerpflV) weisen große Unterschiede zwischen den Kulturarten bzw. Kulturartengruppen auf (z.B. $-760 \text{ kg Humus-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei Anbau von Zuckerrüben oder Kartoffeln, $-280 \text{ kg Humus-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei allen Getreidearten einschließlich Öl- und Faserpflanzen, $+160 \text{ kg Humus-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei Anbau von Körnerleguminosen, $+600 \text{ kg Humus-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei mehrjährigem Feldfutter und 4. Gruppe Gemüse/Gewürz/Heilpflanzen). Innerhalb der Kulturarten/Kulturartengruppen erfolgt aber keine Differenzierung in Abhängigkeit von Ertragshöhe oder Anbautechnik. Das vorliegende Teilprojekt beschäftigt sich daher auch mit der Frage ob solche nicht differenzierte Kennwerte gerechtfertigt sind.

Nach Anlage 3 der aktuellen DirektZahlVerpflV soll der Humusbilanzsaldo zwischen $-75 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $+125 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ liegen und darf den Wert von $-75 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ nicht unterschreiten. Der Gesamt-C-Eintrag in Agrarökosysteme

(Bruttoprimärproduktion liegt in einer Größenordnung von $45 \times 10^3 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und der C-Austrag durch Bodenatmung liegt in einer Größenordnung von $36 \times 10^3 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Gilmanov et al., 2010). In Anbetracht dieser Höhe des C-Umsatzes in Agrarökosystemen erscheint der in DirektZahlVerpflV vorgegebene Grenzwertbereich sehr gering. Bei dem vorliegenden Teilprojekt steht daher auch die Frage im Hintergrund, wie genau ein Humussaldo zu quantifizieren ist.

Der Humussaldo ergibt sich aus der Differenz zwischen Eintrag von organischem C durch pflanzliche Quellen und organische Dünger und Austrag von organischem C durch Auswaschung, Bodenerosion und Mineralisierung. In diesem Teilprojekt wird schwerpunktmäßig der C-Eintrag durch pflanzliche Quellen betrachtet. Es ist zu beachten, dass vor allem der C-Austrag durch Bodenerosion und Mineralisierung auch von Kulturartenspezifischen Anbaumaßnahmen, wie z.B. Aussaatzeitpunkt, Reihenabstand und mit der Ernte verbundener Bodenbewegung, abhängig ist und auch durch Kulturartenspezifische Unterschiede in der biochemischen Zusammensetzung der pflanzlichen C-Quellen, wie z.B. dem C/N-Verhältnis oder dem Ligningehalt von Spross und Wurzeln (Jensen et al., 2005), beeinflusst werden kann.

Der Pflanzenbedingte C-Eintrag in den Boden durch ober- und unterirdische Pflanzenteil erfolgt nicht erst nach der Ernte, sondern bereits während der Vegetationsperiode. In Kapitel 2 wird der Wissensstand zum Pflanzenbedingten C-Eintrag in den Boden während der Vegetationsperiode getrennt für oberirdische (2.1) und unterirdische (2.2) Pflanzenorgane dargestellt. Der C-Eintrag durch oberirdische Pflanzenorgane wird differenziert nach löslichen, im Bestandesniederschlag nachweisbarem organischen C (2.1.1) und organischem C der durch abfallende abgestorbene Pflanzenorgane erfolgt (2.1.2). Beim C-Eintrag durch unterirdische Pflanzenorgane wird differenziert zwischen C-Abgabe aus wachsenden funktionsfähigen Wurzelteilen (2.2.1), C-Eintrag über abgestorbene Wurzelteile (2.2.2) und C-Eintrag über Mykorrhiza (2.2.3). In Kapitel 3 wird der Wissensstand zum C-Eintrag durch oberirdische (3.1) und unterirdische (3.2) Erntereste dargestellt. In Kapitel 4 wird die Vorgehensweise zur Ableitung der Humusbedarfswerte aus Dauerversuchen dargestellt. In Kapitel 5 werden einfache Schätzverfahren vorgestellt, die es ermöglichen sollen, den Pflanzenbedingten C-Eintrag in den

Boden mit Hilfe von in der landwirtschaftlichen Praxis leicht erhältlichen Kennzahlen zu ermitteln.

2. Pflanzenbedingter C-Eintrag während der Vegetationsperiode

2.1 C-Eintrag durch oberirdische Pflanzenteile

2.1.1 C-Eintrag mit dem Bestandesniederschlag

Durch Regen, Bewässerung, Tau oder Nebel können Mineralstoffe und lösliche organische Verbindungen aus den Blättern und anderen oberirdischen Pflanzenorganen ausgewaschen bzw. von der Blattoberfläche abgewaschen werden und in den Boden gelangen (Marschner, 1995). Der durch oberirdische Pflanzenteile bedingte Eintrag löslicher Stoffe in den Boden kann aus der Differenz der Stoffmenge im Freilandniederschlagswasser und im Bestandesniederschlag ermittelt werden. Zusätzlich zu dem C-Eintrag in Form gelöster organischer Verbindungen kann der C-Eintrag aus oberirdischen Pflanzenteilen auch in Form von partikulärer organischer Substanz erfolgen (Michalzik & Stadler, 2005; Le Mellec et al 2009), wobei dieser C-Fluss bis zu $227 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ betragen kann (Carlisle et al. 1966).

Die Auswaschung aus den Blättern ist abhängig von der Durchlässigkeit der die äußerste Zellschicht umgebenden Kutikula und der Zellmembranen sowie der Konzentration löslicher Stoffe in den Zellwänden und in den Zellen. Die Auswaschungsrate ist abhängig vom Blattalter und erhöht sich stark mit Einsetzen der Seneszenz. Auch abiotische Stressfaktoren wie z.B. Wassermangel, hohe Temperaturen oder hohe Ozonkonzentrationen sowie biotische Stressfaktoren wie z.B. Befall mit pilzlichen oder bakteriellen Schaderregern können die Auswaschungsrate erhöhen (Marschner, 1995). Die durch Abwaschung von an der Blattoberfläche in den Boden eingetragene Stoffmenge ist stark abhängig vom Befall mit saugenden Insekten wie z.B. Blattläusen (Le Mellec et al., 2009).

Während zum Mineralstoffeintrag in den Boden aus oberirdischen Pflanzenteilen einige Arbeiten vorliegen (siehe Marschner, 1995), ist zum Eintrag organischer Verbindungen nur wenig bekannt. In einer Übersichtsarbeit von Michalzig et al. (2001) werden für temperate Waldökosysteme Einträge von organischem C in einer Höhe von 40 bis $160 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ genannt (siehe auch Tabelle 4). Der C-Eintrag steigt mit zunehmendem Bestandesalter bzw.

zunehmender Bestandeshöhe an (Rosenqvist et al., 2010) und ist abhängig von der Pflanzenart (Le Mellec et al., 2010) Für den C-Eintrag aus landwirtschaftlichen Nutzpflanzenbeständen in Form von gelöster oder partikulärer organischer Substanz wurden keine Angaben gefunden.

2.1.2 C-Eintrag mit dem oberirdischen Bestandesabfall

Schon während der Vegetationsperiode erfolgt ein C-Eintrag in den Boden durch absterbende Pflanzen und abfallende oberirdische Pflanzenteile, wie z.B. Blätter, Früchte oder Körner (siehe auch Tabelle 3). Es ist anzunehmen, dass die Höhe solcher Vorernteverluste von der Witterung abhängig ist und z.B. nach kalten Wintern oder Trockenheitsperioden besonders groß sein kann. Man kann weiterhin erwarten, dass die Vorernteverluste sich je nach Kulturart (Prince et al., 2001; Dijkstra et al., 2006). bzw. innerhalb einer Kulturart je nach Nutzungsrichtung unterscheiden. Zum Beispiel werden die Vorernteverluste bei Mähdruschfrüchten, die zur Totreife geerntet werden höher sein als bei Kulturarten, die im vegetativen Wachstumsstadium geerntet werden, wie z.B. Salat. Bei Körnermais ist mit höheren Vorernteverlusten zu rechnen als bei Silomais. Innerhalb einer Kulturart können Sortenunterschiede z.B. in den Vorernte-Kornverlusten zu unterschiedlichen C-Einträgen in den Boden führen.

Der C-Eintrag mit dem während der Vegetationsperiode auftretenden oberirdischen Bestandesabfall wird im Allgemeinen ermittelt, indem Pflanzenteile, die auf im Bestand in Bodennähe platzierten Auffangrinnen oder Netze fallen, in regelmäßigen Abständen abgesammelt und analysiert werden. In der Literatur liegen nur wenige Untersuchungen zur Quantifizierung des C-Eintrages durch oberirdische Vorernteverluste vor. Bei einer Untersuchung zum Anbau von Chinaschilf zur Energiegewinnung wurden im Mittel über mehrere Jahre und Standorte in Deutschland Vorernteverluste in Höhe von $2,1 \times 10^3 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gemessen (Beuch et al., 2000). Dies entsprach 37% der geernteten Biomasse. Bei eigenen Untersuchungen, die im Rahmen von diesem Teilprojekt durchgeführt wurden, variierte der C-Eintrag durch Vorernteverluste je nach Kulturart und Stickstoffdüngungshöhe zwischen 28 kg ha^{-1} bei ungedüngtem Mais und 388 kg ha^{-1} bei gedüngten Kartoffeln (Tabelle 1). Diese in den Boden eingetragenen C-Mengen entsprachen bei Mais weniger als 1% und bei Kartoffeln je nach Düngung zwischen 7

und 13% der zur Ernte vorhandenen oberirdischen Biomasse bzw. bei Weizen 13-17% des mit den Körnern und bei Kartoffeln 9-15% des mit den Knollen geernteten C. Bei allen Kulturen mit Ausnahme der Erbsen wurde durch die N-Düngung sowohl der Ertrag als auch der C-Eintrag durch oberirdische Vorernteverluste gesteigert.

Tabelle 1: C-Eintrag durch Vorernteverluste bei verschiedenen Kulturarten und differenzierter Stickstoffdüngung (N0 ohne, N1 optimale N-Düngung); eigene Untersuchungen

Mais		Wi-Weizen		So-Gerste		Erbsen		Kartoffeln	
N0	N1	N0	N1	N0	N1	N0	N1	N0	N1
<i>kg C ha⁻¹</i>									
28	34	83	417	55	63	29	25	278	388
<i>% des C in den Körnern bzw. Knollen</i>									
		13	17					15	9
<i>% des C in der oberirdischen Biomasse zum Zeitpunkt der Ernte</i>									
0,5	0,3	7	9	4	2	1	1	13	7

2.2 C-Eintrag über die Wurzeln

2.2.1 C-Eintrag über verschiedene Quellen der Rhizodeposition

Während der Vegetationsperiode werden von Pflanzenwurzeln durch unterschiedliche Prozesse organische Verbindungen in den Boden eingetragen. Die Abgabe organischer Stoffe durch die Pflanzenwurzeln kann in Form lebender Zellen oder einzelner organischer Verbindungen - hauptsächlich Zucker, Polysaccharide, organische und Aminosäuren, Peptide und Proteine – erfolgen (Gregory, 2006). Die gesamte direkte C-Abgabe durch die Wurzeln in den Boden, die bis zu 40% der pflanzlichen Primärproduktion ausmachen kann (Lynch und Whipps, 1990) wird als Rhizodeposition bezeichnet. Rhizodeposition umfasst Prozesse wie den Verlust bzw. die Abgabe von Zellen aus dem Wurzelhaubenbereich, Absterben und Lysis von Wurzelzellen (z.B. Wurzelhaare und Zellen aus dem Rindenbereich der Wurzel), C-

Abgabe an mit den Wurzeln assoziierte symbiotische Mikroorganismen (z.B. Mykorrhiza), gasförmige C-Verluste, Entweichen von löslichen organischen Verbindungen aus lebenden Zellen (Wurzelexsudate) und Sekretion von höhermolekularen, unlöslichen Verbindungen (Mucilage) aus lebenden Zellen (Jones et al., 2009). Die Rhizodeposition kann der Pflanze u. a. zur Erleichterung des Wurzelwachstums (Bengough & McKenzie, 1997), der Mobilisierung und Aufnahme von Nährstoffen (Marschner, 1995; Jones et al., 2004), der Detoxifizierung von Metallen (Conyers et al., 2005) und der Kommunikation mit symbiotischen oder das Pflanzenwachstum fördernden (Franche et al., 2009) und pathogenen Mikroorganismen (Hawes et al., 2000) und der Bodenfauna (Bonkowski et al., 2009) dienen. Die von den Pflanzenwurzeln abgegebenen organischen Verbindungen können von Bodenorganismen genutzt und umgesetzt werden und bilden zusammen mit den Wurzeln eine wichtige Quelle für den C-Umsatz im Boden und den Bodenhumus (Hütsch et al., 2002). Methoden zur Quantifizierung der Abgabe organischer Stoffe aus Wurzeln in den Boden sind in verschiedenen Übersichtsartikeln dokumentiert (Engels et al., 2000; Neumann et al., 2009). In diesem Abschnitt wird getrennt für verschiedene Eintragswege der Wissensstand zur Quantifizierung des C-Eintrages und von Einflussfaktoren dargestellt.

- **C-Eintrag durch Abgabe lebender Zellen**

Wachsende Wurzeln geben an ihrer Spitze kontinuierlich lebende Wurzelzellen in den Boden ab, die eine wichtige Rolle bei der Abwehr von Pathogenen haben (Hawes et al., 2000). Die Bildung und Abgabe von lebenden Wurzelzellen variiert stark in Abhängigkeit von der Pflanzenart, in einer Größenordnung von etwa 100 bei Nachtschattengewächsen über mehrere Tausend bei Getreide und Leguminosen bis zu 10000 Zellen pro Wurzel in 24 Stunden (Hawes et al., 2003). Innerhalb einer Art wird die Abgabe von Wurzelzellen z.B. bei Bodenverdichtung oder Befall mit bestimmten Wurzelpathogenen erhöht (Hawes et al., 2003) und ist auch von der Temperatur abhängig (Clowes & Wadekar, 1988).

Es ist sehr wenig über die C-Mengen bekannt, die durch Abgabe lebender Zellen in den Boden eingetragen werden können. In einer Übersichtsarbeit von Nguyen (2003) werden für unterschiedliche Pflanzenarten C-Einträge zwischen 1,6 und 2,8 µg pro mg Trockenmasse Wurzelwachstum genannt. Bei einer

Wurzel trockenmasseproduktion von 20 dt ha^{-1} würde das einem Eintrag zwischen $3,2$ und $5,6 \text{ kg C ha}^{-1}$ ($0,4 - 0,7 \%$ des in den Wurzeln gespeicherten C; 42% C in der Wurzel trockenmasse) entsprechen.

- **C-Eintrag über Mucilage**

Im Bereich der Wurzelhaube werden aus den Wurzelzellen nicht wasserlösliche höhermolekulare Stoffe abgegeben, die die Wurzelspitze vor abiotischen und biotischen Stressfaktoren schützen können. Die Stoffe bilden eine schleimartige Hülle um die Wurzeln, die als Mucilage bezeichnet wird. Die Mucilage enthält hauptsächlich Polysaccharide und daneben auch Proteine und Phospholipide (Jones et al., 2009).

Es ist sehr wenig über die C-Mengen bekannt, die durch Mucilage in den Boden eingetragen werden können. Unter in vitro Bedingungen wurden bei verschiedenen Pflanzenarten Abgaben zwischen 3 und $47 \mu\text{g}$ Mucilagetrockenmasse pro mg Wurzel trockenmassewachstum ermittelt (Nguyen, 2003). Bei 42% C in der Trockenmasse und einer Wurzel trockenmasseproduktion von 20 dt ha^{-1} würde das einem Eintrag zwischen $2,5$ und 39 kg C ha^{-1} ($0,3 - 5\%$ des in den Wurzeln gespeicherten C) entsprechen.

- **C-Eintrag über Exsudation und Sekretion niedermolekularer organischer Verbindungen und Enzyme**

Wurzeln geben lösliche organische Verbindungen wie z.B. Zucker, Aminosäuren, organische Säuren, Phenole und Sekundärstoffwechselprodukte, aber auch Enzyme, wie z.B. Phosphatasen, in den Boden ab (Jones et al., 2009; Cesco et al., 2010). Die Abgabe dieser Stoffe ist abhängig von chemischen Bodeneigenschaften, wie z.B. der Phosphorverfügbarkeit (Lynch & Ho, 2005) und der Aluminiumverfügbarkeit (Kochian et al., 2004) und variiert auch stark in Abhängigkeit von Pflanzenart und Sorte. Bei Phosphormangel können z.B. Lupinen $5-25\%$ des bei der Nettophotosynthese gebildeten organischen C bzw. mehr als 20% der gesamten Pflanzen-TM in Form von Exsudaten in den Boden abgeben (Dinkelaker et al., 1989), während die Exsudation von Reis bei Phosphormangel nur $2-3\%$ der Pflanzenbiomasse ausmacht (Kirk et al., 1999). In der Literaturübersichtsarbeit von Nguyen (2003) wird eine Variation der C-Abgabe durch

Exsudation und Sekretion von 196 bis 493 $\mu\text{g C mg}^{-1}$ Wurzelrockenmassebildung angegeben. Bei einer jährlichen Wurzelbiomassebildung von 20 dt Trockenmasse ha^{-1} würde das einem C-Eintrag in den Boden zwischen 390 und 990 $\text{kg C ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ bzw. zwischen 50 und 120% des zur Ernte in der Wurzelbiomasse vorhandenen C entsprechen.

Es ist wenig darüber bekannt, wie viel C aus den niedermolekularen organischen Verbindungen innerhalb kurzer Zeit mineralisiert wird bzw. als organische Substanz im Boden verbleibt. In einer Inkubationsstudie mit Weizen und Mais in zwei verschiedenen Böden waren nach einer 7-wöchigen Kulturdauer 52-78% des durch Rhizodeposition (einschließlich Wurzelatmung) in den Boden eingetragenen C in Form von CO_2 verloren gegangen, 18-43% lagen in Form von organischer Bodensubstanz und 4-9% in Form von mikrobieller Biomasse vor (Marx et al., 2007). Der Anteil des C, der im Boden verblieb war bei Mais höher als bei Weizen und auf einem „Hohertragsboden“ höher als auf einem „Niedrigertragsboden“ (Marx et al., 2007). Bei anderen Untersuchungen lag der im Boden verbleibende Anteil des mit Rhizodeposition in den Boden eingetragenen C in einer ähnlichen Größenordnung (Tabelle 2).

Tabelle 2: Wiederfindung von durch Rhizodeposition in den Boden eingetragenen organischen C im Boden (% des eingetragenen C)

% Wiederfindung	Untersuchungszeitraum	Literaturquelle
23 – 48	7 Wochen	Marx et al. 2007
9 – 19	keine Angaben	Yevdokimov et al. 2006
10 – 28	4 Wochen	Liang et al., 2002
20	6 Wochen	Mercks et al., 1986
15	30 d	Helal & Sauerbeck, 1986

- **C-Eintrag über absterbende Wurzelzellen und Wurzelteile**

Während der Entwicklung eines Wurzelsystems sterben laufend einzelne Wurzelzellen (z.B. Wurzelhaare), Wurzelgewebe (Rhizodermis, Teile der Wurzelrinde) oder ganze Wurzeln innerhalb des Wurzelsystems ab. Die Lebensdauer von Wurzelhaaren beträgt zum Beispiel nur wenige Tage bis Wochen (Fusseder 1987; Nguyen 2003). Die Wurzelhaardichte und –länge kann stark variieren in

Abhängigkeit von Kulturart und chemischen und physikalischen Bodenbedingungen (Jung, 2001; Ma et al 2001). Dementsprechend kann der C-Gehalt in den Wurzelhaaren zwischen 2 und 680 $\mu\text{g C pro m Wurzellänge}$ variieren (Nguyen 2003). Wenn man eine Wurzellängendichte von 2 cm cm^{-3} Boden in 0-0,3 m Bodentiefe unterstellt, kann der C-Eintrag über die absterbenden Wurzelhaare zwischen 0,1 und 40 kg C ha^{-1} variieren.

Es wird im Allgemeinen angenommen, dass das Absterben ganzer Wurzeln für den C-Transfer in den Boden die größte Bedeutung hat. Der Wurzelumsatz nimmt mit zunehmender Bodentiefe ab (Pritchard et al 2006) und ist abhängig z.B. von der Bodenfeuchte, der Nährstoffverfügbarkeit im Boden und von der Aktivität von Schadorganismen im Boden (Pritchard & Rogers, 2000). Die Angaben in der Literatur zum Wurzelumsatz bei einjährigen Kulturpflanzen variieren sehr stark. Eine Literaturlauswertung von Pritchard und Rogers (2000) bei der hauptsächlich Untersuchungen berücksichtigt wurden, bei denen die Wurzel Lebensdauer mit der Minirhizotron-Methode ermittelt wurde, ergab für verschiedene Kulturarten eine mittlere Lebensdauer zwischen 47 und 131 d (Tabelle 3). Danach wäre die zur Ernte in der Wurzelbiomasse vorhandene C-Menge ein gutes Maß für die durch absterbende Biomasse in den Boden eingetragene C-Menge. Untersuchungen bei denen der Wurzelumsatz aus der Differenz zwischen im Boden vorhandener Wurzellänge und Wurzelzuwachsrate in einer wurzelfreien Bodenzone (ingrowth core) ermittelt wurde, ergaben dagegen, dass die gebildete Wurzellänge die im Boden maximal vorhandene Wurzellänge bei Ackerbohnen um das 6-fache (Steingrobe 2005), bei Wintergerste um das 2-3-fache (Steingrobe et al 2001a) und bei Winterweizen um das 2-4-fache (Steingrobe et al., 2001b) übertrifft. Nach diesen Untersuchungen würde also die durch absterbende Wurzelbiomasse in den Boden eingetragene C-Menge die zur Blüte oder Reife in der Wurzelbiomasse vorhandene C-Menge um ein mehrfaches übertreffen. Bei Untersuchungen von Hulugalle et al. (2009) variierte der C-Eintrag durch während der Vegetationsperiode absterbende Wurzeln von Baumwolle je nach Sorte, Witterung und Leguminosenanteil in der Fruchtfolge und machte zwischen 25 und 75% des Gesamt-C-Eintrages durch die Wurzeln ($500 \text{ bis } 4000 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) aus.

Tabelle 3: Mittlere Lebensdauer der Wurzeln verschiedener Kulturarten (nach Pritchard & Rogers, 2000)

Kulturart	Mittlere Wurzelebensdauer (d)
Zwiebeln	130
Kohl	70
Zuckerrüben	60-130
Winterweizen	> 125
Luzerne	47-131

- **C-Eintrag über Mykorrhiza**

Die meisten landwirtschaftlichen und gärtnerischen Kulturarten werden von arbuskulärer Mykorrhiza (AM) kolonisiert. Diese Kolonisierung etabliert eine symbiotische Beziehung, in welcher der Pilz von der Wirtspflanze mit organischen C-Verbindungen versorgt wird und die Wirtspflanze vom Pilz mit bestimmten mineralischen Nährstoffen versorgt wird. Die Angaben über die Menge an C, die von den Wirtspflanzen an die AM abgegeben wird variieren zwischen 5 und 85% der bei der (Netto-)Photosynthese gebildeten Kohlenhydrate. Im Allgemeinen wird angenommen, dass etwa 10-20% der Nettophotosyntheseprodukte an die AM abgegeben wird (Treseder & Allen, 2000). Die AM bildet außerhalb der Wurzeln ein Netzwerk von Hyphen. Schätzungen für die in 0-30 cm Bodentiefe in diesen externen Hyphen vorhandene C-Menge variieren zwischen 54 und 900 kg C ha⁻¹ (Zhu & Miller, 2003). Durch die kurze Lebensdauer dieser extraradikalen Hyphen (Staddon et al., 2003) werden erhebliche Mengen an C in den Boden eingetragen. Die Hyphen bestehen hauptsächlich aus Chitin, einer C-Verbindung mit hoher Recalzitranz. Ein anderer wichtiger Bestandteil der AM-Hyphen ist Glomalin, ein Protein, das im Boden ebenfalls eine hohe Recalzitranz aufweist und das auch als eine Art Klebstoff an der Bildung stabiler Bodenaggregate beteiligt ist. Glomalin wird auch durch die Hyphen in den Boden abgegeben (Rillig, 2004) und trägt erheblich zur C-Speicherung in Böden bei (Treseder & Turner, 2007).

Die AM trägt nicht nur durch den Umsatz der extraradikalen Hyphen zur C-Speicherung im Boden bei, sondern auch durch die Förderung der Bildung von

Bodenaggregaten (Makroaggregate > 250 µm), in denen eine physikalische C-Stabilisierung erfolgt (Zhu & Miller, 2003; Wilson et al., 2009).

2.2.2 Gesamteintrag über Rhizodeposition

In Tabelle 4 sind grobe Anhaltswerte für den C-Eintrag in den Boden durch verschiedene pflanzliche Quellen angegeben. Die einzelnen Quellen der Rhizodeposition können im Allgemeinen nur in Versuchen unter künstlichen Umweltbedingungen, z.B. bei Pflanzen, die in Nährlösung wachsen, unterschieden und quantifiziert werden. Die Anhaltswerte in Tabelle 4 sind daher mit einer großen Unsicherheit behaftet. Der Gesamt-C-Eintrag in den Boden durch Rhizodeposition (einschließlich absterbende Wurzelzellen und Wurzelumsatz) wird in Untersuchungen ermittelt, bei denen sich die Kohlenstoffisotopenmarkierung zwischen dem Pflanzen- und dem Bodenkohlenstoff unterscheidet. Dazu wird entweder der Pflanzenkohlenstoff durch Kurzzeitbegasung (pulse labelling) oder kontinuierliche Begasung (continuous labeling) mit $^{13}\text{CO}_2$, $^{14}\text{CO}_2$ oder $^{11}\text{CO}_2$ markiert oder es werden natürliche Unterschiede im $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -Verhältnis (natural abundance) z.B. zwischen C_4 -Pflanzen und einem unter C_3 -Pflanzenbewuchs entstandenen Boden genutzt (Kuzyakov & Domanski 2000). Insbesondere durch die zuletzt genannte Methode können auch Messungen unter Feldbedingungen vorgenommen werden.

In einem kürzlich erschienenen Übersichtsartikel, wurden Ergebnisse aus 271 Untersuchungen zusammengefasst wurden, bei denen der Pflanzen-C mit ^{13}C oder ^{14}C markiert wurde (Jones et al., 2009). Im Mittel dieser Untersuchungen wurde 40% des von den Pflanzen assimilierten C in die Wurzeln verlagert. Davon verblieb etwa die Hälfte in der Wurzelbiomasse (etwa 50% von den 40%, die in die Wurzeln verlagert wurden, bzw. 19% der Gesamt-Assimilation). Ein Drittel des C, der in die Wurzeln verlagert wurde ging in Form von CO_2 („Rhizosphärenatmung“) verloren. Dabei ist zu beachten, dass etwa die Hälfte der Rhizosphärenatmung auf Mikroorganismen im wurzelnahen Bodenbereich zurückzuführen ist, die von der Pflanze mit organischem C versorgt werden („Nährhumuswirkung“). Etwa 12% des C, der in die Wurzeln verlagert wurde (etwa 5% der Gesamtassimilation bzw. 26% des in der Wurzelbiomasse gefundenen C) wurden im Boden bzw. in der mikrobiellen Biomasse des Bodens wieder gefunden. Der Rest des in die Wurzeln verlagerten C

ging durch andere Prozesse, wie z.B. Auswaschung von löslichem organischem C verloren. In Übersichtsartikeln von Kuzyakow & Domanski (2000) und Kuzyakov & Schneckenberger (2004) wurden bei Weizen, Gerste und Deutschen Weidelgras im Mittel 28-32% und bei anderen Gräsern 49% des assimilierten C in die Wurzeln verlagert. Davon verblieb etwas weniger als die Hälfte (44-48%) in der Wurzelbiomasse. Etwa 24% des in der Wurzelbiomasse vorhandenen C wurde im Boden und in Bodenmikroorganismen wieder gefunden. Ähnliche Werte wurden auch in einer Übersichtsarbeit von Nguyen (2003) ermittelt. Farrar et al. (2003) kamen in ihrer Übersichtsarbeit zu dem Ergebnis, dass 48% des in der Wurzelbiomasse vorhandenen C an die Mykorrhiza abgegeben wird und 14% des in der Wurzelbiomasse vorhandenen C in der Biomasse anderer Bodenmikroorganismen verbleibt.

Der Gesamt-C-Eintrag in den Boden durch Rhizodeposition variiert je nach Pflanzenart bzw. Wachstumsdauer der Kulturart (Kuzyakov & Domanski, 2000; Rees et al., 2005). Allerdings wurden auch bei Untersuchungen innerhalb einer Art sehr große Unterschiede in der Rhizodeposition gefunden. Zum Beispiel variierte bei verschiedenen Untersuchungen an Mais der im Boden verbleibende Anteil an C aus der Rhizodeposition zwischen 5 und 163% (Mittel 41%) des in der Wurzelbiomasse vorhandenen C (Amos & Walters, 2006). In Anbetracht dieser Variation innerhalb einer Art können aus der Literatur keine Kulturarten-spezifischen Werte für die Rhizodeposition abgeleitet werden (siehe auch Kapitel 5). Es ist aber anzunehmen, dass die Rhizodeposition mit zunehmender Gesamtassimilationsleistung bzw. Biomassebildung eines Bestandes zunimmt.

Tabelle 4: Anhaltswerte für den C-Eintrag in den Boden durch verschiedene pflanzliche Quellen; die Werte wurden zum Teil aus Daten abgeleitet, die an einzelnen Wurzeln oder Pflanzen unter kontrollierten Umweltbedingungen gewonnen wurden und in Übersichtsartikeln von Pritchard & Rogers (2000), Nguyen (2003) und Zhu & Miller (2003) zusammengefasst wurden; für die Ableitung der Daten zur Rhizodeposition wurde eine Wurzeltrockenmasse (TM) von 20 dt ha⁻¹ und ein C-Gehalt in der Wurzel-TM von 42%, d.h. eine zur Ernte vorhandene C-Masse in den Wurzeln von 840 kg ha⁻¹ angenommen; weitere Erläuterungen im Text

Eintragsquelle	Menge (kg C ha ⁻¹ a ⁻¹)	Bemerkungen
<i>C-Eintrag während der Vegetationsperiode</i>		
Bestandesniederschlag	40-160 (bis > 230)	nur Daten von Waldökosystemen
oberirdischer Bestandesabfall	28 – 388 (bis 2100)	1-17% des C in den Ernteorganen
Lebende Wurzelzellen	3-6	0,4-0,7% des Wurzel-C zur Ernte
Mucilage	3-39	0,3-5% des Wurzel-C zur Ernte
Exudation + Sekretion niedermolekularer Stoffe	390 - 990	46-118% des Wurzel-C zur Ernte
Wurzelumsatz	84->840	10->100% des Wurzel-C zur Ernte
Mykorrhiza	54-900	0,6-107% des Wurzel-C zur Ernte
∑ des im Boden wieder gefundenen organischen C aus der Rhizodeposition (Mittelwerte aus Übersichtsartikeln)	218	26% des Wurzel-C zur Ernte (Jones et al. 2009)
	202	24 % des Wurzel-C zur Ernte (Kuzyakov & Schneckenberger 2004)
	247	29% des Wurzel-C zur Ernte (Nguyen, 2003)
	42 -1369	nur Mais: 5-163% (Mittel 41%) des Wurzel-C zur Ernte (Amos & Walters, 2006)
<i>C-Eintrag nach der Ernte</i>		
Stoppeln und oberirdische Ernterückstände	100-3000*	*Kartoffeln
nur Getreide	100-1600	
Wurzeln zur Ernte	200-7400*	*2-jährige Futtermenge
nur Getreide	200-1800	

3. Pflanzenbedingter C-Eintrag während und nach der Ernte

In einem langjährigen Feldversuch mit Mais, bei dem durch Messung der ^{13}C -Isotopen-Signatur zwischen ursprünglichem Boden-C und dem während der 13-jährigen Versuchsdauer eingetragenen Pflanzen-C unterschieden werden konnte, stammten $2/3$ der durch Pflanzenbedingten C-Eintrag im Boden akkumulierten Menge an organischem Kohlenstoff von Wurzeln und Stoppeln (Allmaras et al., 2004). Dies zeigt die hohe Bedeutung von ober- und unterirdischen Ernteresten im Vergleich zum Stroh für die organische Substanz im Boden.

3.1 C-Eintrag durch Stoppeln und oberirdische Erntereste

Wenn das Stroh bzw. bei Rüben die Blätter auf der Anbaufläche verbleiben, wird die Masse dieser Nebenprodukte mit Hilfe der Korn-Stroh- bzw. Wurzel-Laub-Verhältnisse ermittelt und bei der Humusbilanzierung als Humuszufuhr berücksichtigt. Dazu werden in Tabelle 3 in der Anlage zur DirektZahlVerpflV die für den Anteil an Nebenprodukten zu nutzenden Kennwerte für unterschiedliche Kulturpflanzen aufgeführt (z.B. Winterweizen Korn-Stroh-Verhältnis 0,80; d.h. 10 t Weizenkorn liefern 8 t Stroh). Vermutlich beziehen sich die in Tabelle 3 aufgeführten Verhältnisse nicht auf die gesamte Stroh- bzw. Blattmasse, sondern nur auf die Masse, die alternativ auch zu bergen und vom Feld zu entfernen wäre, z.B. um sie für die Bioenergiegewinnung zu nutzen.

Die in der Literatur vorhandenen Werte für das Korn-Stroh- bzw. Wurzel-Laub-Verhältnis unterscheiden sich auch innerhalb einer Kulturart erheblich. Für Winterweizen variieren die Werte z.B. von 0,67 bis 1,94 (Tabelle Literaturwerte für Korn-Stroh von Winterweizen). Bei einem Kornertrag von $7,5 \text{ t ha}^{-1}$ ergibt sich je nach Wert für das Korn-Stroh-Verhältnis damit eine Strohmasse von $5,0$ bis $14,6 \text{ t ha}^{-1}$. Auch die von den nach Landesrecht in den verschiedenen Bundesländern zuständigen Behörden vorgegebenen Richtwerte für das Verhältnis von Nebenprodukt zu Hauptprodukt variieren z. T. erheblich (z.B. Sonnenblume 2,00 in Tabelle 3; Richtwerte der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein oder LUFA Augustenberg 4,1; Raps 1,7 [Faustzahlen, DirektZahlVerpflV], 1,3 [DirektZahlVerpflV LUFA Augustenberg, Landwirtschaftskammer Schleswig Hosten], 2,5 [LAP], 2,9 [Martin Kaltschmitt; Gan et al 2009]). Diese Unterschiede sind möglicherweise auf Unterschiede zwischen Sorten und den Einfluss von Umweltbedingungen und

Produktionstechnik (Erntetechnik) auf das Korn-Stroh- bzw. Wurzel-Laub-Verhältnis zurückzuführen.

Zur Humusreproduktion tragen nicht nur die bergfähige, sondern auch die nicht zu bergende Masse an Nebenprodukten (Ernterückstände wie z.B. Stoppeln, Reststroh und Spreu) und die Unkrautbiomasse bei. Eine etwas ältere Literaturlauswertung von Klimanek (Klimanek 1986, Klimanek 1997) zeigt erhebliche Unterschiede zwischen den Kulturarten in der Masse an oberirdischen Ernterückständen (Tabelle 5). Nach diesen Daten hinterlässt im Mittel z.B. Sommergerste mit $0,9 \text{ t TM ha}^{-1}$ nur halb so viele Ernterückstände wie Wintergerste mit $1,8 \text{ t TM ha}^{-1}$. Erbsen hinterlassen im Mittel mit $0,4 \text{ t TM ha}^{-1}$ nur ein Drittel der Ernterückstandsmasse von Ackerbohne ($1,2 \text{ t TM ha}^{-1}$). Auch innerhalb einer Kulturart treten erhebliche Schwankungen in der Masse an Ernterückständen auf. So variiert z.B. die Ernterückstandsmenge von Wintergerste zwischen $0,5$ und $3,9 \text{ t TM ha}^{-1}$ ($210 - 1640 \text{ kg C ha}^{-1}$). Diese Variation der oberirdischen Ernterückstände ist vermutlich auf Unterschiede in der Erntetechnik und der Ertragshöhe (Tabellen 7-9) zurückzuführen. In einem Forschungsbericht des Forschungszentrums für Bodenfruchtbarkeit Müncheberg (Körschens & Freytag, 1987) wird angegeben, dass eine Variation der Stoppellänge von 1 cm zu einer Veränderung der Masse an Ernterückständen von $0,5$ bis 1 dt ha^{-1} führt. In diesem Forschungsbericht wird auch eine deutliche Ertragsabhängigkeit der Ernterückstandsmasse z.B. bei Kartoffeln, Winterweizen und Kartoffeln gezeigt.

Es liegen nur wenige neuere Daten zur Masse der nach der Stroh- bzw. Blattbergung auf dem Feld verbleibenden oberirdischen Erntereste („maximale Bergequote“) vor. Thrän et al. (2009) nehmen Bergequoten von $50-80\%$ der oberirdischen Gesamtpflanzenreste an. Das würde bedeuten, dass zwischen 20% und 50% der mit Hilfe der Werte in Tabelle 3 im Anhang der Direktzahlverpflichtungen ermittelten Masse an Nebenprodukten zusätzlich in Form von nicht bergfähigen oberirdischen Ernteresten auf der Fläche verbleiben (z.B. Winterweizen: $7,5 \text{ t Weizenkorn}$ liefern $6 \text{ t Stroh} + 1,2-3 \text{ t nicht bergfähige oberirdische Erntereste}$; d. h. C-Eintrag durch nicht bergfähige oberirdische Erntereste bei $42\% \text{ C}$ in der TM variiert zwischen $0,5$ und $1,3 \text{ t C ha}^{-1}$).

Tabelle 5: Wurzeln, Ernterückstände und Ernte- und Wurzelrückstände (EWR) bei verschiedenen Kulturarten; Zahlen in Klammern geben die Variation der Werte in den unterschiedlichen Originalstudien an; Literaturübersichtsarbeit Klimanek (1997), verändert

Kulturart	Wurzeln (dt ha ⁻¹)	Ernterückstände (dt ha ⁻¹)	EWR (dt ha ⁻¹)
<u>Getreide</u>			
Winterweizen	19 (8-43)	17 (6-25)	36 (13-65)
Sommerweizen	14 (8-23)	15 (5-25)	26 (14-41)
Wintergerste	20 (11-35)	18 (5-39)	38 (16-74)
Sommergerste	9 (5-21)	9 (3-22)	17 (9-34)
Winterroggen	14 (6-25)	14 (5-23)	29 (12-44)
Hafer	14 (6-23)	15 (4-28)	28 (11-44)
<u>Hackfrüchte</u>			
Kartoffeln	14 (6-19)	38 (21-69)	30 (6-86)
Zuckerrüben	9 (5-11)	10 (3-16)	15 (7-28)
<u>Einj. Futterpflanzen</u>			
Mais	24 (11-64)	12 (6-25)	38 (17-86)
Sonnenblume	18 (9-24)	7 (2-10)	20 (7-33)
Lupine	14 (9-20)	13 (6-24)	23 (10-40)
<u>Leguminosen</u>			
Luzerne	61 (33-98)	21 (11-32)	76 (44-123)
Rotklee	42 (29-62)	23 (16-42)	57 (39-72)
Ackerbohne	27 (15-47)	12 (5-19)	40 (20-67)
Erbse	9 (4-20)	4 (1- 8)	13 (5-27)
<u>Untersaaten</u>			
Serradella	9 (5-13)	7 (6- 9)	16 (10-23)
Rotklee	16 (13-18)	12 (10-14)	27 (22-33)
Weißklee	11 (8-15)	20 (15-24)	31 (24-38)
<u>Winterzwischenfrüchte</u>			
Grünroggen	13 (6-24)	6 (4-13)	16 (11-30)
Wickroggen	24 (8-46)	6 (3-11)	19 (11-33)
Landsberger Gem.	23 (10-33)	10 (2-23)	31 (13-56)
Winterraps	16 (5-23)	3 (2- 4)	13 (9-18)
<u>Stoppelfrüchte</u>			
Sommerraps	6 (3-11)	3 (3- 4)	10 (6-15)
Ölrettich	8 (7- 9)	5 (4- 6)	13 (11-14)
Senf	6 (5- 7)	3 (2- 4)	8 (7- 9)
Phacelia			
<u>Futtergemenge</u>			
Luzernegem. (1.J.)	91-124	-	98-104
Luzernegras (2.J.)	40-177	45	85-104
Klee-Gras (1.J.)	25- 36	bis 20	48- 56
Klee-Gras (2.J.)	30-165	15-34	56- 94
Esparssette-Gras	53-106	8-10	62-116

Rasse et al. (2006) geben an, dass bei Körnermais bei einer Schnitthöhe von 20 cm 26% der Stängelbiomasse (13% der vegetativen oberirdischen Biomasse) auf dem Feld verbleiben. Bei einem Ernteindex von 0,50 ergibt sich daraus für Silomais, dass 6% der oberirdischen Biomasse auf dem Feld verbleiben. Kätterer et al. (2004) nehmen an, dass bei Getreide die Masse von auf dem Feld verbleibenden Stoppeln und Ernteresten 40% der Gesamt-Strohbiomasse entsprechen. Persson et al. (2008) nehmen an, dass bei Weizen mit Stoppeln, Streu und Unkräutern 35% der Strohbiomasse in den Boden eingetragen werden. Unveröffentlichte Daten aus einer Jahresbelegarbeit von Thomas Teppner (Tabelle 6) und eigene Daten (Tabelle 7) zeigen ebenfalls, dass die mit oberirdischen Stoppeln und Ernteresten eingetragene organische Substanz erhebliche Massen ausmachen kann. Nach den Zahlen in Tabelle 6 würde z.B. bei einem Kornertrag von 75 dt ha⁻¹ auch nach der Strohbergung eine oberirdische TM von 21,3 dt ha⁻¹ bzw. C-Masse (42% C in der TM) von 890 kg ha⁻¹ auf dem Feld verbleiben.

Eigene Untersuchungen an Winterweizen ergaben, dass durch eine N-Düngungsbedingte Ertragssteigerung nicht nur der Strohertrag, sondern auch die auf dem Feld zurückbleibende Stoppelmasse deutlich gesteigert werden (Tabelle 7). Das Stoppel/Korn-Verhältnis lag im Mittel bei 0,48. In einem Forschungsbericht aus Müncheberg (Körschens & Freytag, 1987) wird für Winterweizen ein Stoppel/Korn-Verhältnis zwischen 0,31 und 0,49 angegeben. Bei Untersuchungen von Malhi et al. (2006) betrug die Spreubiomasse bei Gerste 17-19%, bei Weizen 35-43% und bei Raps 119-160% der Kornmasse. Diese Autoren fanden, dass bei allen drei Kulturarten eine N-Düngungsbedingte Erhöhung des Kornertrages mit einer signifikanten Erhöhung der Menge an auf dem Feld verbleibenden Spreu verbunden war. Es ist daher davon auszugehen, dass die Ertragssteigerungen in den vergangenen 50 Jahren auch bei Bergung des Strohs zu einer erheblichen Erhöhung der mit oberirdischen Ernteresten in den Boden eingetragenen C-Menge geführt haben.

Tabelle 6: Kornertrag, Masse an Stoppeln, Reststroh und Stroh und Anteil von nicht bergfähigen Ernteresten (% des bergfähigen Strohs) bei verschiedenen Getreidearten; Daten von Thomas Teppner ergänzt mit eigenen Berechnungen

	WiWeizen	WiGerste	WiRoggen	SoGerste	Hafer
Kornertrag dt ha ⁻¹	55,3	49,6	41,1		
Stoppel TM (dt TM ha ⁻¹)	13,2	11,6	10,1	10,9	6,8
Reststroh (dt FM ha ⁻¹)	2,9	7,8	3,3	3,1	-
Stroh/Korn*	0,80	0,70	0,90	0,80	1,10
Stroh dt ha ⁻¹ **	44,2	34,7	37,0	36,6	37,4
% nicht geborgen***	41	61	41	43	(21)
Stoppel- und Reststroheintrag / Kornertrag (dt dt ⁻¹)****	0,33	0,43	0,37	0,35	(23)
<p>* Anhaltswerte in DirektZahlVerpfIV **errechnet aus gemessenem Kornertrag und Anhaltswerten für Stroh/Korn in DirektZahlVerpfIV ***errechnet mit der Annahme, dass Stoppeln und Reststroh ebenso wie das Stroh einen TS-Gehalt von 86% haben</p>					

Tabelle 7: Einfluss der Höhe der Stickstoffdüngung (N0 ohne N-Düngung, N1 160 kg N ha⁻¹) auf den Korn- und Strohertrag und die auf dem Feld verbleibende Stoppelmasse bei Winterweizen (eigene Untersuchungen)

Behandlung	Kornertrag kg TM ha ⁻¹	Strohertrag kg TM ha ⁻¹	Stoppeln kg TM ha ⁻¹	Stroh/ Korn kg kg ⁻¹	Stoppeln/ Stroh kg kg ⁻¹	Stoppeln/ Korn kg kg ⁻¹
N0 a	1106	1261	758	1,14	0,60	0,69
b	1616	1531	780	0,95	0,51	0,48
c	1896	1967	690	1,04	0,35	0,37
Ø N0	1539	1583	743	1,04	0,49	0,51
N1 a	4001	4517	2380	1,13	0,53	0,59
b	6160	5434	2270	0,88	0,37	0,37
c	6306	5236	2303	0,83	0,37	0,37
Ø N1	5489	5062	2318	0,95	0,42	0,44

Auch bei Kartoffeln führte eine N-Düngungsbedingte Steigerung des Knollenertrages zu einer deutlichen Steigerung des C-Eintrages in den Boden mit dem nach der Ernte auf dem Feld verbleibenden Kraut (Tabelle 8). Dies stimmt überein mit Daten aus einem Forschungsbericht des Forschungszentrums für Bodenfruchtbarkeit Müncheberg (Körschens & Freytag, 1987), die ebenfalls eine starke Ertragsabhängigkeit der Krautmasse bei Kartoffeln zeigten. Ähnliches ist auch für Rüben und verschiedene Gemüsearten zu erwarten. Daher ist zu erwarten, dass die Ertragssteigerungen, die bei diesen Kulturarten in den letzten 50 Jahren erzielt wurden zu einer erheblichen Steigerung des C-Eintrages in den Boden mit oberirdischen Ernteresten geführt haben. Zumindest bei Kartoffeln und Gemüse wird dieser C-Eintrag bei den Regelungen der Direktzahlungen/Verpflichtungen-Verordnung nicht berücksichtigt.

Tabelle 8: Einfluss der Höhe der N-Düngung auf den Knollenertrag und die auf dem Feld verbleibende Krautmasse bei Kartoffeln (eigene Untersuchungen)

Behandlung	Knollenertrag kg TM ha ⁻¹	Kraut kg TM ha ⁻¹	Kraut/Knollen kg TM kg ⁻¹ TM
N0 a	5204	330	0,06
b	4620	527	0,11
c	3852	516	0,13
Ø N0	4559	458	0,10
N1 a	11648	2538	0,22
b	10259	2108	0,21
c	10000	1418	0,14
Ø N1	10636	2021	0,19

3.2 C-Eintrag durch Wurzeln und andere unterirdische Pflanzenteile

Die unterirdischen Pflanzenteile verbleiben im Feld und stellen daher ebenso wie die Stoppeln immer eine Quelle für den Pflanzenbedingten C-Eintrag in den Boden dar. Zu den unterirdischen Pflanzenteilen zählen neben den Wurzeln auch die unterirdischen Sprosssteile. Die Masse der unterirdischen Sprosssteile wird im Allgemeinen nicht getrennt bestimmt und ist wohl bei den meisten Untersuchungen

auch nicht in der Wurzelbiomasse enthalten. In einer Untersuchung verschiedener Weizensorten variierte zur Reife der Anteil der unterirdischen Sprossbiomasse an der Gesamtbiomasse der Pflanzen zwischen 3 und 10% (Baret et al., 1992). Bei einem Kornertrag von 75 dt Trockenmasse und einem Korn/Stroh-Verhältnis von 1 würden dementsprechend zwischen 450 und 1500 kg TM bzw. zwischen 189 und 630 kg C pro ha mit der unterirdischen Sprossbiomasse in den Boden eingetragen. Bei eigenen Untersuchungen an verschiedenen Silomaisorten wurden über die unterirdische Sprossbiomasse 230 kg C ha⁻¹ in den Boden eingetragen (Horlacher & Engels, unveröffentlicht).

Aus der Literaturübersichtsarbeit von Klimanek (1997) wird deutlich, dass sich die Kulturarten in der Wurzelbiomassebildung erheblich unterscheiden (Tabelle 6). Im Mittel aller Untersuchungen bildeten z.B. Zuckerrüben nur 9 dt Feinwurzel trockenmasse pro ha, während Luzerne 61 dt Wurzel trockenmasse bildete. Auch innerhalb der Kulturartengruppen wurden erhebliche Unterschiede in der Wurzelbiomassebildung festgestellt. Im Mittel aller Untersuchungen bildete z.B. Sommergerste 9 dt und Wintergerste 20 dt Wurzel trockenmasse pro ha. Auch innerhalb der Kulturartengruppe der Körnerleguminosen unterschied sich im Mittel der Untersuchungen die Wurzel trockenmasse von Erbsen mit 9 dt pro ha erheblich von der Wurzel trockenmasse von Ackerbohnen mit 27 dt pro ha (Tabelle 6).

An den Zahlen in Tabelle 5 wird auch deutlich, dass sich die Wurzelbiomassebildung innerhalb einer Kulturart erheblich unterscheiden kann. Die Wurzel trockenmasse von Winterweizen variierte z.B. je nach Untersuchung zwischen 8 und 43 dt pro ha. Bei einem C-Gehalt von 42% C in der Wurzel trockenmasse, variierte daher die durch die zur Ernte vorhandenen Wurzeln in den Boden eingetragene C-Menge zwischen 340 und 1800 kg C ha⁻¹ a⁻¹. Eine ähnlich hohe Variation der Wurzelbiomasse innerhalb einer Kulturart wurde auch in anderen Übersichtsarbeiten gefunden (z.B. Amos & Walters, 2006). Im Prinzip kann diese Variation auf Unterschiede in der Messmethode, z.B. der Tiefe der Probenahme, oder auf Sorten- und Umwelteffekte auf das Wachstum der Pflanzen oder die Verteilung der Biomasse zwischen ober- und unterirdischen Pflanzenteilen zurückzuführen sein. Bei vielen Untersuchungen wurde eine positive Beziehung zwischen der ober- und unterirdischen Biomassebildung gefunden (z.B. Kong et al., 2005; Malhi et al., 2006; Peng et al., 2009). Dementsprechend wurde auch gefunden,

dass neue Sorten mit einem höheren Ertragspotential auch mehr Wurzelbiomasse bilden als alte Sorten (Duvick, 1992; Riedell & Evenson, 1993; Echarte et al., 2008; Peng et al., 2009). Verschiedene Autoren empfehlen daher, die durch die zur Ernte vorhandene Wurzelbiomasse in den Boden eingetragene Masse an organischem Kohlenstoff mit Hilfe von Ertragsdaten und Kulturartenspezifischen Allokationskonstanten abzuschätzen (siehe Kapitel 5).

In vielen Arbeiten wurde gezeigt, dass die Humuswirkung von Wurzeln höher ist als die Humuswirkung der oberirdischen Pflanzenrückstände (z.B. Klimanek, 1997; Bolinder et al., 1999; Flessa et al., 2000; Gale & Cambardella, 2000; Puget & Drinkwater, 2001; Bertora et al., 2009; Literaturübersichtsarbeiten von Wilhelm et al., 2004; Rasse et al., 2005). Dies ist z. T. auf die höhere chemische Rekalzitans des Wurzelgewebes zurückzuführen, aber auch auf physikalisch-chemische Schutzmechanismen, die durch den intensiven Kontakt zwischen Wurzeln und Boden während des Wurzelwachstums und durch die besonderen Bodenverhältnisse in tieferen Bodenschichten zustande kommen und daher in Inkubationsversuchen nicht auftreten (Rasse et al., 2005).

4. Ableitung des Kulturartenspezifischen Humusbedarfs aus Dauerversuchen

Die in den Kapiteln 2 und 3 aufgeführten Daten des C- Eintrages durch Pflanzen in den Boden verdeutlichen die große Variabilität der C-Quellen in Abhängigkeit von Fruchtart, Sorte, Erntezeitpunkt, Erntetechnik und Ertragshöhe und damit die Problematik, den Einfluss dieser Quellen auf den Humusgehalt des Bodens zu quantifizieren. Insbesondere ist auch über die Humuswirkung der verschiedenen C-Quellen noch wenig bekannt. Es ist daher noch nicht möglich, aus diesen Daten den Beitrag unterschiedlicher Fruchtarten auf den Gehalt der Böden mit organischer Substanz abzuleiten. Die großen Schwankungen im Pflanzen-bedingten C-Eintrag in den Boden wurden bereits von Asmus und Herrmann (1977) erkannt. Sie schlugen deshalb vor, die „durch Pflanzenrückstände dem Boden zugeführten Mengen an organischer Substanz nur indirekt über das Anbauverhältnis zu berücksichtigen“. Durch Auswertung von etwa 30 Dauerfeldversuchen konnten erste Richtwerte unter Berücksichtigung des Anbauverhältnisses (Hackfrucht und Mais, Getreide, mehrjähriges Feldfutter) gewonnen werden.

In den Folgejahren wurden umfangreiche Arbeiten im Rahmen der Forschungsleistung „Modell und Parameter des Einflusses der Wurzelmasse-entwicklung der Hauptfruchtarten auf die C- und N-Dynamik des Bodens“ (Körschens et al., 1989) durchgeführt. In diesem Rahmen wurden u. a. mehr als 3000 Wurzelproben der wichtigsten Fruchtarten und Standorte bis zu einer Tiefe von 1m entnommen, die stoffliche Zusammensetzung sowie das Umsetzungsverhalten im Inkubationsversuch bestimmt.

Auf der Grundlage der Ergebnisse zahlreicher Dauerfeldversuche (Körschens, 1988, Körschens, 2002) wurde in Verbindung mit umfassenden Untersuchungen zur Menge und Qualität der Ernte- und Wurzelrückstände (Klimanek, 1997) aller wichtigen Fruchtarten auf unterschiedlichen Standorten (Körschens, et al., 1989) der Einfluss der Fruchtarten auf den C-Gehalt des Bodens quantifiziert (Abb.1).

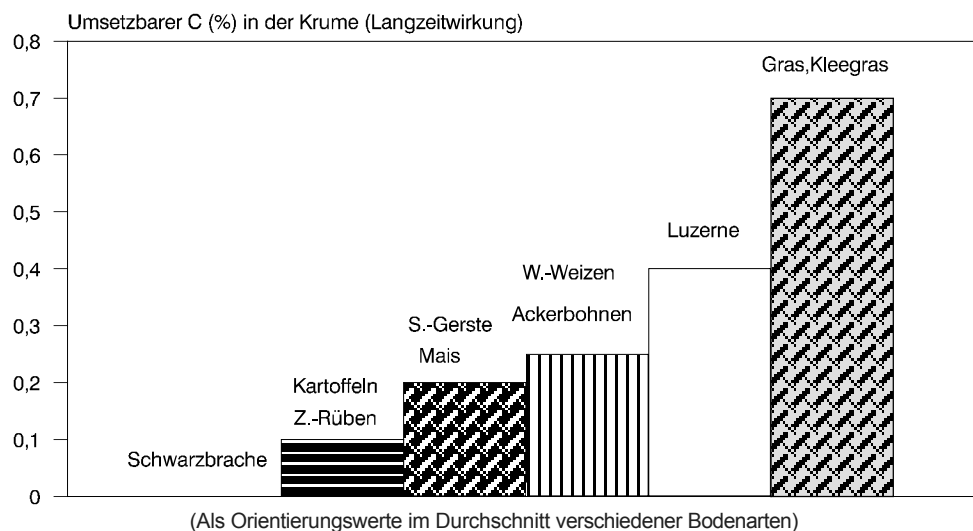


Abb. 1 : Einfluss verschiedener Fruchtarten auf den Gehalt des Bodens an umsetzbarem C, abgeleitet aus Dauerfeldversuchen.

Die Wirkung steigt von den Hackfrüchten mit geringer Wurzelmasse und intensiver Bodenbearbeitung von 0,1 % C bis 0,7 % C unter Gras und Klee gras mit großer Wurzelmasse und relativer Bodenruhe. Die Langzeitwirkung der Luzerne ist trotz ihrer sehr großen Wurzelmasse geringer, da die Wurzeln auf Grund ihrer

stofflichen Zusammensetzung (geringer Ligningehalt) im Boden schneller umgesetzt werden (Körschens u. Weber, 1984, u. a.). Deubel (1995) fand im Fruchtfolge-Düngungsversuch Seehausen nach 35 Versuchsjahren im Durchschnitt aller Düngungsvarianten keine Differenz im C_{org} -Gehalt zwischen Winterweizen-monokultur und der Fruchtfolge: Kartoffeln-Winterweizen-Zuckerrüben-Luzerne-Luzerne. Hofmann et al. (2010) konnten im Zuckerrübenkonzentrationsversuch Etdorf nach 36 Jahren keinen signifikanten Einfluss von 40 % Luzerne in der Fruchtfolge im Vergleich zur Fruchtfolge ohne Luzerne nachweisen.

Die Richtwerte für die anbauspezifische Veränderung der Humusvorräte im Boden zeigen eine gute Übereinstimmung mit den anfallenden Ernte- und Wurzelrückständen der Fruchtarten und dem Gehalt an umsetzbarem C. Geringe Zufuhr an Ernte- und Wurzelrückständen bedingt auch niedrige Gehalte an umsetzbarem Kohlenstoff. Demzufolge besteht besonders beim Anbau von Hackfrüchten ein hoher Humusbedarf, während mit mehrjährigem Feldfutter ein Humusgewinn erreicht wird.

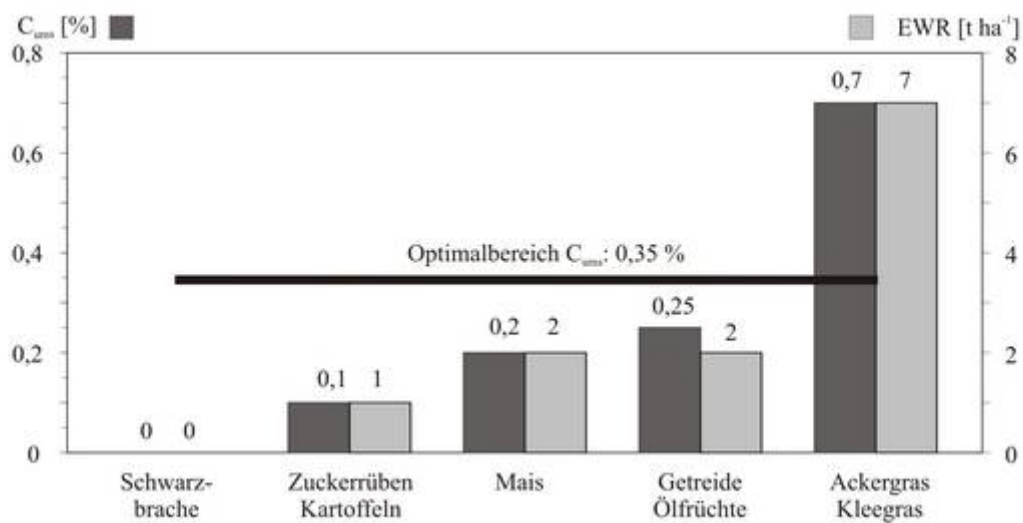


Abb.2: Beziehungen zwischen der Masse an Ernte- und Wurzelrückständen ausgewählter Fruchtarten und dem Gehalt des Bodens an umsetzbarem Kohlenstoff im Durchschnitt von 22 Dauerfeldversuchen. (Körschens, et al., 2005)

5. Ermittlung des Pflanzenbedingten C-Eintrages mit einfachen Schätzverfahren

In der Literatur wird der Pflanzenbedingte C-Eintrag in den Boden häufig mit Hilfe allometrischer Beziehungen zwischen der Biomasse der Ertragsorgane (z.B. Kornertrag) und der Biomasse anderer Pflanzenorgane (z.B. oberirdische vegetative Pflanzenteile, Wurzeln) ermittelt (z.B. Li et al., 1997; Kätterer et al., 2004; Bolinder et al., 2007; Chatskikh et al., 2008; Gan et al., 2009; siehe auch Hoyer, 2009). Solche allometrischen Beziehungen werden üblicherweise auch dazu genutzt, um z.B. die bei einem bestimmten Ertrag anfallende Strohmenge bzw. anfallende Menge an Koppelprodukten zu ermitteln (z.B. Tabelle 3 in Anlage 3 der DirektZahlVerpflV; Tabelle 1 in Anlage 1 der Düngeverordnung). Mit Hilfe solcher allometrischer Funktionen kann der pflanzenbedingte C-Eintrag in den Boden sehr einfach und mit Hilfe von in der landwirtschaftlichen und gärtnerischen Praxis vorhandenen Schlag- und Jahresspezifischen Daten (Ertrag) ermittelt werden.

Ausgehend vom Ertrag des Hauptproduktes wird in einem 1. Schritt mit Hilfe eines Kulturartenspezifischen Ernteindex die oberirdische Biomasse ermittelt. In einem 2. Schritt wird mit Hilfe eines Kulturartenspezifischen Verhältnisses von oberirdischer Biomasse zu Wurzelbiomasse die Wurzelbiomasse ermittelt. In einem 3. Schritt wird die durch Rhizodeposition einschließlich Wurzeltturnover in den Boden eingetragene C-Menge unter der Annahme ermittelt, dass ein bestimmter Prozentsatz des zur Ernte in der Wurzelbiomasse vorhandenen C während der Vegetationsperiode in den Boden abgegeben wurde. Aufgrund des geringen Kenntnisstandes zu Kulturartenunterschieden in der Rhizodeposition wird im 3. Schritt im Allgemeinen mit einem nicht von der Kulturart abhängigen konstanten Prozentsatz der Rhizodeposition gerechnet, z.B. 67% (Johnson et al., 2006; Bolinder et al., 2007; Gan et al., 2009) oder 100% (Bolinder et al., 1997) des zur Ernte vorhandenen Wurzelbiomasse-C. In Anbetracht der hohen C-Menge, die durch Rhizodeposition in den Boden eingetragen werden kann (Tabelle 4) besteht ein dringender Forschungsbedarf zur Ermittlung von Kulturartenspezifischen Werten der Rhizodeposition.

Für den Ernteindex sind in der Literatur zwar Kulturarten-spezifische Werte vorhanden, allerdings variieren diese Werte auch innerhalb einer Kulturart beträchtlich (Prince et al., 2001). Der Ernteindex ist das Verhältnis der Masse der

Ernteorgane (z.B. Körner, Knollen) zur Gesamtbiossymbiosebildung (z.B. Körner + Stroh; Knollen + Kraut). Prince et al. (2001) unterscheiden zwischen einem „tatsächlichen“ Ernteindex (s. o.) und einem „scheinbaren“ Ernteindex. Der „scheinbare“ Ernteindex bezieht sich nur auf die zur Ernte vorhandene Biossymbiose und kann aufgrund von Vorernteverlusten, z.B. von Blättern, erheblich von dem „tatsächlichen“ Ernteindex unterscheiden. Da der Ernteindex im Allgemeinen durch eine einmalige Messung der Biossymbiose zum Zeitpunkt der Ernte bestimmt wird, entsprechen die in der Literatur angegebenen Zahlen für den Ernteindex vermutlich meistens dem „scheinbaren“ Ernteindex.

Bei vielen Kulturarten hat sich der Ernteindex in den vergangenen Jahrzehnten aufgrund von Zuchtfortschritten erhöht (Prince et al., 2001; Johnson et al., 2006). Der Ernteindex innerhalb einer Kulturart oder Sorte wird im Allgemeinen nur wenig von den Witterungs- und Standortbedingungen beeinflusst. Allerdings kann der Ernteindex von Körnerfrüchten z.B. durch extreme Trockenheit (Barnabás et al., 2008) oder Hitze (Porter & Semenov, 2005) vor allem während der Blüte oder durch Nährstoffmangel (Marschner, 1995; Paponov et al., 2005) verringert werden.

Die oberirdische Gesamtbiossymbiose der Pflanze kann auch über das Korn/Stroh-Verhältnis bzw. das Knollen/Kraut- oder Rüben/Blatt-Verhältnis ermittelt werden. Wie am Beispiel von Winterweizen in Tabelle 9 gezeigt wird, variieren allerdings die Angaben über das Korn/Stroh-Verhältnis je nach Literaturquelle erheblich. Je nachdem, welche Daten für das Korn/Stroh-Verhältnis zugrunde gelegt werden, variiert bei einem Kornertrag von $7,5 \text{ t ha}^{-1}$ die Strohmasse zwischen 5 und $11,7 \text{ t pro ha}$ und die im Stroh vorhandene C-Masse zwischen 1800 und 4200 kg C pro ha . Auch die von den nach Landesrecht in den verschiedenen Bundesländern zuständigen Behörden vorgegebenen Richtwerte für das Verhältnis von Nebenprodukt zu Hauptprodukt variieren z. T. erheblich (z.B. Sonnenblume 2,00 in Tabelle 3; Richtwerte der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein oder LUFA Augustenberg 4,1; Raps 1,7 [Faustzahlen der Landwirtschaft], 1,3 [LUFA Augustenberg, Landwirtschaftskammer Schleswig Hosten], 2,5 [Landesanstalt für Pflanzenbau, Forchheim], 2,9 [Gan et al 2009]). Diese Unterschiede sind möglicherweise auf Unterschiede zwischen Sorten und dem Einfluss von Umweltbedingungen (siehe oben), aber auch der Erntetechnik auf das Korn-Stroh- bzw. Wurzel-Laub-Verhältnis zurückzuführen.

Tabelle 9 Korn/Stroh-Verhältnis (1 t Korn liefert x t Stroh) von Winterweizen nach verschiedenen Literaturquellen und daraus abgeleitete Strohmasse bzw. im Stroh vorhandene Masse an organischem C (Annahme Kornertrag 75 dt ha^{-1} , 86% Trockenmasse im Stroh und 42%C in der Strohtrockenmasse)

LAP Forchheim Landesanstalt für Pflanzenbau Forchheim

Korn/Stroh-Verhältnis	Strohmasse t ha^{-1}	C-Masse kg C ha^{-1}	Quelle
0,67	5,0	1800	LAP Forchheim
0,80	6,0	2200	DirektZahlVerpflV
0,90	6,8	2400	Faustzahlen f. d. Landw.
1,22	9,2	3300	Johnson et al., 2006
1,44	10,8	3900	Kong et al., 2005
1,50	11,3	4100	Bolinder et al., 2007
1,56	11,7	4200	Kätterer et al., 2004

Für das Wurzel/Spross-Verhältnis sind in der Literatur ebenfalls Kulturartenspezifische Werte vorhanden (Tabelle 10). Allerdings variieren die Werte je nach Literaturquelle auch innerhalb einer Kulturart erheblich. So variierte z.B. bei einer Literaturlauswertung von Untersuchungen an Mais das Wurzel/Spross-Verhältnis zwischen 0,07 und 0,53 (Bolinder et al., 1999). Als Ursachen für diese Variation kommen neben Sorteneinflüssen auch Unterschiede in den Standorteigenschaften und in der Produktionstechnik in Betracht. Das Wurzel/Spross-Verhältnis verringert sich im Laufe der Pflanzenentwicklung und wird z.B. von Umweltbedingungen, wie der Bodentemperatur (Engels, 1994) und der Bodenfeuchte (Engels et al., 1994) oder dem Nährstoffangebot (Marschner, 1995) beeinflusst. Im Gegensatz zum Stroh/Korn-Verhältnis wurde das Wurzel/Spross-Verhältnis durch den Züchtungsfortschritt in den letzten Jahrzehnten vermutlich nur wenig beeinflusst oder sogar erhöht. So fanden Siddique et al. (1990) bei einem Vergleich verschieden alter Weizensorten zur Blüte keine signifikanten Unterschiede im Wurzel/Spross-

Verhältnis. Neue Maissorten haben häufig ein höheres Wurzel/Spross-Verhältnis als alte Sorten (Echarte et al., 2008; Peng et al., 2009).

Tabelle 10: Anhaltswerte für das Wurzel/Spross-Verhältnis verschiedener Kulturarten (IPCC, 2006; *Pietola & Alakukku, 2005; **Prince et al., 2001)

Kultur	Wurzel/Spross	Kultur	Wurzel/Spross
Mais	0,22 ±26%	Körnerleguminosen	0,19 ±45%
Wiweizen	0,23 ±32%	Knollenfrüchte	0,20 ±50%
Soweizen	0,28 ±26%	Wurzelfrüchte	0,20 ±50%
Gerste	0,22 ±33%	Futterleguminosen	0,40 ±50%
Hafer	0,25 ±120%	Futtergräser	0,80 ±50%
Raps	0,24*	Kleegrass	0,80 ±50%
Sonnenblume	0,06**		

In Tabelle 11 sind Allokationskoeffizienten verschiedener Autoren für die Verteilung des organischen C auf unterschiedliche Pflanzenorgane zur Ernte bzw. des Anteils an C, der durch Rhizodeposition in den Boden abgegeben wird, aufgelistet. Mit Hilfe solcher Allokationskoeffizienten kann der Kulturarten-spezifische C-Eintrag in den Boden aus Ertragsdaten abgeschätzt werden.

Tabelle 11: Angaben unterschiedlicher Autoren für Allokationskoeffizienten

(Anteil des C im Haupternteprodukt (H.Er.Produkt), Restspross, Wurzeln, Rhizodeposition) bei verschiedenen Kulturarten; Gesamtbiomasse-C zur Ernte = 1; die Originaldaten von Li et al., 1997 wurden neu berechnet mit der Annahme, dass 67% des zur Ernte in der Wurzelbiomasse vorhandenen C während der Vegetationsperiode durch Rhizodeposition in den Boden eingetragen werden; oB ohne Bewässerung, mB mit Bewässerung, Köleg Körnerleguminosen, mehrj. FuPfl mehrjährige Futterpflanzen, NichtlegHeu Nicht-Leguminosen-Heu, Futterleg Futterleguminosen

Kultur	Autoren	H.Er.Produkt	Restspross	Wurzeln	Rhizodeposition
Körnermais	Li et al 1997	0,26	0,38	0,22	0,16
	Johnson et al 2006	0,33	0,29	0,22	0,15
	Bolinder et al 2007	0,39	0,39	0,14	0,09
Wi-Weizen	Li et al 1997	0,24	0,35	0,25	0,16
	Bolinder et al 1997	0,31	0,44	0,13	0,13
So-Weizen	Li et al 1997	0,24	0,35	0,25	0,16
Weizen	Johnson et al 2006	0,28	0,34	0,22	0,15
Weizen	Bolinder et al 2007	0,32	0,48	0,12	0,08
Weizen oB	Gan et al 2009	0,22	0,52	0,16	0,10
Weizen mB	Gan et al 2009	0,24	0,52	0,15	0,10
Gerste	Li et al 1997	0,30	0,32	0,23	0,15
	Bolinder et al 1997	0,27	0,23	0,25	0,25
	Johnson et al 2006	0,31	0,31	0,22	0,15
	Bolinder et al 2007	0,45	0,40	0,09	0,06
Hafer	Li et al 1997	0,24	0,35	0,25	0,16
	Bolinder et al 1997	0,29	0,26	0,22	0,22
	Johnson et al 2006	0,27	0,35	0,23	0,15
	Bolinder et al 2007	0,32	0,28	0,24	0,16
Triticale	Bolinder et al 2007	0,26	0,51	0,14	0,09
Sorghum	Li et al 1997	0,36	0,30	0,21	0,14
	Johnson et al 2006	0,29	0,33	0,22	0,15
	Bolinder et al 2007	0,22	0,66	0,08	0,05
Sonnenblume	Johnson et al 2006	0,32	0,48	0,12	0,08
Ölfrüchte oB	Gan et al 2009	0,17	0,58	0,15	0,10
Ölfrüchte mB	Gan et al 2009	0,19	0,56	0,15	0,10
Soja	Johnson et al 2006	0,29	0,34	0,22	0,15
	Bolinder et al 2007	0,30	0,46	0,15	0,10
Köleg oB	Gan et al 2009	0,24	0,46	0,18	0,12
Köleg mB	Gan et al 2009	0,31	0,47	0,14	0,09
Kartoffeln	Li et al 1997	0,89	0,04	0,04	0,03
Zuckerrüben	Li et al 1997	0,87	0,05	0,05	0,03
Silomais	Bolinder et al 2007	0,77	0	0,14	0,09
Futtergräser	Bolinder et al 2007	0,44	0	0,34	0,22
	mehrj. FuPfl	Bolinder et al 2007	0,49	0	0,31
Grünland	Bolinder et al 2007	0,23	0	0,47	0,30
NichtLegHeu	Li et al 1997	0,66	0	0,21	0,14
Kleegras	Bolinder et al 2007	0,30	0	0,43	0,28
Luzerne	Li et al 1997	0,46	0	0,32	0,22
Klee	Li et al 1997	0,46	0	0,32	0,22
Futterleg	Bolinder et al 2007	0,57	0	0,26	0,17

6. Schlussfolgerungen

Die Kulturartenspezifischen Kennwerte für die Veränderung der Humusvorräte im Boden in Anlage 3 Tabelle 1 der DirektZahlVerpflV basieren auf der Auswertung von Dauerfeldversuchen und Expertenwissen in den 1970er bis 1990er Jahren. Im Prinzip ergeben sich solche Kennwerte aus dem Pflanzenbedingtem Eintrag von organischem C und dem Abbau von organischem C, der von Standortbedingungen, Zusammensetzung des organischen Boden-C und Anbautechnik beeinflusst wird. Die Kennwerte können nicht mit Daten über Kulturartenspezifische Unterschiede im Eintrag von organischem Kohlenstoff in den Boden begründet werden. Auch die Auswahl von Fruchtarten mit positiver oder neutraler Veränderung des Humusvorrates bei ausschließlicher Körnernutzung oder Kolben- und Körnernutzung in Anlage 4 der DirektZahlVerpflV kann nicht durch Kulturartenspezifische Unterschiede im Eintrag von organischem Kohlenstoff in den Boden begründet werden.

Es gibt in der Literatur überzeugende Hinweise dafür, dass der Pflanzenbedingte C-Eintrag in den Boden durch Rhizodeposition und durch ober- und unterirdische Ernterückstände mit zunehmendem Ertrag ansteigt. Die Ertragshöhe sollte daher bei der Festlegung der Kulturartenspezifischen Kennwerte und der Auswahl von Fruchtarten mit positiver oder neutraler Veränderung des Humusvorrates berücksichtigt werden. Für eine Differenzierung der Kennwerte in Abhängigkeit vom Ertrag sind jedoch weitere Untersuchungen erforderlich.

In Anbetracht der absoluten Menge an organischem Kohlenstoff, die in einem Agrarökosystem umgesetzt wird und der Unsicherheit bei der Ermittlung des C-Eintrages in den Boden und des C-Austrages aus dem Boden sollte der in der Anlage 3 der DirektZahlVerpflV angegebene Grenzwertbereich für den Humusbilanzsaldo (-75 bis $+ 125 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) überprüft werden.

Es liegen nur wenige Untersuchungen vor zum C-Eintrag in den Boden während der Vegetationsperiode durch oberirdische Pflanzenteile und Wurzelumsatz. Da diese Untersuchungen zeigen, dass durch diese Quellen bedeutende Mengen an C in den Boden eingetragen werden können, sollten sie in künftigen Forschungsprojekten Kulturarten-spezifisch und in Abhängigkeit vom Ertrag quantifiziert werden.

Der Pflanzenbedingte C-Eintrag in den Boden könnte im Prinzip mit Hilfe allometrischer Funktionen zwischen der Biomasse der Ernteorgane (Ertrag) und der Biomasse anderer Pflanzenorgane bzw. dem C-Eintrag durch diese Pflanzenorgane während der Vegetationsperiode mit geringem Aufwand für jedes Jahr schlagspezifisch ermittelt werden. In künftigen Forschungsprojekten sollte überprüft werden, welchen Einfluss der Standort und die Produktionstechnik auf solche Kulturarten-spezifischen allometrischen Funktionen haben.

Dauerfeldversuche stellen nach wie vor die wichtigste und unverzichtbare experimentelle Basis der Humusforschung dar. Diese sollte mehr genutzt werden, insbesondere unter Einbeziehung Internationaler Dauerfeldversuche und der auf internationaler Ebene vorliegenden Erfahrungen und Ergebnisse.

7. Literatur

- Allmaras RR, Linden DR, Clapp CE 2004 Corn-residue transformation into root and soil carbon as related to nitrogen, tillage, and stover management. *Soil Science Society of America Journal* 68, 1366-1375.
- Amos B, Walters DT 2006 Mais root biomass and net rhizodeposited carbon: an analysis of the literature. *Soil Science Society of America Journal* 70, 1489-1503.
- Baret F, Olioso A, Luciani JL 1992 Root biomass fraction as a function of growth degree days in wheat. *Plant and Soil* 140, 137-144.
- Barnabás B, Jäger K, Fehér A 2008 The effect of drought and heat stress on reproductive processes in cereals. *Plant, Cell and Environment* 31, 11-38.
- Bengough AG, McKenzie BM 1997 Sloughing of root cap cells decreases the frictional resistance to maize root growth. *Journal of Experimental Botany* 48, 885-893.
- Bertora C, Zavattaro L, Sacco D, Monaco S, Grignani C 2009 Soil organic matter dynamics and losses in manured maize-based forage systems. *European Journal of Agronomy* 30, 177-186.
- Bolinder Ma, Angers DA, Giroux M, Laverdière MR 1999 Estimating C inputs retained as soil organic matter from corn (*Zea mays* L.). *Plant and Soil* 85-91.
- Bolinder MA, Janzen HH, Gregorich EG, Angers DA, VandenBygaart AJ 2007 An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118, 29-42.
- Bonkowski M, Villenave C, Griffiths B 2009 Rhizosphere fauna: the functional and structural diversity of intimate interactions of soil fauna with plant roots. *Plant and Soil* 321, 213-233.
- Carlisle A, Brown AHD, White EJ 1966 The organic matter and nutrient elements in the precipitation beneath a sessile oak (*Quercus petraea*) canopy. *Journal of Ecology* 54, 87-98.
- Cesco S, Neumann G, Tomasi N, Pinton R, Weisskopf L 2010 Release of plant-borne flavonoids into the rhizosphere and their role in plant nutrition. *Plant and Soil* 329, 1-25.

- Chatskikh D, Olesen JE, Hansen EM, Elsgaard L, Petersen BM 2008 Effects of reduced tillage on net greenhouse gas fluxes from loamy sand soil under wheat crops in Denmark. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 128, 117-126.
- Clowes FAL, Wadekar R 1988 Modelling the root cap of *Zea mays* L. in relation to temperature. *New Phytologist* 108, 259-262.
- Conyers M, Helyar K, Moroni JS 2005 The carbon cost of protecting the root apex from soil acidity: A theoretical framework. *Plant and Soil* 278, 195-204.
- Deubel, W.-D. (1995): Einfluss verschiedener Ackerflächenverhältnisse, Düngungsmaßnahmen und Fruchtarten auf die mikrobielle Biomasse des Bodens und Beziehungen zur Reproduktion der organischen Substanz.- Diss. Univ. Halle, Shaker Verlag GmbH, Aachen.
- Dinkelaker B, Römheld V, Marschner H 1989 Citric acid excretion and precipitation of calcium citrate in the rhizosphere of white lupin (*Lupinus albus* L.). *Plant Cell and Environment* 12, 285-292.
- Duvick DN 1992 Genetic contributions to advances in yield of U.S. maize. *Maydica* 37, 69-79.
- Echarte L, Rothstein S, Tollenaar M 2008 The response of leaf photosynthesis and dry matter accumulation to nitrogen supply in an older and a newer maize hybrid. *Crop Science* 48, 656-665.
- Ekschmitt K, Liu M, Vetter S, Fox O, Wolters V 2005 Strategies used by the soil biota to overcome soil organic matter stability – why is dead organic matter left over in soil? *Geoderma* 128, 167-176.
- Engels C (1994). Effect of root and shoot meristem temperature on shoot to root dry matter partitioning and the internal concentrations of nitrogen and carbohydrates in maize and wheat. *Annals of Botany* 73, 211-219.
- Engels C, Mollenkopf M und Marschner H (1994). Effect of drying and rewetting the topsoil on root growth of maize and rape in different soil depths. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 157, 139-144.
- Engels C, Neumann G, Gahoonia T, George E und Schenk M 2000 Assessment of the ability of roots for nutrient acquisition. In: *Root Research: a Handbook of*

- Methods (Eds. A.L. Smit, G. Bengough, C. Engels, S. Pellerin, S.C. van de Geijn und M. van Noordwijk), Springer-Verlag, 403-459.
- Farrar J, Hawes M, Jones D, Lindow S 2003 How roots control the flux of carbon to the rhizosphere. *Ecology* 84, 827-833.
- Körschens M, Freytag H 1987 Forschungsbericht des Forschungszentrums für Bodenfruchtbarkeit Müncheberg G4 1987. Modell und Parameter der Umsetzung der organischen Substanz, der N-Speicherung und –Freisetzung in Abhängigkeit von der Zusammensetzung der organischen Ausgangsstoffe, den Standortfaktoren und dem Ertrag.
- Flessa HB, Ludwig B, Heil B, Merbach W 2000 The origin of soil organic C and respiration in a long-term maize experiment in Halle, Germany, determined by ¹³C natural abundance. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163, 157-163.
- Franche C, Lindström K, Elmerich C 2009 Nitrogen-fixing bacteria associated with leguminous and non-leguminous plants. *Plant and Soil* 321, 35-59.
- Freibauer A, Rousevell MDA, Smith P, Verhagen J 2004 Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122, 1-23.
- Fusseder A 1987 The longevity and activity of the primary root of maize. *Plant and Soil* 101, 257-265.
- Gale WJ, Cambardella CA 2000 Carbon dynamics of surface residue- and root-derived organic matter under simulated no-till. *Soil Science Society of America Journal* 64, 190-195.
- Gan YT, Campbell CA, Janzen HH, Lemke RL, Basnyat P, McDonald CL 2009 Carbon input to soil from oilseed and pulse crops on the Canadian prairies. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 132, 290-297.
- Gilmanov TG, Aires L, Barcza Z, Baron VS et al 2010 Productivity, respiration, and light-response parameters of world grassland and agroecosystems derived from flux-tower measurements. *Rangeland Ecology and Management* 63, 16-39.
- Gregorich EG, Ellert BH, Drury CF, Liang BC 1996 Fertilization effects on soil organic matter turnover and corn residue C storage. *Journal of the Soil Science Society of America* 60, 472-476.
- Gregory PJ 2006 Roots, rhizosphere and soil: the route to a better understanding of soil science? *European Journal of Soil Science* 57, 2-12.

- Hawes MC, Gunawardena U, Miyasaka S, Zhao X 2000 The role of root border cells in plant defense. *Trends in Plant Science* 5, 128-133.
- Hawes MC, Bengough G, Cassab G, Ponce G 2003. Root caps and rhizosphere. *Journal of Plant Growth Regulation* 21, 352-367.
- Hay RKM 1995 Harvest index: a review of its use in plant breeding and crop physiology. *Annals of Applied Biology* 126, 197-216.
- Helal HM, Sauerbeck D 1986 Effect of plant roots on carbon metabolism of soil microbial biomass. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 149, 181-188.
- Hirsch AM, Bauer WD, Bird DM, Cullimore J, Tyler B, Yoder JI 2003 Molecular signals and receptors: controlling rhizosphere interactions between plants and other organisms. *Ecology* 84, 858-868.
- Hofmann, B., Pentschew, H.-St., Christen, O.: Zur Langzeitwirkung von Anbaukonzentration und Anbaupause auf Bodeneigenschaften und Erträge im Zuckerrübenkonzentrationsversuch Etzdorf, Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd., Berlin, 2010, im Druck
- Hoyer U 2009 Ermittlung der Humusersatzleistung von Kulturpflanzen anhand eines C-Algorithmus. In: Giessener Schriften zum Ökologischen Landbau Band 1 Entwicklung einer praxisanwendbaren Methode der Humusbilanzierung im ökologischen Landbau. Hrsg: C Brock, U Hoyer, G Leithold, K-J Hülsbergen; S. 112-130.
- Hulugalle NR, Weaver TB, Finlay LA, Luelf NW, Tan DKY 2009 Potential contribution by cotton roots to soil carbon stocks in irrigated vertisols. *Australian Journal of Soil Research* 47, 243-252.
- Hütsch BW, Augustin J, Merbach W 2002 Plant rhizodeposition – an important source for carbon turnover in soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 165, 397-407.
- IPCC 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Volume 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use.
- Jensen LS, Salo T, Palmason F, Breland TA, Henriksen TM, Stenberg B, Pedersen A, Lundström C, Esala M 2005 Influence of biochemical quality on C and N mineralisation from a broad variety of plant materials in soil. *Plant and Soil* 273, 307-326.

- Johnson J M-F, Allmaras RR, Reicosky DC 2006 Estimating source carbon from crop residues, roots and rhizodeposits using the national grain-yield database. *Agronomy Journal* 98, 622-636.
- Jones DL, Hodge A, Kuzyakov Y 2004 Plant and mycorrhizal regulation of rhizodeposition. *New Phytologist* 163, 459-480.
- Jones DL, Nguyen C, Finlay RD 2009 Carbon flow in the rhizosphere: carbon trading at the soil-root interface. *Plant and Soil* 321, 5-33.
- Jungk A 2001 Root hairs and the acquisition of plant nutrients from soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 164, 121-129.
- Kätterer T, Andrén O, Persson J 2004 The impact of altered management on long-term agricultural soil carbon stocks – a Swedish case study. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 70, 179-187.
- Kirk GJD, Santos EE, Findenegg GR 1999 Phosphate solubilization by organic anion excretion from rice (*Oryza sativa* L.) growing in aerobic soil. *Plant and Soil* 211, 11-18.
- Klimanek E-M 1997 Bedeutung der Ernte- und Wurzelrückstände landwirtschaftlich genutzter Pflanzenarten für die organische Substanz des Bodens. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde* 41, 485-511.
- Kochian LV, Hoekenga OA, Piñeros MA 2004 How do crop plants tolerate acid soils? Mechanisms of aluminium tolerance and phosphorous efficiency. *Annual Review of Plant Biology* 55, 459-493.
- Kong AYY, Six J, Bryant DC, Denison RF, van Kessel C 2005 The relationship between carbon input, aggregation, and soil organic carbon stabilization in sustainable cropping systems. *Soil Science Society of America Journal* 69, 1078-1085.
- Körschens M 1988 Beitrag unterschiedlicher Fruchtarten und Fruchtfolgen zur Versorgung der Böden mit organischer Substanz. *Tagungs-Bericht Fruchtfolgeforschung und Fruchtfolgegestaltung*. Adl Berlin 261, 347-352.
- Körschens M 2002 Die Rolle der organischen Bodensubstanz für Bodenfruchtbarkeit und Umwelt. In: *Bodenfruchtbarkeit und multifunktionale Landwirtschaft*. - Tagung des Verbandes der Landwirtschaftskammern e. V. und des Bundesarbeitskreises Düngung (BAD) am 24. April 2002 in Würzburg, 51-80.

- Körschens M, Bus E 1982 Der Einfluß unterschiedlicher Fruchtarten auf den C_T -Gehalt des Bodens. Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 26, 711-716.
- Körschens M, Weber C 1984 Einfluß von Luzerne auf die N-Ausnutzung und den C_T - und N_T -Gehalt von Schwarzerde. Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 28, 271-278.
- Körschens M, Freytag H 1987 Modell und Parameter der Umsetzung der organischen Substanz, der N-Speicherung und – Freisetzung in Abhängigkeit von der Zusammensetzung der organischen Ausgangsstoffe, den Standortfaktoren und dem Ertrag. Forschungsbericht G4 03/87 und Anlagenband.
- Körschens M, Franko U, Klimanek E-M, Schulz E, Siewert Chr, Eich D, Wrankmore U, Wedekind I, Pfefferkorn A 1989 Modell und Parameter des Einflusses der Wurzelmasseentwicklung der Hauptfruchtarten auf die C- und N-Dynamik des Bodens. F/E-Bericht G 4 04/1989, Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit Müncheberg, Bereich Bad Lauchstädt.
- Körschens M, Rogasik J, Schulz E 2005 Bilanzierung und Richtwerte organischer Bodensubstanz. Landbauforschung Völkenrode 55, 1-10.
- Kuzyakov Y, Domanski G 2000 Carbon input by plants into the soil. Review. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 163, 421-431.
- Kuzyakov Y, Schneckenberger K 2004 Review of estimation of plant rhizodeposition and their contribution to soil organic matter formation. Archives of Agronomy and Soil Science 50, 115-132.
- Le Mellec A, Habermann M, Michalzig B 2009 Canopy herbivory altering C to N ratios and soil input patterns of different organic matter fractions in a Scots pine forest. Plant and Soil 325, 255-262.
- Le Mellec A, Meesenburg H, Michalzik B 2010 The importance of canopy-derived dissolved and particulate organic matter (DOM and POM) – comparing throughfall solution from broadleaved and coniferous forestes. Annals of Forest Science 67, 411.
- Li C, Frohling S, Crocker GJ, Grace PR, Klír J, Körschens M, Poulton PR 1997 Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using the DNDC model. Geoderma 81, 45-60.

- Liang BC, Wang XL, Ma BL 2002 Maize root-induced change in soil organic carbon pools. *Soil Science Society of America Journal* 66, 845-847.
- Ludwig B, John B, Ellerbrock R, Kaiser M, Flessa H 2003 Stabilization of carbon from maize in a sandy soil in a long-term experiment. *European Journal of Soil Science* 54, 117-126.
- Lynch JM, Whipps JM 1990 Substrate flow in the rhizosphere. *Plant and Soil* 129, 1-10.
- Lynch JP, Ho MD 2005 Rhizoeconomics: Carbon costs of phosphorus acquisition. *Plant and Soil* 269, 45-56.
- Ma Z, Bielenberg DG, Brown KM, Lynch JP Regulation of root hair density by phosphorus availability in *Arabidopsis thaliana*. *Plant Cell and Environment* 24, 459-467.
- Malhi SS, Lemke R, Wang ZH, Chhabra BS 2006 Tillage, nitrogen and crop residue effects on crop yield, nutrient uptake, soil quality, and greenhouse gas emissions. *Soil and Tillage Research* 90, 171-183.
- Marschner H 1995 Mineral Nutrition of Higher Plants. Academic Press New York.
- Marx M, Buegger F, Gattinger A, Marschner B, Zsolnay A, Munch JC 2007 Determination of the fate of ^{13}C labelled maize and wheat rhizodeposit-C in two agricultural soils in a greenhouse experiment under ^{13}C -CO₂-enriched atmosphere. *Soil Biology and Biochemistry* 39, 3043-3055.
- Merckx R, van Ginkel JH, Sinnaeve J, Cremers A 1986 Plant-induced changes in the rhizosphere of maize and wheat. *Plant and Soil* 96, 85-93.
- Michalzik B, Kalbitz K, Park J-H, Solinger S, Matzner E 2001. Fluxes and concentrations of dissolved organic carbon and nitrogen - a synthesis for temperate forests. *Biogeochemistry* 52, 173-205.
- Michalzik B, Stadler B 2005 Importance of canopy herbivores to dissolved and particulate organic matter fluxes to the forest floor. *Geoderma* 127, 227-236.
- Neumann G, George TS, Plassard C 2009 Strategies and methods for studying the rhizosphere – the plant science toolbox. *Plant and Soil* 321, 431-456.
- Nguyen C 2003 Rhizodeposition of organic C by plants: mechanisms and controls. *Agronomie* 23, 375-396.
- Paponov IA, Sambo P, Schulte auf'm Erley G, Presterl T, Geiger HH, Engels C 2005 Grain yield and kernel weight of two maize genotypes differing in nitrogen use

- efficiency at various levels of nitrogen and carbohydrate availability during flowering and grain filling. *Plant and Soil* 272, 111-123.
- Peng Y, Niu J, Peng Z, Zhang F, Li C 2010 Shoot growth potential drives N uptake in maize plants and correlates with root growth in the soil. *Field Crops Research* 115, 85-93.
- Persson T, Bergkvist G, Kätterer T 2008 Long-term effects of crop rotations with and without perennial leys on soil carbon stocks and grain yields of winter wheat. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 81, 193-202.
- Pietola L, Alakukku L 2005 Root growth dynamics and biomass input by Nordic annual field crops. *Agriculture Ecosystems and Environment* 108, 135-144.
- Porter JR, Semenov MA 2005 Crop responses to climatic variation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 360, 2021-2035.
- Prince SD, Haskett J, Steininger M, Strand H, Wright R 2001 Net primary production of U.S. Midwest croplands from agricultural harvest yield data. *Ecological Applications* 11, 1194-1205.
- Pritchard SG, Rogers HH 2000 Spatial and temporal deployment of crop roots in CO₂-enriched environments. *New Phytologist* 147, 55-71.
- Pritchard SG, Prior SA, Rogers HH, Davis MA, Runion GB, Popham TW 2006 Effects of elevated atmospheric CO₂ on root dynamics and productivity of sorghum grown under conventional and conservation agricultural management practices. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113, 175-183.
- Puget P, Drinkwater LE 2001 Short-term dynamics of root- and shoot-derived carbon from a leguminous green manure. *Soil Science Society of America Journal* 65, 771-779.
- Rasse DP, Rumpel C, Dignac M-F 2005 Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant and Soil* 269, 341-356.
- Rasse DP, Mulder J, Moni C, Chenu C 2006 Carbon turnover kinetics with depth in a French loamy soil. *Soil Science Society of America Journal* 70, 2097-2105.
- Rees RM, Bingham IJ, Baddeley JA, Watson CA 2005 The role of plants and land management in sequestering soil carbon in temperate arable and grassland ecosystems. *Geoderma* 128, 130-154.
- Riedell WE, Evenson PD 1993 Rootworm feeding tolerance in single-cross maize hybrids from different eras. *Crop Science* 33, 951-955.

- Rillig MC 2004. Arbuscular mycorrhizae and terrestrial ecosystem processes. *Ecology Letters* 7, 740-754.
- Rosenqvist L, Kleja DB, Johansson M-B 2010 Concentrations and fluxes of dissolved organic carbon and nitrogen in a *Picea abies* chronosequence on former arable land in Sweden. *Forest Ecology and Management* 259, 275-285.
- Siddique KHM, Belford RK, Tennant D 1990 Root:shoot ratios of old and modern, tall and semi-dwarf wheats in a Mediterranean environment. *Plant and Soil* 121, 89-98.
- Sollins P, Homann P, Caldwell BA 1996 Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma* 74, 65-105.
- Staddon PI et al. 2003. Rapid turnover of hyphae of mycorrhizal fungi determined by AMS microarray analysis of ^{14}C . *Science* 300, 1138-1140.
- Steingrobe B 2005 Root turnover of faba beans (*Vicia faba* L.) and its interaction with P and K supply. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168, 364-371.
- Steingrobe B, Schmid H, Claassen N 2001a Root production and root mortality of winter barley and its implication with regard to phosphate acquisition. *Plant and Soil* 237, 239-248.
- Steingrobe B, Schmid H, Gutser R, Claassen N 2001b Root production and root mortality of winter wheat grown on sandy and loamy soils in different farming systems. *Biology and Fertility of Soils* 33, 331-339.
- Treseder KK, Allen MF 2000 Mycorrhizal fungi have a potential role in soil carbon storage under elevated CO_2 and nitrogen deposition. *New Phytologist* 147, 189-200.
- Treseder KK, Turner KM 2007 Glomalin in ecosystems. *Soil Science Society of America Journal* 71, 1257-1266.
- Wilhelm WW, Johnson JMF, Hatfield JL, Voorhees WB, Linden DR 2004 Crop and soil productivity response to corn residue removal: A literature review. *Agronomy Journal* 96, 1-17.
- Wilson GWT, Rice CW, Rillig MC, Springer A, Harnett DC 2009 Soil aggregation and carbon sequestration are tightly correlated with the abundance of arbuscular mycorrhizal fungi: results from long-term field experiments. *Ecology Letters* 12, 452-461.

Yevdokimov I, Ruser R, Buegger F, Marx M, Munch JC 2006 Microbial immobilisation of ^{13}C rhizodeposits in rhizosphere and root-free soil under continuous ^{13}C labelling of oats. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 1202-1211.

Zhu Y-G, Miller RM 2003. Carbon cycling by arbuscular mycorrhizal fungi in soil-plant systems. *Trends in Plant Sciences* 8, 407-409.

Ableitung und Präzisierung von Fruchtarten-spezifischen Richtwerten für Futter- und Körnerleguminosen

Bericht zur Teilaufgabe 4 für den VDLUFA-F&E-Bericht „Humusbilanzierung
landwirtschaftlicher Böden – Einflussfaktoren und deren Auswirkungen“

Harald Schmid¹, Kurt-Jürgen Hülsbergen¹

¹ Technische Universität München, Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und
Pflanzenbausysteme, Freising

Zusammenfassung

Der nachfolgende Bericht hat zum Ziel, auf der Grundlage einer
Literaturanalyse, eigenen Untersuchungsergebnissen aus Feldexperimenten
(einschließlich pflanzenartspezifischen C-Einträgen in den Boden) sowie von
Modellberechnungen:

- die bisher verwendeten Humusbilanzkoeffizienten für Futter- und
Körnerleguminosen sowie Energiepflanzen darzustellen,
- die Ableitung dieser Humusbilanzkoeffizienten zu beschreiben,
- Schlußfolgerungen zur Präzisierung und wissenschaftlichen Fundierung
dieser Humusbilanzkoeffizienten zu ziehen.

Die Humusbilanzkoeffizienten im VDLUFA-Standpunkt für Futterleguminosen
von 600 (untere Werte) und 800 (obere Werte) kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹ werden in der
Literatur anhand von Messdaten aus Dauerfeldversuchen (der 1970er bis 1990er
Jahre) und anhand der Auswertung von Feldversuchen jüngerer Datums bestätigt.
Allerdings sollte ergänzend angeführt werden, dass die unteren Werte bei niedrigen
Erträgen < 7,5 t TM ha⁻¹ a⁻¹, die oberen Werte bei hohen Erträgen > 7,5 t TM ha⁻¹ a⁻¹
gelten (ertragsabhängige Zufuhr von Ernte- und Wurzelrückständen).

Bei den Körner- und Gemüseleguminosen (Erbse, Bohne, Lupine, Soja) fehlt
eine vergleichbare Datengrundlage. Hier sollten einheitliche Humusbilanzparameter
verwendet werden. Es besteht daher Forschungsbedarf zur besseren Absicherung
der Humusbilanzparameter von Körnerleguminosen, auch zur Differenzierung nach
Arten mit unterschiedlichem Wurzelsystem (Ackerbohne, Sojabohne). Die Ableitung
der Humusbilanzparameter aus dem pflanzenartspezifischen C-Eintrag zu

quantifizieren erscheint hilfreich; allerdings besteht auch hier noch Forschungsbedarf.

Inhaltsverzeichnis	Seite
Zusammenfassung	213
1. Zielstellung	215
2. Humusbilanzkoeffizienten für Futter- und Körnerleguminosen	215
3. Ableitung der Humusbilanzkoeffizienten auf der Grundlage von Dauerfeldexperimenten	217
4. Literaturübersicht zu Humusvorratsänderungen beim Anbau von Leguminosen	219
5. Ableitung von Humusbilanzparametern auf der Grundlage gemessener Wurzelmenen und Ernterückstände	222
6. Bewertung und Schlussfolgerungen zur Anpassung der Humusbilanzparameter	226
7. Literatur	229

1. Zielstellung

Die nachfolgende Studie hat zum Ziel:

- bisher verwendete Humusbilanzkoeffizienten für Futter- und Körnerleguminosen darzustellen und ihre Einbindung in die jeweilige Humusbilanzmethode zu erläutern,
- die Ableitung dieser Humusbilanzkoeffizienten auf der Grundlage von Dauerfeldexperimenten zu beschreiben,
- eine Literaturübersicht zu gemessenen Humusvorratsänderungen beim Anbau von Leguminosen zu geben,
- Schlußfolgerungen zur Präzisierung und wissenschaftlichen Fundierung von Humusbilanzkoeffizienten für Futter- und Körnerleguminosen zu ziehen.

2. Humusbilanzkoeffizienten für Futter- und Körnerleguminosen

Die hier mitgeteilten Humusbilanzkoeffizienten (Tab. 1) beziehen sich auf folgende Humusbilanzmethoden:

- die Methode zur Bilanzierung der reproduktionswirksamen organischen Substanz (ROS) (Asmus & Herrmann 1977),
- die ROS-Methode zur erweiterten Humusreproduktion (Kundler et al. 1981),
- die Humuseinheiten-Methode (Leithold et al. 1997),
- die VDLUFA-Methode (VDLUFA 2004).

Zur besseren Vergleichbarkeit der Koeffizienten wurde alle Werte in Humusäquivalente [(kg Humus-C) ha⁻¹ a⁻¹] umgerechnet. Hierbei wurde unterstellt, dass eine Tonne Humus 580 kg Kohlenstoff enthält (1 t Humus = 1 Humuseinheit = 580 kg C) und eine Tonne reproduktionswirksame organische Substanz (= organische Trockenmasse von Stalldung) 0,35 t Humus reproduziert (1 t ROS = 0,35 x 580 kg C = 203 kg Humus-C).

Die Ableitung der Humusbilanzkoeffizienten erfolgte auf der Grundlage von Ergebnissen aus Dauerfeldexperimenten. Die Koeffizienten zeigen übereinstimmend, dass mehrjährige Leguminosen (Klee, Luzerne) und deren Gemenge mit Gräsern den höchsten humusanreichernden Effekt aller ackerbaulich genutzten Fruchtarten

aufweisen (464 bis 1218 kg C ha⁻¹ a⁻¹; Tab. 1). Die Parameter sind teilweise nach Standorten, Ansaatverfahren und Nutzungsjahren differenziert.

Die Körnerleguminosen werden als humusanreichernd bewertet (183 bis 240 kg C ha⁻¹ a⁻¹; Tab. 1). Die Humusersatzleistung des Leguminosenstrohs ist bei diesen Bilanzparametern berücksichtigt.

Tab. 1: Richtwerte für die anbauspezifische Veränderung der Humusvorräte von Böden in Humusäquivalenten (kg Humus-C) ha⁻¹ a⁻¹

Fruchtart	Humus-C kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Bodenart / Nutzung	Erläuterungen	Literatur
Mehrjähriges Feldfutter und einjähriges Gras (je Nutzungsjahr)	548	S/SL	Humus-C berechnet auf der Grundlage der reproduktions- wirksamen organischen Substanz (1 t ROS = 203 kg C)	Asmus & Herrmann (1977)
	609	IS/sL		
	670	L/T		
Untersaaten	365	S/SL		
	406	IS/sL		
	447	L/T		
Körnerleguminosen	183	S/SL		
	203	IS/sL		
	223	L/T		
Luzernegras	1218			
Luzernegras	1044	1. Nutzungsjahr	Humus-C berechnet auf der Grundlage der Humuseinheiten (1 HE = 580 kg C)	Leithold et al. (1997)
	812	2. Nutzungsjahr		
	464	3. Nutzungsjahr		
Mehrjähriges Feldfutter	600 / 800*	Keine Differen- zierung		VDLUFA (2004)
Untersaaten	200 / 300*			
Körnerleguminosen	160 / 240*			
Gemüseerbse, Buschbohne	-280 / -400*			

* Angabe von unteren / oberen Werten nach VDLUFA (2004)

Eine Differenzierung nach Leguminosenarten (Erbse, Bohne, Lupine, Soja) wird nicht vorgenommen. Hiervon abweichend sind die Gemüsepflanzen

Speiseerbse und Buschbohne als humuszehrend bewertet (-280 bis -400 kg C ha⁻¹ a⁻¹; Tab. 1). Worauf diese Differenzierung zwischen reif geernteten Körnerleguminosen und grün geernteten Gemüse-leguminosen beruht, ist im VDLUFA-Standpunkt nicht erläutert.

3. Ableitung der Humusbilanzkoeffizienten auf der Grundlage von Dauerfeldexperimenten

Die Koeffizienten für Luzerne-Klee gras wurden anhand ihrer C- und N-Akkumulation aus Dauerversuchen abgeleitet. Als Beispiel wird die Ermittlung der Humusersatzleistung der Luzerne mit Hilfe der Differenzmethode im Fruchtfolge-Düngungsversuch Seehausen dargestellt (Tab. 2 und Abb. 1). Die ausgewertete Fruchtfolge V enthält 40 % Luzerne-Klee gras; in der Referenzfruchtfolge III wird Getreide anstelle von Luzerne-Klee gras angebaut.

Tab. 2: Ergebnisse des Fruchtfolge-Düngungsversuchs Seehausen, Messung nach der 6. Fruchtfolgerotation^a, nach Michel (1993)

Bodentiefe ^b cm	C _t -Gehalt mg 100g ⁻¹ Boden			C _t -Mehrvorrat kg ha ⁻¹	C _t -Akkumulation je Anbaujahr ^c kg ha ⁻¹
	Fruchtfolge III	Fruchtfolge V	Differenz		
0 - 20	830	990	+ 160	+ 4800	400
20 - 40	640	769	+ 129	+ 4128	344
40 - 60	246	404	+ 158	+ 5056	421
0 - 60				+ 13984	1165
Bodentiefe cm	N _t -Gehalt mg 100g ⁻¹ Boden			N _t -Mehrvorrat kg ha ⁻¹	N _t -Akkumulation je Anbaujahr ^c kg ha ⁻¹
	Fruchtfolge III	Fruchtfolge V	Differenz		
0 - 20	79	96	+ 17	+ 510	42
20 - 40	65	77	+ 12	+ 384	32
40 - 60	37	49	+ 12	+ 384	32
0 - 60				+ 1278	106

^a Fruchtfolge III: Kartoffeln - Winterweizen - Zuckerrüben - Sommergerste – Winterroggen

Fruchtfolge V: Kartoffeln - Winterweizen - Zuckerrüben – Luzerne-Klee gras – Luzerne-Klee gras

^b Trockenrohichte in der Schicht 0-20 cm = 1,5 g cm⁻³, in der Schicht 20-60 cm = 1,6 g cm⁻³

^c Angaben je Anbaujahr von Luzerne-Klee gras

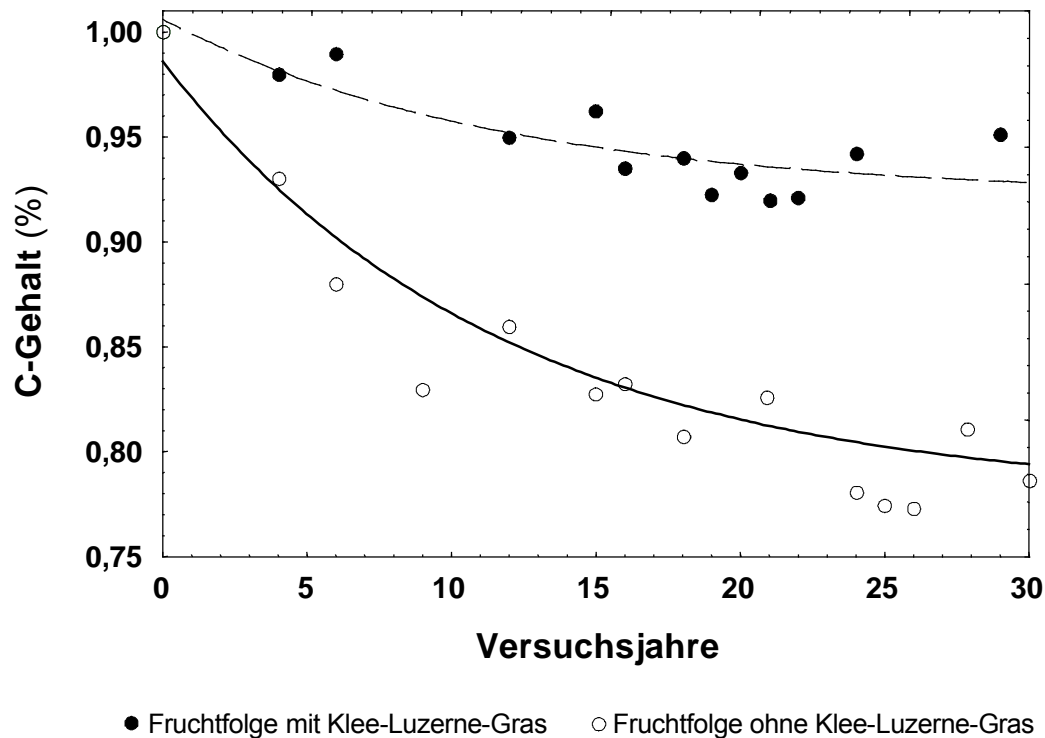


Abb. 1: Entwicklung der C_T -Gehalte im Fruchtfolge-Düngungsversuch Seehausen, nach Biermann et al. (2000)

Durch das tiefreichende Wurzelsystem der Luzerne sind signifikante C_T - und N_T -Differenzen bis in den Unterboden nachweisbar. Die je Fruchtfolgerotation ermittelten Effekte entsprechen einer zweijährigen Nutzung von Luzerne-Kleegras. Der zeitliche Verlauf der Humusgehalts-Differenzierung ist in Abb. 1 mit e-Funktionen beschrieben. Auf die Humus- und N-Anreicherung haben das Ertragsniveau (Rauhe et al. 1987), das Ansaatverfahren und die Nutzungsdauer Einfluss (Michel 1993).

Ein Algorithmus zur Berechnung der Humusakkumulation je Ansaat- und Hauptnutzungsjahr ist bei Michel (1988) beschrieben. Einige Autoren, z.B. Körschens & Weber (1984), Steinbrenner & Smukalski (1984), fanden geringere Humus- und N-Anreicherungen durch Luzerneanbau als in Tab. 1 und 2 dargestellt, was z.B. auf abweichende Standortbedingungen und Luzerneerträge zurückzuführen sein könnte (vgl. Rauhe et al. 1987).

Insgesamt ist einzuschätzen, dass es sehr viele experimentelle Daten, überwiegend aus Dauerfeldversuchen gibt, die eine Humusanreicherung der

mehnjährigen Futterleguminosen in der Größenordnung der Humusbilanzkoeffizienten belegen.

Bei den Körnerleguminosen fehlt eine vergleichbare Datengrundlage. Seit der erstmaligen Veröffentlichung der ROS-Bilanzparameter durch Asmus & Herrmann (1977) werden Körnerleguminosen als Humusmehrer eingestuft, wobei klare experimentelle Beweise für deren Humusanreicherung fehlen. Leider ist die Ableitung der Bilanzparameter in der Veröffentlichung von Asmus & Herrmann (1977) nicht genau nachvollziehbar.

Körnerleguminosen hinterlassen deutlich weniger Residuen als Futterleguminosen und Gräser, meist auch weniger als Wintergetreide. Zudem sind die proteinreichen Rückstände (Wurzeln, Leguminosenstroh) schnell mineralisierbar. Daher sind die positiven Humusbilanzkoeffizienten für Körnerleguminosen (auch im Vergleich zu Getreide) wenig plausibel und nicht mit Messwerten aus Dauerversuchen belegt.

4. Literaturübersicht zu Humusvorratsänderungen beim Anbau von Leguminosen

In einer Literaturstudie wurden Ergebnisse zur Humuswirkung von Leguminosen zusammengestellt. Aus Dauerversuchen ist bekannt, dass im Ackerbau der höchstmögliche Humusgehalt durch Feldfutterpflanzen oder periodische Grasnutzung erreicht wird (Sauerbeck 1992). In Fruchtfolgen mit hohem Anteil mehrjähriger Futterpflanzen wird der Bedarf des Bodens an organischer Substanz oftmals bereits durch die Ernte- und Wurzelrückstände der Futterpflanzen gedeckt (Jenny 1941, Asmus & Herrmann 1977).

Bestimmende Faktoren für die Humusakkumulation beim Anbau mehrjähriger legumer Futterpflanzen sind neben den großen Mengen von Ernte- und Wurzelrückständen hoher Qualität deren Verteilung bis weit in den Unterboden sowie die während der Nutzungsdauer bestehende Bodenruhe.

Die in Versuchen ermittelte Wirkung der Luzerne ist auch von der Versuchsdauer und der Beprobungstiefe abhängig (Tab. 3). Eine beträchtliche C-Anreicherung ist bei tief wurzelnden Pflanzen wie der Luzerne auch im Unterboden (vermutlich sogar tiefer als 60 cm) nachweisbar. Wird nur der Oberboden beprobt

(wie in den meisten Untersuchungen, z.B. Su 2006), so kann dies zur Unterschätzung der C-Sequestrierung führen.

Die Untersuchungen von Hassanin (1985) und Michel (1993) beziehen sich auf den gleichen Versuch (Fruchtfolge-Düngungsversuch Seehausen) und die gleiche Auswertungsmethode (Differenzmethode). Der Rückgang von ΔC_{org} bei dem Analysezeitraum von 30 Jahren gegenüber 25 Jahren kann auf den Beginn der Einstellung neuer Fließgleichgewichte zurückzuführen sein; vgl. auch Abb. 1).

Tab. 3: Wirkung von Luzerne (*Medicago sativa* L.) auf die C_{org} -Vorräte von Ackerböden

ΔC_{org} kg C ha ⁻¹ a ⁻¹		Boden- schicht cm	Referenzsystem	Analyse- zeitraum Jahre	Standort	Erläuterung	Literatur
598* 168 288 142	1495** 420 720 355	0-60 0-20 20-40 40-60	2jähriger Luzerne- anbau anstelle von Sommergerste und Winterroggen in einer 5feldrigen Fruchtfolge	25	Seehausen bei Leipzig	C-Anreicherung im Mittel des Analysezeitraums, ermittelt mit der Differenz- methode. Luzerneertrag: 11 – 14 t TM ha ⁻¹ a ⁻¹	Hassanin (1985)
466* 160 138 168	1165** 400 344 421	0-60 0-20 20-40 40-60	2jähriger Luzerne- anbau anstelle von Sommergerste und Winterroggen in einer 5feldrigen Fruchtfolge	30	Seehausen bei Leipzig	C-Anreicherung im Mittel des Analysezeitraums, ermittelt mit der Differenz- methode.	Michel (1993)
570 390 - 740		0 - 20	Luzernedaueranbau anstelle einer Mais – Mais – Weizen- Fruchtfolge	4	Nordwest China	Die C- Anreicherung unter Luzerne ist abhängig von der Bodenart und vom C- Ausgangsgehalt.	Su (2006)

* C-Anreicherung im Mittel der Fruchtfolge

** C-Anreicherung je Luzerne-Anbaujahr, bei 40 % Luzerne in der Fruchtfolge

Dies bedeutet, dass die bewirtschaftungsbedingten C-An- oder Abreicherungen mit der Laufzeit eines Dauerversuches zurückgehen, weil sich neue Gleichgewichtszustände einstellen. Auch dies ist bei der Ableitung von Humusbilanzparametern zu beachten. Streng genommen müsste der Analysezeitraum exakt definiert werden, um zu vergleichbaren Ergebnissen zu gelangen.

Russel et al. (2006) veröffentlichten Daten aus zwei Dauerversuchen, die neben Varianten mit Luzerne auch Varianten mit Soja enthielten. Der Anbau von Mais – Soja führte in beiden Versuchen zu geringeren C_{org} -Gehalten als der Daueranbau von Mais, während die Luzerne die C_{org} -Gehalte signifikant erhöhte (Tab. 4).

Tab. 4: Langzeiteffekte der Fruchtfolge und N-Düngung auf den organischen Kohlenstoff im Boden ($g\ C\ kg^{-1}$), Standorte Nashua und Kanawha in Iowa (Mittlerer Westen der USA), nach Russel et al. (2006)

Fruchtfolgesystem	N-Düngung ($kg\ ha^{-1}$)				
	0	90	180	270	Mittel
	$g\ C\ kg^{-1}$				
Standort Nashua, Anlagejahr 1979					
Mais – Soja	18,3	19,8	19,1	20,0	19,3
Mais – Mais	20,4	22,0	22,4	23,0	21,9
Mais – Mais – Hafer – Luzerne	22,7	22,6	22,4	23,6	22,9
Standort Kanawha, Anlagejahr 1954					
Mais – Soja	30,7	30,9	32,0	29,3	30,7
Mais – Mais	28,3	30,9	34,3	31,9	31,3
Mais – Mais – Hafer – Luzerne	37,7	33,8	36,2	37,1	36,2
Mais – Mais – Luzerne – Luzerne	33,3	38,8	35,7	37,3	36,3

5. Ableitung von Humusbilanzparametern auf der Grundlage gemessener Wurzelmenngen und Ernterückstände

Die Durchführung von Dauerfeldexperimenten zur Analyse der Humusdynamik ackerbaulich genutzter Böden ist extrem aufwändig. Oft ist erst nach Jahrzehnten sicher nachweisbar, ob eine Bewirtschaftung (Fruchtfolge, Düngung, Bodenbearbeitung) zu einer signifikanten Veränderung der C_{org} -Gehalte und Vorräte führt. Die Versuchsbedingungen (vor allem die Humusgehalte zu Versuchsbeginn) können erheblichen Einfluß auf die Humusdynamik ausüben. In statischen Dauerversuchen werden zum Teil Varianten geprüft, die nicht mehr praxisüblich sind. Die Analyse aktueller Anbausysteme, z.B. Körnerleguminosenanbau mit konservierender Bodenbearbeitung, würde bei Neuanlage von Dauerfeldexperimenten ebenfalls wieder sehr lange Untersuchungszeiträume erfordern.

All dies erschwert die Ableitung von Humusbilanzparametern auf der Grundlage von Dauerversuchen. Es muss daher nach anderen (indirekten) Methoden zur Ableitung der Koeffizienten gesucht werden, beispielsweise über die Bestimmung schnell veränderbarer C- und N-Pools im Boden, die Messung von C- und N-Flüssen im System Boden-Pflanze sowie die C- und N-Bilanzierung.

Hoyer (2009) schlägt vor, die Humusersatzleistung von Kulturpflanzen anhand ihres Kohlenstoffeintrags zu quantifizieren. Kohlenstoff wird durch die organische Düngung, durch eingearbeitetes Stroh, Gründüngung und Ernterückstände, aber vor allem durch die Pflanzenwurzeln und Wurzelexsudate eingetragen (Abb. 2).

In den letzten Jahren gab es zahlreiche Veröffentlichungen, die sich mit dem C-Eintrag der Wurzeln und ihrem Beitrag zur C-Sequestrierung und damit zum Humusaufbau beschäftigen (vgl. Hoyer 2009). In der älteren Literatur sind auch sehr viele Daten zur fruchtartenspezifischen Trockenmasse von Wurzeln und Ernterückständen zu finden.

So beschreibt Michel (1992) den Zusammenhang zwischen dem Ertrag der Luzerne und der Menge an Ernte- und Wurzelrückständen (Abb. 3). Ein Ertragsanstieg der Luzerne führt zu einem degressiven Zuwachs der Ernte- und Wurzelrückstände. Im praktisch relevanten Ertragsbereich (80 bis 120 dt TM ha⁻¹) verläuft der Zuwachs an Residuen nahezu linear zum Ertragsanstieg.

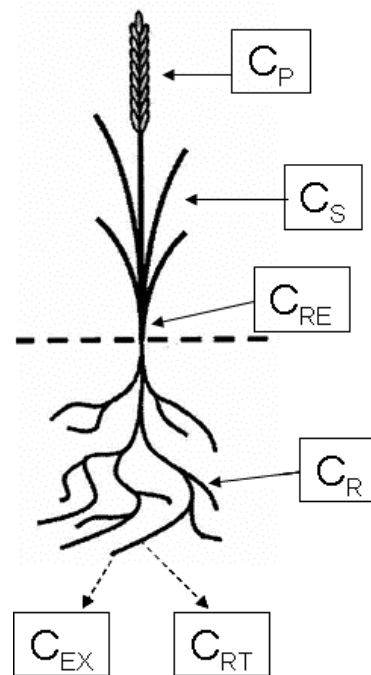


Abb. 2: Schema der Aufteilung unterschiedlicher Kohlenstoff-Pools bei einer landwirtschaftlichen Kulturpflanze (Bolinder et al. 2007, verändert); C_P : C-Eintrag Produkt; C_S : C-Eintrag Nebenprodukt; C_{RE} : C-Eintrag Erntereste; C_R : C-Eintrag Wurzeln; C_{RT} : C-Eintrag Wurzelumsatz; C_{EX} : C-Eintrag Wurzelexsudate

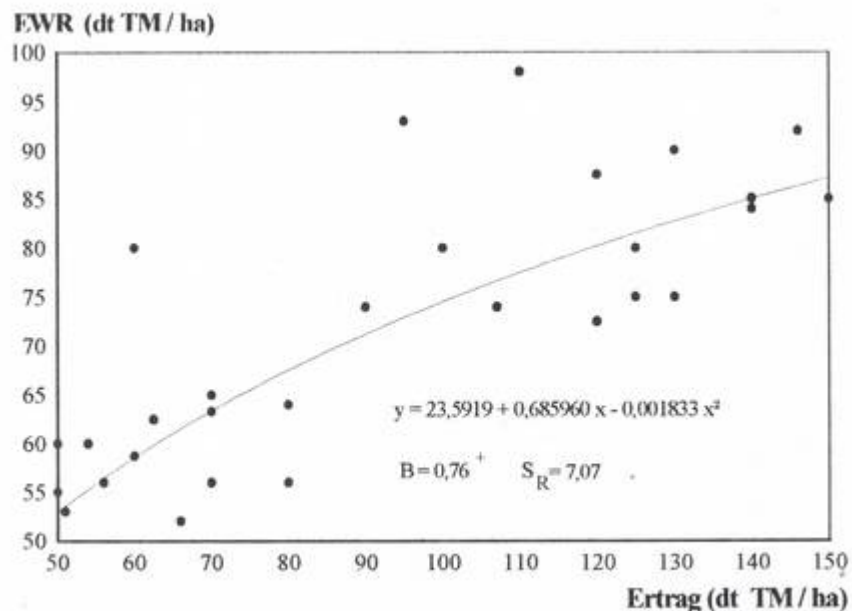


Abb. 3: Menge pflanzlicher Rückstände in Abhängigkeit vom Ertrag der Luzerne (Michel 1992)

Die Schwankungsbreite der Trockenmasseerträge und N-Gehalte verschiedener Leguminosenarten, unterteilt nach Ernteprodukt bzw. Ernte- und Wurzelrückständen (EWR), ist in Tab. 5 dargestellt. Das bei den Körnerleguminosen anfallende Stroh wurde den EWR zugerechnet. Das Verhältnis von geerntetem Korn zu den EWR beträgt demnach bei den Körnerleguminosen etwa 1 : 2 bis 1 : 3, die entsprechende Relation der Ernteprodukte zu den EWR bei Futterleguminosen hingegen etwa 1 : 0,6 bis 1 : 0,8.

Bei der Analyse mehrjähriger Leguminosen-Grasgemenge ergibt sich als weiteres Problem die unterschiedliche Artenzusammensetzung der Bestände. Je nach Bestandeszusammensetzung und Nutzung können sehr unterschiedliche Wurzellängendichten, Wurzeldurchmesser, Wurzelmengen und C-Inputs auftreten (Abb. 4, Tab. 6, Braun et al. 2010).

Tab. 5: Schwankungsbreite der Trockenmasseerträge und N-Gehalte verschiedener Leguminosenarten (Michel, 1992)

Fruchtart	TM-Ertrag		N-Gehalt	
	Ernteprodukt	EWR + Stroh	Ernteprodukt	EWR + Stroh
	dt TM ha ⁻¹	dt TM ha ⁻¹	% N i. TM	% N i. TM
Ackerbohne	30 – 50	55 – 90	4,5 – 5,0	1,3 – 1,8
Lupine	17 – 34	45 – 80	5,8 – 6,4	1,2 – 1,9
Trockenspeiseerbse	17 – 42	35 – 70	3,8 – 4,0	1,0 – 1,3
Futtererbse	13 – 30	40 – 75	4,2 – 4,5	1,1 – 1,4
Lupine	8 – 17	40 – 55	5,0 – 5,5	1,2 – 1,3
Luzerne	100 – 150	75 – 110	3,0 – 3,6	1,9 – 2,5
Luzernegras	100 – 170	90 – 120	2,8 – 3,6	1,8 – 2,4
Klee	100 – 150	60 – 90	3,0 – 3,8	2,0 – 2,6
Kleegras	110 – 220	90 – 120	2,8 – 3,6	1,8 – 2,4

Sehr hohe C-Einträge traten in den Mulchvarianten auf, die in ökologischen Marktfruchtbetrieben weit verbreitet sind. Die Humusbilanzmethoden müssen daher die Nutzungsart (Schnitt und Ernte vs. Mulch) ausreichend berücksichtigen. Eine Schwierigkeit besteht unter Praxisbedingungen darin, in Klee-grasbeständen, die nicht geerntet werden (Klee-gras-Mulch), die aufgewachsene Biomasse hinreichend genau zu ermitteln.

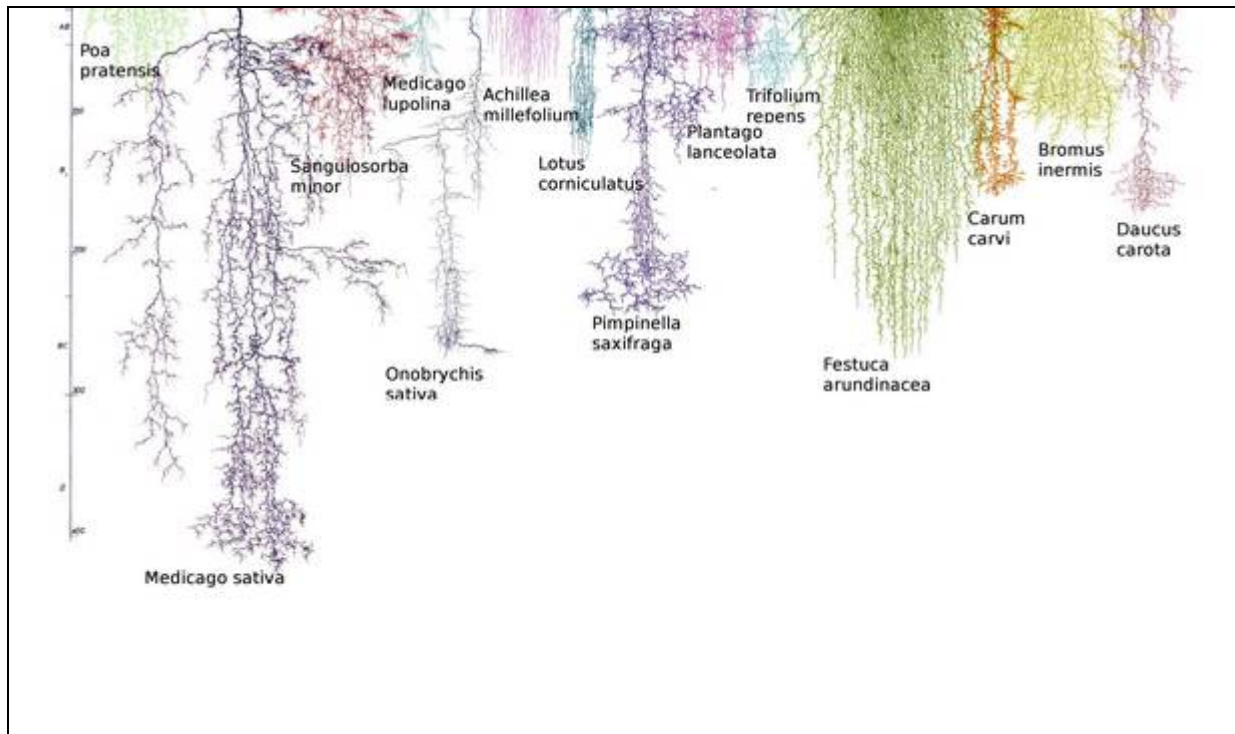


Abb. 4: Wurzelverteilung unterschiedlicher Arten einer Klee-gras-Mischung (Braun et al. 2010). Wurzelbilder nach Kutschera et al. (1982, 1992)

Tab. 6: Effect of grass-clover mixture and management system on shoot and root parameters and C input (Braun et al. 2010)

		SM*		FM**		GM	
		mulch	harvest	mulch	harvest	mulch	harvest
Botanical composition							
Legumes	%	19	25	60	64	67	71
Grass	%	81	75	27	23	28	14
Herbs	%	0	0	13	13	5	5
Aboveground biomass							
Shoot dry matter	t ha ⁻¹	16.5 ^a	16.2 ^a	16.5 ^a	15.9 ^a	16.4 ^a	16.2 ^a
Stubble dry matter	t ha ⁻¹	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0
Root growth and root biomass (0-30 cm)							
Root length density	cm cm ⁻³	46 ^a	44 ^a	43 ^a	46 ^a	33 ^b	31 ^b
Root length	km m ⁻²	138 ^a	132 ^a	128 ^a	136 ^a	99 ^b	93 ^b
Root radius	mm	0.11 ^a	0.11 ^a	0.13 ^b	0.13 ^b	0.13 ^b	0.13 ^b
Root dry matter	t ha ⁻¹	5.3 ^a	5.2 ^a	7.3 ^b	7.8 ^b	6.0 ^a	5.7 ^a
C input							
Shoot	t C ha ⁻¹	7.4		7.4		7.6	
Stubble	t C ha ⁻¹	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Root	t C ha ⁻¹	2.2	2.1	3.0	3.2	2.5	2.3
Residues	t C ha ⁻¹	10.0	2.6	10.8	3.6	10.5	2.8
<i>Significant differences between the mixtures and management systems are labeled with different letters (multiple t-test, p 0.05).</i>							

* SM = standard mixture

** FM = multi species legume-grass mixture suitable for forage use

*** GM = mixture adapted for green manure

6. Bewertung und Schlussfolgerungen zur Anpassung der Humusbilanzparameter

Bei der Überarbeitung des VDLUFA-Standpunktes sollte angegeben werden, auf welche Bodentiefe (z.B. 0 bis 30 cm Bodentiefe oder Ap-Horizont) die Richtwerte für die anbauspezifische Veränderung der Humusvorräte von Böden in Humusäquivalenten (kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹) bezogen sind. Insbesondere bei

tiefwurzelnden Fruchtarten wie der Luzerne hängt die Veränderung der Humusvorräte entscheidend von der betrachteten Bodenschicht ab (vgl. Tab. 3).

Beim mehrjährigen Feldfutter sollten als Arten Klee und Luzerne explizit aufgeführt werden (derzeit steht nur allgemein „Leguminosen“). Die Richtwerte von 600 (untere Werte) und 800 (obere Werte) kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹ können beibehalten werden. In der Literatur werden diese Werte anhand von Messdaten aus Dauerfeldversuchen bestätigt. Allerdings sollte ergänzend angeführt werden, dass die unteren Werte bei niedrigen Erträgen < 7,5 t TM ha⁻¹ a⁻¹, die oberen Werte bei hohen Erträgen > 7,5 t TM ha⁻¹ a⁻¹ gelten (ertragsabhängige Zufuhr von Ernte- und Wurzelrückständen).

Des Weiteren sollte deutlich darauf hingewiesen werden, dass bei der Mulchnutzung von Luzerne-Kleegrass (Gründung der aufgewachsenen Biomasse) das Pflanzenmaterial zur Gründung als Humus-Reproduktionsleistung bewertet werden muss (z.B. bei 20 % TM von Klee-Luzernegrass: 16 kg Humus-C t⁻¹).

Beispiel: Luzerne-Kleegrass (Mulchnutzung)

Biomasseaufwuchs = 7 t TM ha⁻¹ a⁻¹ (20 % TM) = 35 t FM ha⁻¹ a⁻¹

anbauspezifische Veränderung der Humusvorräte = 600 kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹

Gründung = 35 t x 16 kg Humus-C t⁻¹ = 560 kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹

Gesamtwirkung von Luzerne-Kleegrass (Mulchnutzung) = 1160 kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹.

Bei den Körner- und Gemüseleguminosen (Erbse, Bohne, Lupine, Soja) sollten einheitliche Humusbilanzparameter verwendet werden. Es ist nicht nachvollziehbar, wie eine Differenz von bis zu 640 kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹ im Vergleich von Körnererbsen (160 bis 240 kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹) und Gemüseerbsen (-280 bis -400 kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹) zustande kommt (vgl. VDLUFA 2004). Die positive Bewertung der Körnerleguminosen ist auf deren N₂-Fixierleistung und die praxisübliche Strohdüngung zurückzuführen (bei Getreide wird die Strohdüngung zusätzlich bewertet). Die N-Wirkung, auch auf Folgefrüchte, ist besonders in Low-Input-Systemen wie dem Ökologischen Landbau relevant. Andererseits ist belegt, dass Körnerleguminosen geringere Wurzelrückstände als Getreide hinterlassen, die zudem schnell umsetzbar sind (hierauf beruht u.a. die Vorfruchtwirkung).

Es besteht daher Forschungsbedarf zur besseren Absicherung der Humusbilanzparameter von Körnerleguminosen, auch zur Differenzierung nach Arten mit unterschiedlichem Wurzelsystem (Ackerbohne, Sojabohne). Die verfügbaren experimentellen Daten sind unzureichend; es existieren nur wenige Dauerfeldversuche mit Körnerleguminosenanbau.

7. Literatur

- Asmus, F., Herrmann, V. (1977): Reproduktion der organischen Substanz des Bodens. Fortschrittsberichte für die Landwirtschaft und Nahrungsgüterwirtschaft. Bd. 15, Heft 11.
- Biermann, S., Abraham, J., Hensel, G., Hülsbergen, K.-J. (2000): Die Beschreibung der Stoffdynamik ackerbaulich genutzter Böden unter verschiedenen Bewirtschaftungssystemen bei gemeinsamer Nutzung der Modelle CANDY und REPRO. Forschungsbericht im Auftrag des UFZ Leipzig-Halle. Institut für Acker- und Pflanzenbau der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- Bolinder, M.A., Janzen, H.H., Gregorich, E.G., Angers, D.A., VandenBygaart, A.J. (2007): An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118, 29-42.
- Braun, M., Schmid, H., Grundler, T., Hülsbergen, K.-J. (2010): Root and shoot growth and yield of different grass-clover mixtures. *Plant Biosystems*
- DLZ agrarmagazin (2008): Weniger Grünland in Deutschland. www.dlz-agrarmagazin.de
- Hoyer, U. (2009): Ermittlung der Humusersatzleistung von Kulturpflanzen anhand eines C-Algorithmus. In: Brock, C., Hoyer, U., Leithold, G., Hülsbergen, K.-J. (2009): Entwicklung einer praxisanwendbaren Methode der Humusbilanzierung im ökologischen Landbau. *Giessener Schriften zum Ökologischen Landbau*, S. 112-119.
- Hassanin, M. (1985): Einfluß von ackerbaulichen Maßnahmen auf Merkmale der Bodenfruchtbarkeit sowie Ertrag und Qualität von Zuckerrüben in unterschiedlichen Fruchtfolgesystemen. Dissertation, Univ. Halle.
- Jenny, H. (1941): *Factors of soil formation*. McGraw Hill Book Company New York and London.
- Körschens, M., Weber, C. (1984): Einfluß von Luzerne auf die N-Ausnutzung und den C- und Nt-Gehalt von Schwarzerde. *Arch. Acker- Pfl. Boden.* 28, 271-278.
- Kundler, P., Eich, D., Liste, H.-J., Rauhe, K. (1981): Mehr tun als nur ersetzen. *Neue Deutsche Bauernzeitung* 22, 36, 8-9.

- Kutschera, L., Lichtenegger, E. (1982): Wurzelatlas mitteleuropäischer Grünlandpflanzen. Band 1, Monocotyloneae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- Kutschera, L., Lichtenegger, E. (1992): Wurzelatlas mitteleuropäischer Grünlandpflanzen. Band 2, Pteridophyta und Dicotyloneae (Magnoliopsida). Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- Leithold, G., The Dang, N. (1990): Bodenfruchtbarkeitsversuch Seehausen. Dauerfeldversuche. Akademie der Landwirtschaftswissenschaften. S. 169-175.
- Leithold, G., Hülsbergen, K.-J., Michel, D., Schönmeier, H. (1997): Humusbilanzierung - Methoden und Anwendung als Agrar-Umweltindikator. In: Deutsche Bundesstiftung Umwelt [Hrsg.]: Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen. Zeller Verlag Osnabrück, S. 43-55.
- Michel, D. (1988): Beitrag zur Quantifizierung der Stickstoff- und Humusreproduktionsleistung der Luzerne aus einem Fruchtfolge-Düngungsversuch. Tag.-Ber. Akad. Landwirtsch.-Wiss. 269, 367-374.
- Michel, D. (1992): Parameter zur N₂-Fixierung von Leguminosen. Unveröffentlichtes Material.
- Michel, D. (1993): Humus- und Stickstoffreproduktionsleistung von Luzerne in einem Dauerfeldversuch sowie N_{min}-Dynamik während der Nutzungsdauer und nach Umbruch der Bestände. In: Zerger, U. [Hrsg.]: Forschung im ökologischen Landbau. Stiftung Ökologie & Landbau Bad Dürkheim, SÖL-Sonderausgabe Nr. 42, S. 145-152.
- Rauhe, K., Leithold, G., Michel, D. (1987): Untersuchungen zur Ertrags- und Humusreproduktionsleistung der Luzerne auf sandigem Lehmboden in Trockenlagen. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd. 31, 695-702.
- Russell, A.E., Laird, D.A., Mallarino, A.P. (2006): Nitrogen fertilization and cropping system impacts on soil quality in Midwestern Mollisols. Soil Sci. Soc. Am. J. 70, 249-255.
- Sauerbeck, D. (1992): Funktionen und Bedeutung der organischen Substanzen für die Bodenfruchtbarkeit - ein Überblick. Ber. Ldw. SH 206, 13-29.

- Steinbrenner, K., Smukalski, M. (1984): Einfluß von Anbaustruktur und Fruchtfolge auf einige Bodeneigenschaften. Arch. Acker- Pfl. Boden. 28, 611-616.
- Su, Y. Z. (2006): Soil carbon and nitrogen sequestration following the conversion of cropland to alfalfa forage land in northwest China. Soil & Tillage Research 92, 181-189.
- VDLUFA (2004): VDLUFA-Standpunkt: Humusbilanzierung. Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten.

Ergänzung/Überprüfung der fruchtartenspezifischen Richtwerte für die Veränderung der Humusvorräte für Energiepflanzen incl. Mais

Bericht zur Teilaufgabe 5 für den VDLUFA-F&E-Bericht „Humusbilanzierung landwirtschaftlicher Böden – Einflussfaktoren und deren Auswirkungen“

Harald Schmid¹, Kurt-Jürgen Hülsbergen¹

¹ Technische Universität München, Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme, Freising

Zusammenfassung

Die Umwandlung von Grünland in Ackerland bzw. von Bracheflächen (Flächenstillegung) in Ackerland sowie Agroforstsysteme sollten im VDLUFA-Standpunkt berücksichtigt werden. Für den Grünlandumbruch sind Humusbilanzparameter von $-1.000 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (über einen Zeitraum von 20 Jahren) anzusetzen. Bei der Bemessung der Humusbilanzparameter von Agroforstsystemen sind verschiedene Einflussfaktoren (z.B. Anteil der Forstnutzung an der Gesamtfläche) zu berücksichtigen; auch hier besteht noch erheblicher Forschungsbedarf.

Aus der Wurzelmassebildung von Getreide nach Entwicklungsstadien lässt sich ableiten, dass Getreide (Nahrungsgetreide, Getreide in Hauptfruchtstellung zur Erzeugung von Ganzpflanzensilage und im Winterzwischenfruchtanbau zur energetischen Verwertung) mit einheitlichen Humusbilanzparametern (-280 bis $-400 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) zu bewerten ist.

Für einige Energiepflanzen, die erst seit wenigen Jahren in Deutschland angebaut werden, zum Beispiel für die Durchwachsene Silphie (*Silphium perfoliatum* L.) und das Sudangras (*Sorghum sudanense*) ist die Datenbasis zu gering, um gesicherte Humusbilanzparameter ableiten zu können. Erste Feldexperimente mit Energiepflanzenfruchtfolgen deuten daraufhin, dass das Sudangras (in Hauptfrucht- bzw. Zweitfruchtstellung) wie Silomais zu bewerten ist.

Inhaltsverzeichnis	Seite
Zusammenfassung	232
1. Problemstellung	234
2. Humusan- und -abreicherung beim Anbau von Energiepflanzen	236
3. Methodische Probleme bei der Humusbilanzierung von Energiepflanzen	240
4. Humusbilanzierung in Modellbetrieben mit Bioenergieerzeugung	244
5. Bewertung und Schlussfolgerungen zur Anpassung der Humusbilanzparameter	247
6. Literatur	249

1. Problemstellung

Die Erzeugung von Biomasse für die energetische Nutzung gewinnt weltweit an Bedeutung. In Deutschland waren im Jahr 2009 die wichtigsten Energiepflanzen auf den Ackerflächen der Winterraps (0,94 Mio ha zur Herstellung von Rapsmethylester) und der Silomais (0,53 Mio ha Pflanzen zur Biogaserzeugung, überwiegend Silomais) (FNR 2010). Dauerkulturen für Festbrennstoffe, z.B. Kurzumtriebsplantagen mit Pappeln, sind derzeit in Deutschland – bezogen auf die Anbaufläche (3500 ha im Jahr 2009) – relativ unbedeutend, ebenso wie Agroforstsysteme.

Die Biomassenutzung kann dazu beitragen, fossile Rohstoffe zu schonen, agrarische Nebenprodukte und Wertstoffe zu recyceln sowie substantielle Beiträge zum Klimaschutz zu leisten. Andererseits mehren sich Zweifel, ob Nachwachsende Rohstoffe in jedem Fall zur Reduzierung von Treibhausgas-Emissionen beitragen. Wird beispielsweise Grünland umgebrochen, um Mais anzubauen oder tropischer Regenwald gerodet, um Palmöl zu produzieren, so kann die CO₂-Freisetzung durch die Mineralisation organischer Bodensubstanz die mögliche CO₂-Bindung von Energiepflanzen für Jahrzehnte übertreffen (Righelato & Spracklen 2007, Searchinger et al. 2007). Um die ökologischen Vor- und Nachteile des Energiepflanzenanbaus bewerten zu können, müssen die Emissionen klimarelevanter Gase in der gesamten Prozesskette möglichst vollständig erfasst werden (Scharlemann & Laurance 2008, Zah et al. 2007). Hierzu zählt auch die CO₂-Bindung und -Freisetzung durch Humusauf- und -abbau unter dem Einfluss der Bioenergieerzeugung.

Bei verschiedenen Energiepflanzenlinien (z.B. Biomass to Liquid) ist künftig zu erwarten, dass das bisher zur Düngung verwendete Getreidestroh energetisch genutzt wird, so dass weniger organische C-Verbindungen zum Humusaufbau in den Boden gelangen. Wird beim Weizenanbau beispielsweise – wie in Marktfruchtssystemen üblich – ausschließlich das Weizenkorn geerntet, so beträgt der C-Harvestindex (geerntete Biomasse [kg C ha⁻¹] / Gesamtbiomasse [kg C ha⁻¹]) ca. 0,42, bei der Ernte von Korn und Stroh hingegen 0,77 (mittlere Werte nach Küstermann et al. 2008).

CO₂-Emission durch Humusabbau in Beziehung zu CO₂-Vermeidungsleistungen

Die Netto CO_{2äq}-Vermeidung ist eine wichtige Größe, um das Potenzial einer Bioenergie-Linie im Rahmen von Klimaschutzstrategien beurteilen zu können. Sie ist der Saldo aus der durch Substitution eines fossilen Energieträgers eingesparten Emission abzüglich der CO_{2äq}-Emissionen, die mit dem Anbau, der Lagerung, dem Transport und der Konversion des biogenen Rohstoffs verbunden sind. Ferner werden – soweit Nebenprodukte anfallen und verwertet werden – CO_{2äq}-Gutschriften ermittelt und der Bioenergie-Linie gutgeschrieben.

Die Erzeugung von Biodiesel und Bioethanol in Deutschland ermöglicht nur eine verhältnismäßig geringe CO_{2äq}-Vermeidungsleistung in einer Größenordnung von weniger als 3 t CO_{2äq} ha⁻¹, während sich mit anderen Bioenergie-Linien (z. B. Hackschnitzel-BHKW auf der Basis von Kurzumtriebsplantagen) mehr als 12 t CO_{2äq} ha⁻¹ erreichen ließen (Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik 2007).

Auf die Ergebnisse der Kalkulation von CO_{2äq}-Emissionen aus der landwirtschaftlichen Produktion hat die Wahl der Referenzfläche großen Einfluss. Wenn durch die Ausdehnung der Bioenergieproduktion Nahrungsmittelproduktion verdrängt wird, ist davon auszugehen, dass dies eine Ausweitung der Produktion auf ungenutzten Ackerflächen an anderen Standorten nach sich zieht. Falls dadurch die Agrarproduktion andernorts flächenmäßig ausgedehnt wird (Abholzung von Wäldern, Umbruch von Grünland, Inkulturnahme von Moorböden) oder auf vorhandenen Ackerflächen intensiviert wird, so kann anstelle des erhofften klimapolitischen Nutzens leicht ein klimapolitischer Schaden entstehen, weil vermehrt Kohlendioxid emittiert werden. Hierzu einige Beispiele:

Righelato & Spracklen (2007) vergleichen in einer Studie das CO₂-Minderungspotenzial von Biokraftstoffen mit der C-Freisetzung/Speicherung durch Landnutzungsänderungen. Für Biokraftstoffe wird folgende CO₂-Vermeidung angegeben: Zuckerrohr 1,78 – 1,98 t C ha⁻¹ a⁻¹, Ethanol (Weizen) 0,22 – 0,55 t C ha⁻¹ a⁻¹, Ethanol (Zuckerrüben) 0,8 – 1,4 t C ha⁻¹ a⁻¹, Biodiesel (Raps) 0,34 – 0,51 t C ha⁻¹ a⁻¹, BTL (Holz) 1,6 – 2,2 t C ha⁻¹ a⁻¹. Im Vergleich dazu ist bei einem Betrachtungszeitraum von 30 Jahren folgende C-Freisetzung/Speicherung in Böden durch Nutzungsänderungen zu erwarten: Umwandlung von ... tropischem Wald in

Ackerland -199 (-156 bis -305) t C ha⁻¹, tropischem Ackerland in Wald 120 bis 240 t C ha⁻¹, Ackerland in Grünland (mittlere Bedingungen der USA) 30 t C ha⁻¹. Hieraus ziehen die Autoren die Schlussfolgerung, dass bei begrenzter Fläche die Wiederaufforstung 2 bis 9 mal mehr CO₂ bindet, als durch Biokraftstoffe vermieden werden kann (bezogen auf 30 Jahre).

In der Studie „Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung“ (Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik 2007) wird hierzu folgende Überschlagsrechnung angeführt: Wenn ein Boden mit einer anfänglichen Kohlenstoffmenge von 100 t C_{org} ha⁻¹ durch Umstellung auf ackerbauliche Nutzung 40 % des organisch gebundenen Kohlenstoffs verliert, so entspricht dies einer Emission in der Größenordnung von 130 t CO₂ ha⁻¹. Die Produktion von Bioenergie im Rahmen des gegenwärtigen deutschen Bioenergie-Mix führt zu einer durchschnittlichen jährlichen CO₂-Vermeidung von höchstens 4 t CO₂ ha⁻¹. Falls also die Umwandlung deutscher Ackerflächen auf Bioenergieproduktion dazu führt, dass an anderer Stelle Grünland umgebrochen wird, damit dort die fehlenden Nahrungsmittel erzeugt werden können, so würde der negative Klimaeffekt des Grünlandumbruchs erst nach ca. 30 Jahren durch den positiven Effekt der Bioenergie-Produktion kompensiert werden.

Aus diesen Beispielen wird folgendes deutlich:

- die C-Sequestrierung von Böden ist eine relevante Größe bei der Beurteilung der Klimarelevanz von Bioenergielinien,
- entscheidend für die CO₂-Bilanz sind der Analysezeitraum, die Bioenergielinie, das Anbausystem (Fruchtart, Anbauintensität), die Standortbedingungen (Böden, Klima) sowie das Referenzsystem (Brachefläche, Grünland, Wald),
- pauschale Aussagen sind nicht möglich. Es wird vielmehr darauf ankommen, konkrete Bedingungen in Anbauregionen und Betrieben in die Bewertung einzubeziehen bzw. für diese Bedingungen Optimierungsstrategien zu entwickeln. Hierzu werden geeignete Daten aus Feldexperimenten sowie Methoden zur Humus-Bilanzierung benötigt.

2. Humusan- und -abreicherung beim Anbau von Energiepflanzen

Bei der Humuswirkung von Energiepflanzen kommt es entscheidend darauf an, welche Energiepflanzen angebaut werden bzw. welche Nutzungssysteme durch die Energiepflanzen verdrängt werden (Tab. 1).

Besonders negativ wirken sich Landnutzungsänderungen (Umbrüche von Grünland und Brachen) sowie der konzentrierte Maisanbau aus. In den vergangenen Jahren sind in größerem Umfang Grünlandflächen in Ackernutzung überführt wurden. So nahm die Grünlandfläche in Deutschland von 2003 bis 2007 um 154.000 ha (3,1 %) ab (dlz agrarmagazin 2008), in Schleswig-Holstein sogar um 5 %. Durch die Biogaswirtschaft werden regional hohe Anbaukonzentrationen von Silomais erreicht. In mehr als 90 % aller Biogasanlagen in Deutschland wird Mais als Substrat eingesetzt. Dies hat den Silomaisanbau von 1,12 Mio ha (2002) auf 1,35 Mio ha (2006) und 1,65 Mio. ha im Jahr 2009 (KWS 2010) ausgeweitet. Im Jahr 2006 wurden 162.000 ha Mais für die Biogasproduktion angebaut; dies sind 12 % der Maisanbaufläche (Roßberg & Hartmann 2007).

Tab. 1: Potentiale der C-Bindung/Freisetzung (zusammengestellt nach eigenen Untersuchungen und Literaturangaben)

Maßnahme	C-Bindung/ Freisetzung $t\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Erläuterungen
Umwandlung von Grünland in Ackerland, Umbruch begrünter Dauerbrache	> -1,0	Mineralisation organischer Bodensubstanz nach Grünlandumbruch durch Bodenbearbeitung, geringere Zufuhr organischer Substanz
Umwandlung von Ackerland in Grünland, begrünzte Dauerbrache	> 1,0	dauerhafte Bodenbedeckung und Zufuhr organischer Substanz, fehlende Bodenbearbeitung
Anbau mehrjähriger Leguminosen und deren Gemenge mit Gräsern	0,6 bis > 1,0	abhängig vom Ertrag, der Nutzungsdauer und der Bestandeszusammensetzung
Anbau von Silomais	-0,4 bis -0,8	abhängig vom Referenzsystem, dem Anbauverfahren (z.B. Mulchsaat, Bodenbearbeitung mit/ohne Pflug), der Düngung, der Ertragshöhe
Agroforstsysteme	> 1,0	Abhängig vom Standort und Ertragspotenzial, den Baumarten und deren Nutzung, dem Anlageschema (Verhältnis Forst zur Ackerfläche)

Wirkung des Umbruchs von Grünland

Als Beispiele für die C-/N-Dynamik und die CO₂-Freisetzung nach Umbrüchen von Grünland und Brachen (natürliche Vegetation) und anschließender ackerbaulicher Nutzung werden Ergebnisse aus Feldexperimenten angeführt.

In der Versuchsstation Lauterbach im Erzgebirge (580 m NN, Jahrestemperatur 6,4 °C, Jahresniederschlag 867 mm) wurde auf einer flachgründigen Berglehm-Braunerde (Krumentiefe 20 cm) nach Grünlandumbruch ein Dauerversuch mit der Fruchtfolge Kartoffeln – Winterweizen – Weidelgras und organisch-mineralischer Düngung angelegt. Die organischen Düngergaben (Gülle, Stallmist) entsprachen einem Tierbesatz von 0, 1, 2, 4, 6, GV ha⁻¹; es wurden also auch extrem hohe Düngermengen appliziert. Nach dem Grünlandumbruch verminderten sich die N_{org}- und C_{org}-Gehalte und Mengen im Boden über einen Zeitraum von 20 Jahren deutlich. Abb. 1 zeigt Regressionsfunktionen zum zeitlichen Verlauf der N_{org}-Abnahme; analog verminderten sich auch die C_{org}-Gehalte. Nach 20 Jahren Versuchsdauer hatten sich noch keine neuen Fließgleichgewichte im Boden eingestellt. Auch bei sehr hohen Düngergaben (4 GV ha⁻¹) kam es zum Humusabbau (Verminderung der Boden C_{org} und N_{org}-Gehalte); lediglich die höchste Gabe (6 GV ha⁻¹) führte zum Erhalt der Humus- und C-Vorräte. Auf der nicht mit Gülle oder Stallmist gedüngten Variante verminderten sich die N-Vorräte um ca. 2.200 kg ha⁻¹, die C-Vorräte um 22.000 kg ha⁻¹, das entspricht einem C-Abbau von 1.100 kg ha⁻¹ a⁻¹ bzw. einer CO₂-Freisetzung von ca. 4.000 kg ha⁻¹ a⁻¹.

In der Literatur wird zum Teil von noch höheren Humus-, C- und N-Verlusten nach Grünlandumbruch berichtet. So gingen nach Untersuchungen von Strebel et al. (1985) im A-Horizont von sandigen Böden bei Hannover nach Grünlandumbruch ca. 5 t N ha⁻¹ (ca. 50 % der Gesamt-vorräte) innerhalb von 4 Jahren verloren.

Beachtenswert ist auch die C- und N-Dynamik auf Bracheflächen. In einem Dauerversuch auf sandigem Lehm in Seehausen bei Leipzig erhöhte Brache (Selbstbegrünung) in 19 Jahren die Humusmenge um 19 t ha⁻¹ (ungedüngt) bis 65 t ha⁻¹ (gedüngt), das entspricht einer Akkumulation von 580 bis 2.000 kg C ha⁻¹ a⁻¹. Nach 19 Jahren Sukzession wurden die Bracheflächen wieder umgebrochen und in Ackerland überführt, wobei die Humus- und C-Vorräte innerhalb weniger Jahre wieder auf das Ausgangsniveau sanken (Leithold & The Dang 1990, Hülsbergen & Biermann 1997). Dies weist darauf hin, dass auch unter dem Aspekt der C-Quellen-

und Senkenfunktion von Böden der Energiepflanzenanbau nicht zu Lasten von Naturschutz- und Bracheflächen ausgedehnt werden darf.

N_{org} (mg 100 g⁻¹ Boden)

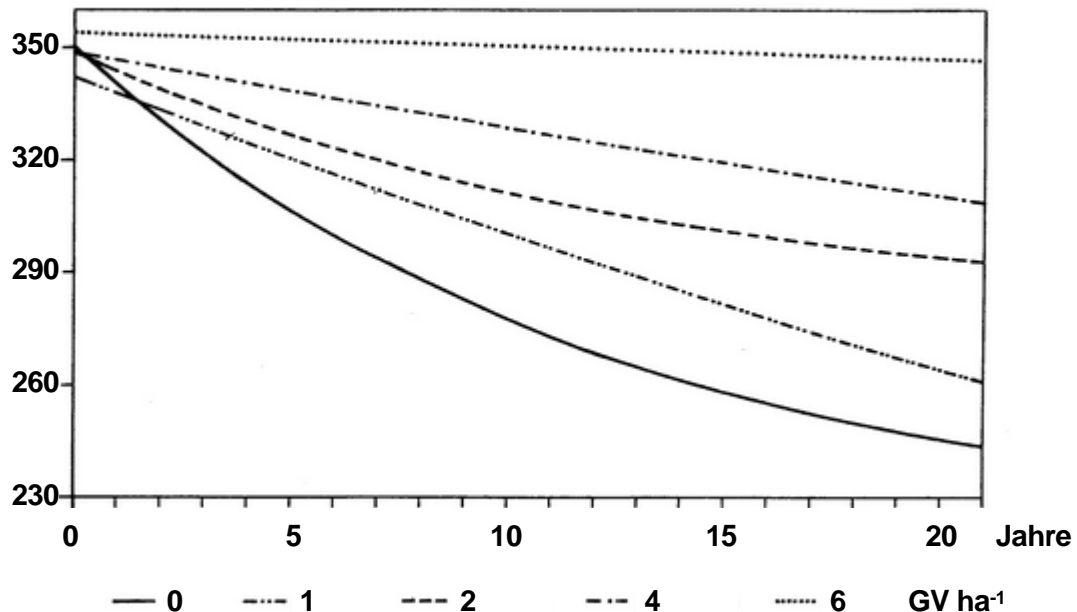


Abb. 1: Entwicklung der N_{org} -Gehalte nach Grünlandumbruch, Dauerversuch Lauterbach (nach Hülsbergen et al. 1996)

Agroforstsysteme

Agroforstsysteme, also die Nutzung von forstlichen und landwirtschaftlichen Kulturen auf der gleichen Fläche, spielen weltweit eine große Rolle, besonders in tropischen und subtropischen Regionen. Seit einigen Jahren finden in Deutschland Untersuchungen zu Agroforstsystemen statt, vor allem zum Anbau von Energiegehölzen (Pappel, Robinie und andere Arten) in Kombination mit der ackerbaulichen Nutzung. Die Gehölzstreifen, zum Beispiel mehrere Reihen von Pappeln, wechseln mit Streifen von Ackerflächen. Von den Agroforstsystemen werden Produktivitätssteigerungen bei extensiver Nutzung sowie zahlreiche positive ökologische Wirkungen (Erosionsschutz, Beschattung, Verdunstungsschutz) erwartet. Ein wesentlicher Vorteil von Agroforstsystemen ist die erhöhte C-Sequestrierung im Vergleich zur ackerbaulichen Nutzung.

Nair et al. (2009) geben eine Übersicht zum Potenzial der C-Anreicherung durch Agroforstsysteme; weltweit steht hierfür potenziell über eine Mrd. ha zu Verfügung. Für Deutschland liegen erste Messergebnisse aus Brandenburg vor. Freese (2007) fand die in Tab. 2 angegebene C-Akkumulation auf Re-Kultivierungsböden nach Umstellung auf Agroforstsysteme (Anbau von Robinien zur energetischen Verwertung). Besonders auf degradierten Böden oder Rohböden können Baumarten wie die Robinie zu einer schnellen C-Anreicherung führen, wobei die C-Akkumulation nicht nur im Bereich der Bäume, sondern auch auf den Ackerflächen nachweisbar ist (Tab. 2).

Tab. 2: C-Akkumulation im Rohboden (in %) einer Alley-Cropping-Versuchsfläche nach 9 Jahren (n = 17), Freese (2007)

Tiefe (cm)	1997	2005		
		Baumstreifen	Baumstreifen / Feld	Feld
0 – 10	0,45	1,55	1,13	1,04
10 – 30		0,85	1,03	0,99

Für ungestörte Böden und andere Klimabedingungen Deutschland fehlen entsprechende Untersuchungen zur C-Sequestrierung unter Agroforstsystemen.

International gibt es umfangreiche Daten zur Wirkung von Kurzumtriebsplantagen mit Energiegehölzen im Vergleich zur landwirtschaftlichen Nutzung. So fanden beispielsweise Robertson et al. (2000) die größte C-Speicherung unter Sukzessionen (vergleichbar einer Flächenstilllegung als selbstbegrünte Brache) im frühen Stadium, gefolgt von der Luzerne und dem Anbau von Pappeln. Im Vergleich zur Nutzung mit Pappeln hatten der Anbau von Leguminosen in einer Fruchtfolge und der ökologische Landbau deutlich geringere Wirkungen auf den C-Haushalt.

3. Methodische Probleme bei der Humusbilanzierung von Energiepflanzen

Für die wichtigsten ackerbaulich genutzten Energiepflanzen in Deutschland weisen die Richtwerte nach VDLUFA (2004) große Spannweiten von -280 bis -400 kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹ (Winterraps) bzw. -560 bis -800 kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹ (Silomais) aus. Es ist nicht eindeutig definiert, unter welchen Bedingungen hohe oder niedrige

Bilanzparameter anzusetzen sind; hiervon werden aber die Ergebnisse geprägt. Die Werte müssen besser experimentell abgesichert und in Abhängigkeit von Böden, Klima und Anbauverfahren (z.B. Bodenbearbeitung und der Ertragshöhe) differenziert werden. Für einige Energiepflanzen, die erst in den letzten Jahren größere Bedeutung erlangten, z.B. Sudangras, fehlen experimentell bestimmte Bilanzparameter.

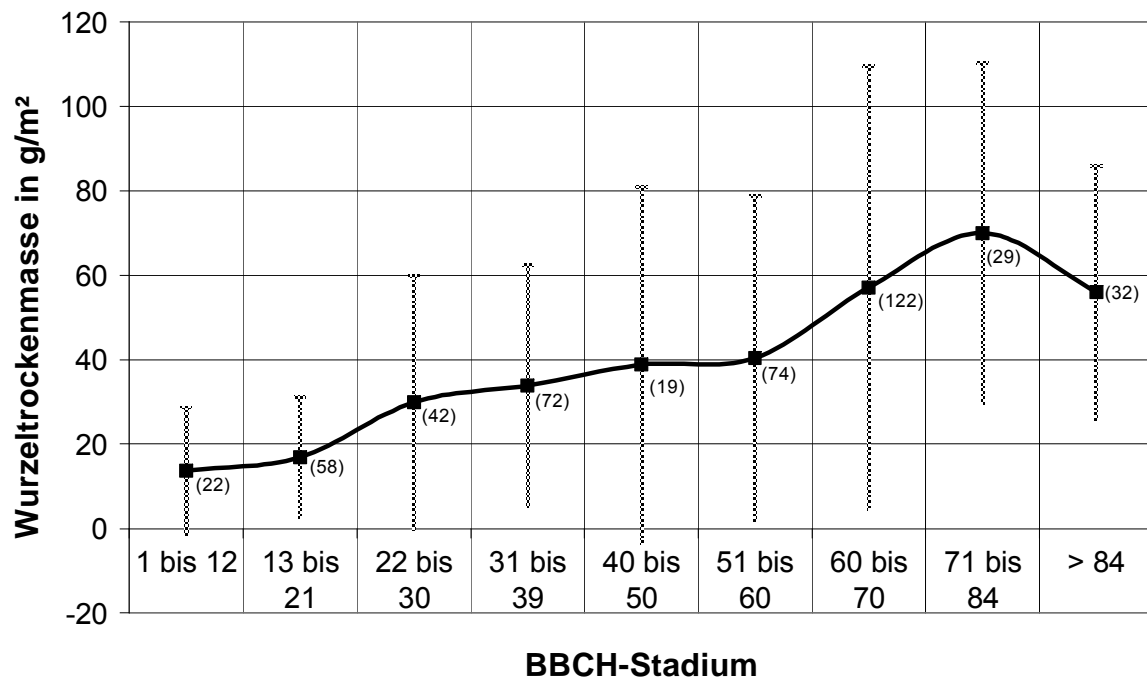


Abb. 2: Wurzeltrockenmasse von Mais nach Entwicklungsstadien (0 bis 30 cm Tiefe), zusammengestellt nach Literaturangaben, Angaben in Klammern: Zahl der Literaturangaben, Schmid (unveröffentlicht)

Für Mais liegen sehr viele Untersuchungsergebnisse zur Wurzelmasse vor (Abb. 2). Das Maximum der Wurzelmassebildung wird vor der Körnerreife erreicht. Deutlich ist die enorme Schwankungsbreite der Angaben, bedingt durch unterschiedliche Standorte und Erträge sowie durch abweichende Analysemethoden.

Eine Zusammenstellung der Literatur zur Wurzeltrockenmasse von Weizen (Abb. 3) zeigt, dass in den BBCH-Stadien 60 bis 70 das Maximum der Wurzelmasse erreicht wird, danach vermindert sich die Wurzelmasse etwas. Vor diesem Hintergrund ist unverständlich, warum Winterzwischenfrüchten (z.B. Wintergetreide zur Nutzung als Ganzpflanzensilage) ein positiver Humuskoeffizient (120 bis 160 kg

Humus-C ha⁻¹ a⁻¹), Getreide zur Körnernutzung aber ein negativer Humuskoeffizient (-280 bis -400 kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹) zugeordnet wurde (vgl. VDLUFA 2004). Dies muss überprüft werden, weil insbesondere in Bioenergie-Fruchtfolgen Winterzwischenfrüchte und Getreide zur Erzeugung von Ganzpflanzen-Silage angebaut werden.

Die Wurzeltrockenmasse von Weizen ist deutlich höher als die Wurzeltrockenmasse von Mais (vgl. Abb. 6 und Abb. 7) – ein Hinweis auf die unterschiedliche Humusreproduktion dieser Kulturarten. Neben der Wurzelmasse spielen aber auch andere Faktoren eine Rolle, beispielsweise die unterschiedlich lange Vegetationszeit und Bodenbedeckung (Teilbrache vor Mais und langsame Jugendentwicklung) sowie die unterschiedliche Intensität der Bodenbearbeitung und mechanischen Pflege (besonders im ökologischen Landbau).

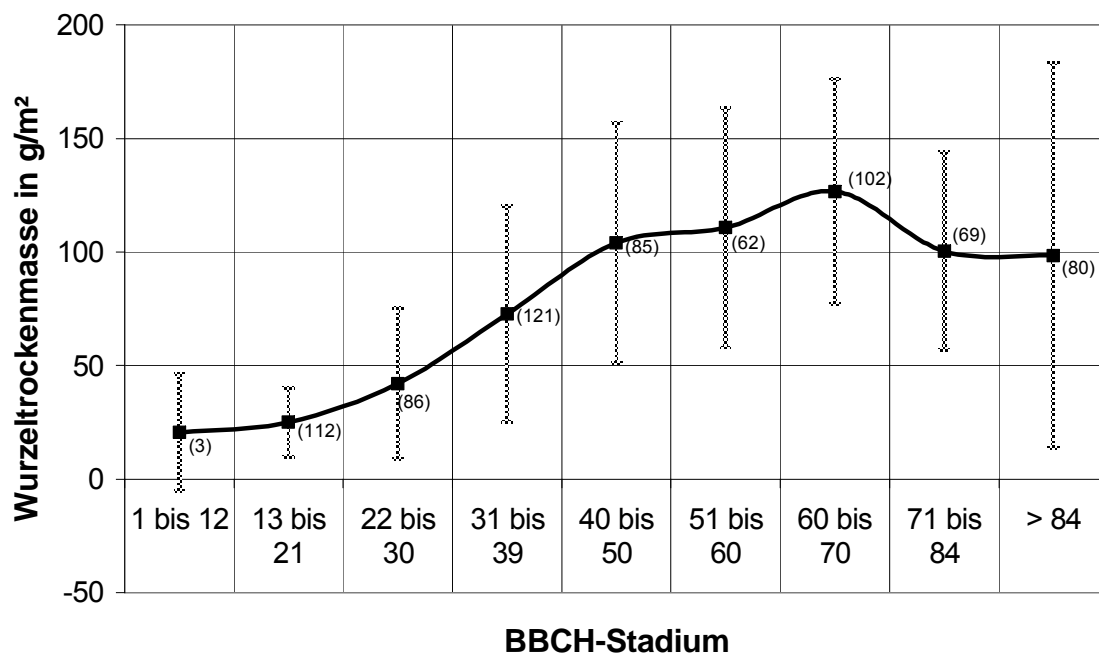


Abb. 3: Wurzeltrockenmasse von Weizen nach Entwicklungsstadien (0 bis 30 cm Tiefe), zusammengestellt nach Literaturangaben, Angaben in Klammern: Zahl der Literaturangaben, Schmid (unveröffentlicht)

Die für Stroh angegebene Humusreproduktion von 80 bis 110 kg C je t Substrat (VDLUFA 2004) entspricht der in einigen Versuchen je nach Umsatzaktivität der Böden festgestellten Humifizierung. In anderen Experimenten wurden deutlich

niedrigere Humusersatzleistungen des Strohs ermittelt. Hieraus ergeben sich große Unsicherheiten bei der Bewertung von Anbausystemen, vor allem in Marktfruchtbetrieben mit hohem Getreideanteil. Dadurch können die Potenziale zur energetischen Verwertung von Stroh überschätzt werden. Die Bilanzparameter für Stroh müssen daher besser abgesichert und nach Standortbedingungen, z.B. der Umsatzaktivität, differenziert werden.

Die bei der Biogaserzeugung anfallenden Gärrestsubstrate sind bezüglich ihrer Eigenschaften und spezifischen Humusreproduktionsleistung – in Abhängigkeit von den eingesetzten Substraten und dem Biogasverfahren (Verweilzeit, Abbaurate) – noch nicht ausreichend charakterisiert. Einige Untersuchungen weisen darauf hin, dass die Gärrestsubstrate eine relativ hohe Humusersatzleistung besitzen, da im Biogasprozess vorwiegend leicht abbaubare organische Verbindungen genutzt werden. Die für die Humusbildung wertvollen Ligninverbindungen bleiben dagegen weitgehend erhalten. Daraus resultiert eine höhere Humusreproduktionsleistung von fermentierter Gülle im Vergleich zu unbehandelter Gülle. So ermittelten Asmus & Linke (1987) in Modellversuchen Humusreproduktionskoeffizienten von Biogasgülle (Substrat Schweinegülle) von 1,04, im Vergleich zu Rottemist (1,00), Rindergülle (0,88) und Schweinegülle (0,82). Unter Berücksichtigung dieser Daten entspricht ein Abbau von 40 % organischer Substanz im Biogasprozess einem Verlust von 25 % reproduktionswirksamer organischer Substanz. Reinhold et al. (1991) analysierten die C-Dynamik von Gülle und Biogas-Gülle in Bebrütungsversuchen. Die C-Bilanz zeigt, dass der Biogasprozess bei gleicher Ausgangs-Gülle die C-Menge zur Humusreproduktion nicht vermindert. Die im Boden verbliebene C-Menge betrug, auf die C-Menge in der eingesetzten Gülle bezogen, ohne Biogaserzeugung 62,2 %, mit Biogaserzeugung 63 %. Allerdings wurde in diesem Experiment auch nur wenig C (16,5 %) im Biogasreaktor abgebaut.

Zur Bewertung von Gärprodukten aus Biogasanlagen können derzeit folgende Humusreproduktionskoeffizienten verwendet werden: 142 kg Humus-C t⁻¹ TS (Reinhold 2007), 139 kg Humus-C t⁻¹ TS (Schmid 2007, in Anlehnung an Gutser & Ebertseder 2006).

4. Humusbilanzierung in Modellbetrieben mit Bioenergieerzeugung

Es liegen inzwischen mehrere Untersuchungen vor, in denen Humusbilanzen zur Abschätzung des Einflusses von Bioenergiesystemen auf die C-Mengen in Böden berechnet werden, z.B. Reinhold (2007), Roßberg & Hartmann (2007), Schmid (2007), Hülsbergen & Schmid (2008). Bei der Bewertung der Ergebnisse ist zu beachten, dass die aufgeführten methodischen Probleme der Humusbilanzierung auch hier zum Tragen kommen und daher die Aussagen mit Unsicherheiten behaftet sind. Extreme Nutzungsänderungen, wie z.B. Grünlandumbrüche, wurden nicht berücksichtigt.

In den Untersuchungen von Hülsbergen & Schmid (2008) wurde unterstellt, dass durch die Nutzung einer Biogasanlage die Anbaustruktur verändert wird, um das Biogassubstrat bereitzustellen. Gegenüber der Ausgangssituation (Marktf Fruchtbetrieb bzw. Gemischtbetrieb) erhöht sich der Maisanteil bzw. wird zusätzlich Getreide Ganzpflanzensilage (GPS) erzeugt. Dadurch vermindert sich die Getreide-, Körnerleguminosen- und Winterrapsfläche. In den Biogasszenarien wird ein Teil des Stroh in der Biogasanlage genutzt, der Rest dient als Strohdüngung bzw. Einstreu.

In den gewählten Beispielen sind die Auswirkungen auf die Humussalden relativ gering. Tendenziell geht durch den Biogasprozess die Humusversorgung zurück, beispielsweise von der Versorgungsstufe C (optimal) auf die Versorgungsstufe B (unterversorgt). Ursachen für den Rückgang sind der unterstellte Humusabbau durch Silomais, der nicht durch die anfallenden Gärreste ausgeglichen wird, die energetische Verwertung von Stroh, das nicht mehr zur Humusreproduktion zur Verfügung steht sowie der Abbau organischer Substanz von Gülle im Biogasreaktor. Der höhere Humusreproduktionswert von Biogasgülle gegenüber unvergorener Gülle wurde berücksichtigt. Abweichend von den vorgestellten Varianten sind aber auch Biogasszenarien mit ausgeglichener Humusbilanz möglich, wenn z.B. ein Teil der Biogassubstrate als Kleegrassilage bereitgestellt wird.

Insgesamt lässt sich schlussfolgern, dass es (von Extrembedingungen abgesehen) bei der Biogasgewinnung nicht zu einem dramatischen Humusabbau kommen muss und auch positive Humusbilanzen erreichbar sind. Gefahren für die Humusreproduktion bestehen bei sehr hoher Maiskonzentration. Zu einer gleichen Einschätzung gelangt Reinhold (2007).

Roßberg & Hartmann (2007) vertreten die Ansicht, dass ab einem Maisertrag von 45 t ha^{-1} bei Rückführung des Gärrestes eine Cross Compliance (CC)-konforme Humusbilanz erreicht wird. Nach unserem Bilanzansatz ist dies nur unter bestimmten Bedingungen möglich: Silomaisertrag: $45 \text{ t ha}^{-1} = 13,5 \text{ t TS ha}^{-1}$; bei 70 % Abbau organischer Substanz verbleiben als Gärrest $4,05 \text{ t TS ha}^{-1}$; bei höheren Abbauraten im Biogasreaktor fallen geringe Gärrestmengen an. Bei einem Reproduktionswert von $140 \text{ kg Humus-C t}^{-1} \text{ TS}$ entspricht dies einem Humusersatz von 567 kg C ha^{-1} . Der Humusbedarfswert für Silomais beträgt $-560 \text{ kg Humus-C ha}^{-1}$ (CC-Methode). Der höhere Humusbedarf nach VDLUFA-Methode (obere Werte: $-800 \text{ kg Humus-C ha}^{-1}$) ist durch die anfallenden Gärreste nicht auszugleichen. Die Werte des Humusabbaus beim Silomais gelten für ackerbauliche Nutzung gelten; kam es zu Grünlandumbrüchen sind wesentliche höhere Abbauraten zu erwarten.

Analyse von Kohlenstoffkreisläufen in Betrieben mit Energiepflanzenanbau

Die Beispiele zur Humusbilanz zeigen, dass es bei der Bewertung ökologischer Wirkungen entscheidend darauf ankommt, wie der Energiepflanzenanbau betrieben wird und wie die Bioenergieerzeugung in landwirtschaftliche Betriebssysteme eingebunden wird.

Im Vergleich zu tierhaltenden Betrieben (Abb. 8a) zirkulieren in Marktfruchtbetrieben (Abb. 8b) geringere Mengen organischer Substanz. Den Böden werden C-Verbindungen überwiegend in Form pflanzlicher Residuen und Wurzelausscheidungen, als Stroh und Gründüngung zugeführt. Diese Substanzen haben überwiegend geringe Humusersatzleistungen, weil sie schnell zersetzbar sind. Marktfruchtbetriebe exportieren oftmals erhebliche Mengen organischer Substanz und Nährstoffe. Beim Marktfruchtbau können daher negative Humussalden auftreten.

Eine in Marktfruchtbetriebe integrierte Biogasanlage kann bezüglich der Stoffströme Teilfunktionen der Tierhaltung übernehmen (Abb. 8c). Der Export organischer Substanzen wird vermindert und das Recycling organischer Substanzen erhöht. Zum Teil werden auch Substrate für die Biogaserzeugung zugekauft und verstärken die innerbetrieblichen Stoffströme.

Besonders in Betriebssystemen mit limitiertem Zukauf von Nährstoffen und organischer Substanz (wie z.B. dem ökologischen Landbau) kann dies Vorteile haben. Die Stoffkreisläufe werden geschlossener, die Gärrestsubstrate können

gezielt innerhalb der Fruchtfolge eingesetzt werden, d.h. es ergeben sich erweiterte Möglichkeiten zur Steuerung von Stoffströmen innerhalb des Betriebes. Mit steigendem Anteil der Energiepflanzen- und Biogaserzeugung kommt es zur Intensivierung der Stoffkreisläufe.

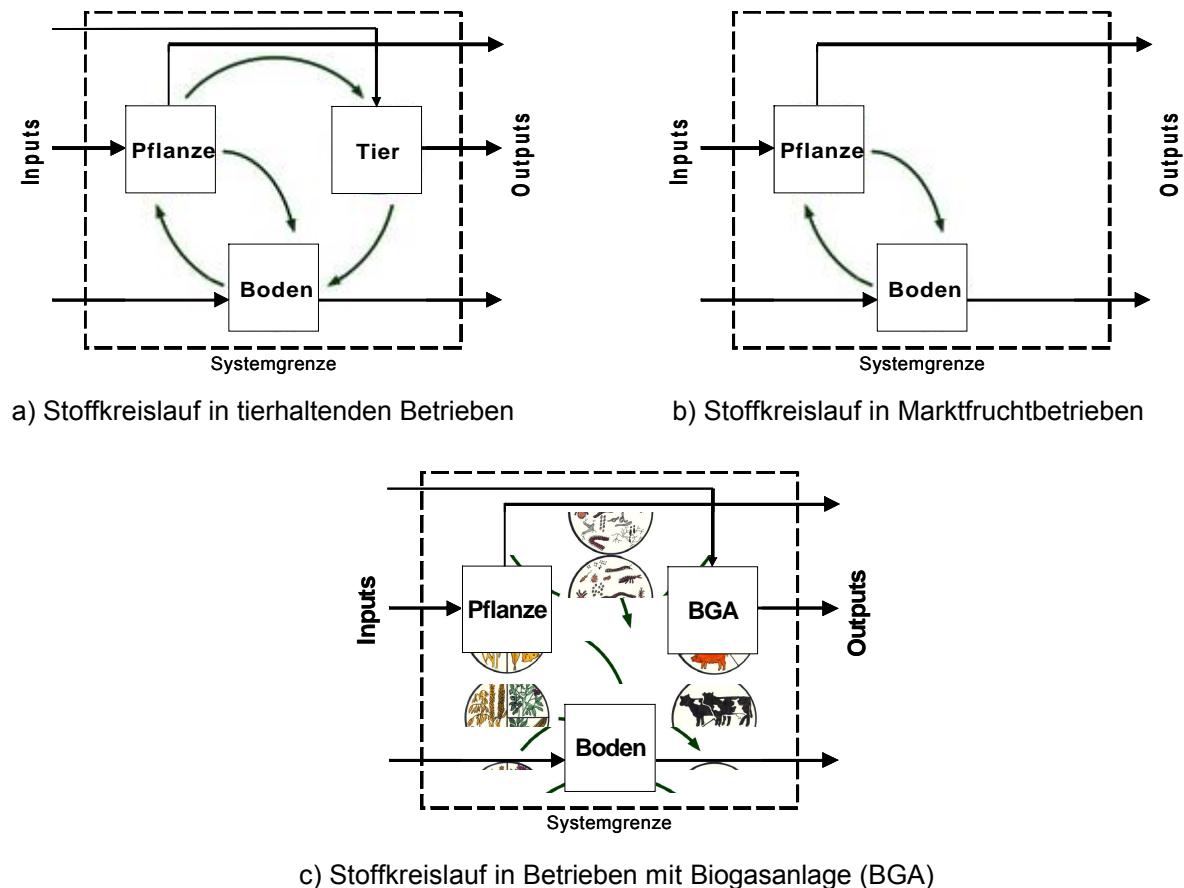


Abb. 8: Stoffkreisläufe in Abhängigkeit vom Betriebssystem

Dennoch werden die möglichen Auswirkungen der Biomassevergärung auf den Humushaushalt des Bodens innerhalb des ökologischen Landbaus kontrovers diskutiert (vgl. Möller 2005). Durch den Abbau organischer C-Gerüste im Biogasfermenter werden negative Auswirkungen auf den Humusgehalt befürchtet, da diese Stoffe nicht mehr für die Humusbildung zur Verfügung stehen (Lampkin 1990). Aktuelle Ergebnisse bestätigen diese Befürchtungen allerdings nicht (Möller et al. 2006).

Die Wirkung der Bioenergieerzeugung auf betriebliche C-Flüsse und C-Pools hängt von der Energiepflanze, dem Anbauverfahren, der Konversionstechnologie,

dem Recycling von Restsubstanzen und letztlich auch dem Referenzsystem (z.B. Marktfrucht- oder Tierhaltungssystem) ab. In bisherigen Analysen von Wertschöpfungsketten von Bioenergieträgern, z.B. mit Hilfe des Life Cycle Assessment, wurden zumeist mittlere Bedingungen unterstellt und damit den standort- und nutzungsbedingten Variabilitäten kaum Rechnung getragen bzw. Einflüsse auf die organische Bodensubstanz nicht berücksichtigt.

Bei der Diskussion um die C-Bindung von Böden ist zu beachten, dass die Humusanreicherung immer zeitlich limitiert ist; die Böden haben eine begrenzte Speicherkapazität.

5. Bewertung und Schlussfolgerungen zur Anpassung der Humusbilanzparameter

Die Umwandlung von Grünland in Ackerland bzw. von Bracheflächen (Flächenstillegung) in Ackerland hat im Zusammenhang mit dem Anbau von Energiepflanzen große Bedeutung. Beim Umbruch von Grünland- und Bracheflächen kommt es zur schnellen Mineralisierung großer Mengen organischer Bodensubstanz. Die absolute Höhe des C_{org} -Abbaus und die Dauer bis zur Einstellung neuer Humusspiegel ist standortabhängig; es ist jedoch von einem Humusabbau von mindestens $1 \text{ t } C_{org} \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für einen Zeitraum von 20 Jahren auszugehen (vgl. Abb. 1 und Tab. 1). Es wird daher vorgeschlagen, die Humusbilanz zu erweitern und folgende Richtwerte für die anbauspezifische Veränderung der Humusvorräte von Böden in Humusäquivalenten zu verwenden:

Umbruch von Grünland und Dauerbrache:

-1.000 kg Humus-C $\text{ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Jahreswirkung).

-20.000 kg Humus-C ha^{-1} (Gesamtwirkung).

Erläuterung: Der Bilanzparameter von $-1.000 \text{ kg Humus-C } \text{ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ist bei jährlicher Bilanzierung zu verwenden, z.B. bei schlag- oder fruchtfolgebezogener Humusbilanzierung für einen Zeitraum von 20 Jahren. Der Wert wird zu dem fruchtartenspezifischen Bilanzparameter addiert, z.B. beim Silomaisanbau: $-800 \text{ kg Humus-C } \text{ha}^{-1} \text{ a}^{-1} + -1.000 \text{ kg Humus-C } \text{ha}^{-1} \text{ a}^{-1} = -1.800 \text{ kg Humus-C } \text{ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Winterzwischenfrüchte nehmen erhebliche Anbauflächen ein, z.B. zur Produktion von Silage für die energetische Nutzung in Biogasanlagen. Hier ergibt sich der Widerspruch, dass als Winterzwischenfrucht angebautes Getreide positiv bewertet wird (120 bis 160 kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹), Getreide in Hauptfruchtstellung zur Erzeugung von Ganzpflanzensilage oder Nahrungsgetreide hingegen negativ bewertet wird (-280 bis -400 kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹) (VDLUFA 2004). Anhand der Wurzelmassebildung von Getreide nach Entwicklungsstadien (vgl. Abb. 7) ist dies nicht zu begründen. Zwar wird das Maximum der Wurzelbildung bei Getreide vor der Reife erreicht, jedoch sind die Unterschiede zu gering, um die derzeitige Abstufung der Humusbilanzparameter zu rechtfertigen. Es wird daher vorgeschlagen, das Getreide (auch im Winterzwischenfruchtanbau) einheitlich mit den im VDLUFA-Standpunkt (2004) verwendeten Humusbilanzparametern (-280 bis -400 kg C ha⁻¹ a⁻¹) zu bewerten.

Für einige Energiepflanzen, die erst seit wenigen Jahren in Deutschland angebaut werden, zum Beispiel für die Durchwachsene Silphie (*Silphium perfoliatum* L.) und das Sudangras (*Sorghum sudanense*) liegen noch wenige Anbauerfahrungen und kaum experimentelle Daten vor. Erste Feldexperimente mit Energiepflanzenfruchtfolgen sind etabliert, aber aufgrund der noch zu kurzen Laufzeit bezüglich der Wirkungen auf den Humushaushalt noch nicht auswertbar. Wie Mais ist Sudangras eine einjährige C4-Pflanze und entsprechend wärmeliebend, gleichzeitig ist sie jedoch trockenheitstoleranter. Aufgrund der Analogien zum Maisanbau sollte bis zum Vorliegen gesicherter experimenteller Daten das Sudangras in Hauptfrucht- bzw. Zweitfruchtstellung in der Fruchtfolge wie Silomais bewertet werden (-560 bis -800 kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹).

Sollten Agroforstsysteme in Deutschland größere Verbreitung finden, so müssten auch diese Flächen in die Humusbilanzierung einbezogen werden. Hierfür sind standort- und bewirtschaftungsspezifische Humusbilanzparameter abzuleiten. Erste Ergebnisse aus Feldversuchen zeigen C-Anreicherungen bis über 1000 kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹, wobei die Art des Agroforstsystems (Anteil der Forstnutzung an der Gesamtfläche, Baumarten, Nutzungsintensität, Biomassezuwachs) und die Standortbedingungen berücksichtigt werden müssen.

6. Literatur

- Asmus, F., Linke, B. (1987): Zur pflanzenbaulichen Verwertung von Gülle-
Faulschlamm aus der Biogasgewinnung. *Feldwirtschaft* 28: 354-355.
- FNR (2010): Anbau Nachwachsender Rohstoffe in Deutschland. Fachagentur für
Nachwachsende Rohstoffe (FNR). <http://www.nachwachsenderohstoffe.de/>
- Freese, D. (2007): Ökologische Wirkungen von Agroforstsystemen. Vortrag an der
TU München.
- Gutser, R., Ebertseder, T. (2006): Die Nährstoffe in Wirtschafts- und Sekundärroh-
stoffdüngern – ein unschätzbares Potenzial im Stoffkreislauf
landwirtschaftlicher Betriebe. *KTBL-Schrift* 444: 7-22.
- Hülsbergen, K.-J., Scharf, H., Klimm, S., Warnstorff, K. (1996): Wirkung von
Stallmist, Gülle und Mineraldüngung nach Grünlandumbruch auf den
Stickstoffhaushalt einer Berglehmbraunerde. *Agribiological Research* 49,
179-192.
- Hülsbergen, K.-J., Biermann, S. (1997): Seehausener Dauerfeldversuche als
Grundlage für Modelle zur Stoff- und Energiebilanzierung. In: Diepenbrock, W.
[Hrsg.]: *Feldexperimentelle Arbeit als Basis pflanzenbaulicher Forschung*.
Berichte aus der Agrarwirtschaft. Shaker Verlag, S. 26-46.
- Hülsbergen, K.-J., Schmid, H. (2008): Humusbilanzen und C-Kreisläufe in
Betriebssystemen mit Bioenergieerzeugung. *KTBL-Schrift* 468, S. 151-171.
- Küstermann, B., Kainz, M., Hülsbergen, K.-J. (2008): Modeling carbon cycles and
estimation of greenhouse gas emissions from organic and conventional
farming systems. *Renewable Agriculture and Food Systems*. 23, 38-53.
- KWS (2010): Maisfläche 2009 nur leicht gestiegen. KWS SAAT AG.
<http://www.kws.de/>
- Lampkin, N. (1990): *Organic Farming*. Farming Press Books. Ipswich, GB.
- Leithold, G., Hülsbergen, K.-J., Michel, D., Schönmeier, H. (1997):
Humusbilanzierung - Methoden und Anwendung als Agrar-Umweltindikator. In:
Deutsche Bundesstiftung Umwelt [Hrsg.]: *Umweltverträgliche
Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in
Ökobilanzen*. Zeller Verlag Osnabrück, S. 43-55.

- Möller, K. (2005): Systemwirkungen einer "Biogaswirtschaft" im ökologischen Landbau: Pflanzenbauliche Aspekte, Auswirkungen auf den N-Haushalt und auf die Spurengasemissionen.
- Möller, K., G. Leithold, J. Michel, S. Schnell, W. Stinner & A. Weiske (2006): Auswirkung der Fermentation biogener Rückstände in Biogasanlagen auf Flächenproduktivität und Umweltverträglichkeit im Ökologischen Landbau. Endbericht des von der DBU geförderten Projektes AZ 15074.
- Nair, P.K., Kumar, B.M., Nair, V.D. (2009): Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 172, 10-23.
- Reinhold, G. (2007): Einfluss der Biogaserzeugung auf Rest-C im Gärrest und die Humusbilanz. Vortrag im DLG-Ausschuss-Ackerbau. Frankfurt 26.06.2007.
- Righelato, R., Spracklen, D.V. (2007): Carbon Mitigation by Biofuels or by Saving and Restoring Forests? *Science* 317, 902.
- Robertson, G.P., Paul, E.A., Harwood, R.R. (2000): Greenhouse Gases in Intensive Agriculture: Contributions of Individual Gases to the Radiative Forcing of the Atmosphere. *Science* 289, 1922-1925.
- Rossberg, R., Hartmann, K. (2007): Mehr Mais = weniger Humus? DLG-Test, August 2007, S. 24-26.
- Scharlemann, J. P. W., Laurance, W.F. (2008): How Green Are Biofuels? *Science* 319, 43-44.
- Schmid, H. (2007). Gutachten für Bewirtschaftungsalternativen von Modellbetrieben. Forschungsbericht im Auftrag der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft. Institut für nachhaltige Landwirtschaft e.V. Halle/Saale.
- Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R.A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., Tokgoz, S., Hayes, D., Yu, T.-H. (2007): Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Trough Emissions from Land-Use Change. *Science* 319, 1238-1240.
- Strebel, O., Böttcher, J., Eberle, M., Aldag, R. (1988): Quantitative und qualitative Veränderungen im A-Horizont von Sandböden nach Umwandlung von Dauergrünland in Ackerland. *Z. Pflanzenernährung und Bodenkunde* 151, 341-347.

VDLUFA (2004): VDLUFA-Standpunkt: Humusbilanzierung. Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten.

Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik (2007): Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung – Empfehlungen an die Politik. Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz.

Zah, R. et al. (2007): Ökobilanz von Energieprodukten: Ökologische Bewertung von Biotreibstoffen. Empa, St. Gallen, Switzerland.

Ableitung von Einflussfaktoren auf die Humusgehalte von Böden durch flächenbezogene Auswertung von Bodenuntersuchungsdaten

Bericht zur Teilaufgabe 6 für den VDLUFA-F&E-Bericht „Humusbilanzierung
landwirtschaftlicher Böden – Einflussfaktoren und deren Auswirkungen“

Thomas Ebertseder¹, Manfred Munzert², Dietmar Horn³, Harald Maier⁴

¹ Hochschule Weihenstephan-Triesdorf

² ehemals Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Freising

³ Bodengesundheitsdienst GmbH Ochsenfurt

⁴ Deutscher Wetterdienst, Niederlassung Weihenstephan

Zusammenfassung

Es standen Daten aus 13 Jahren von über 42 000 Proben, 8000 Betrieben und 1750 Orten aus Süd- und Mitteldeutschland für die Auswertung zur Verfügung, denen 30-jährige Klimadaten von 93 Stationen des Deutschen Wetterdienstes zugeordnet wurden. Die Daten wurden ausschließlich zum Zweck der Düngebedarfsermittlung erhoben. Von den für die Humusreproduktion relevanten Parametern konnten nur die Bodenart (leicht, mittel, schwer), die Viehhaltung der Betriebe (ja, nein), die organische Düngung im Probenahmejahr (ja, nein) sowie die Höhenlage der Betriebe in die Auswertung einbezogen werden. Weitere wichtige Parameter (z.B. Fruchtfolge) ließen sich aus den Daten ohne spekulative Annahmen nicht ableiten. Die Aussagekraft der Beziehungen zwischen Klimadaten und Humusgehalt ist aufgrund der z.T. erheblichen Abstände zwischen den Probenahme-Orten und der nächstgelegenen Wetterstation eingeschränkt.

Insgesamt verdeutlicht dies die Schwierigkeit, aus nicht gezielt für die hier durchgeführte Auswertung erhobenen Daten detaillierte und abgesicherte Aussagen abzuleiten. Wesentliche Einflussfaktoren auf die Humusreproduktion konnten in die Analysen nicht einbezogen werden. Dennoch zeigen die Ergebnisse, dass es möglich ist, auch aus solchen Datensätzen die Erkenntnisse aus gezielt angelegten Versuchen für eine große Anzahl an Standorten zu bestätigen bzw. weiterführende

Erkenntnisse abzuleiten. Dies gilt zumindest für die wenigen verwertbaren Parameter.

Die Ergebnisse für Mineralböden (bis 4% Humus, 40 776 Proben) bestätigen, dass die Bodenart mit der wichtigste Einflussfaktor auf die Humusgehalte der Böden (leicht = 1,82%, mittel = 2,12%, schwer = 2,42% Humus) ist. Die Varianzkomponentenschätzung mit den Faktoren Jahr, Bodenart, Viehhaltung und Höhenlage zeigte, dass nach der Bodenart (33 %) die Höhenlage (5,5 %) sowie die Wechselwirkung Bodenart x Höhenlage (3 %) den größten Einfluss auf den Humusgehalt haben. Das Jahr, die Viehhaltung und weitere Wechselwirkungen haben in diesem überwiegend aus Zuckerrüben anbauenden Betrieben stammenden Datenpool nur einen minimalen Einfluss auf die Humusgehalte der Böden. Ein erheblicher Varianzanteil (57 %) kann nicht erklärt werden und ist auf den nicht erfassten Einfluss der Fruchtfolge, der Bodenbearbeitung, der Bewirtschaftungsintensität u.a. zurückzuführen.

Ein deutlicher Einfluss der Höhenlage konnte erst für Standorte über 400 m ü. NN nachgewiesen werden (400 – 500 m = 2,28 %, > 500 m = 2,39 % Humus), kaum jedoch in niedrigeren Lagen (< 400 m = 2,08 – 2,11 % Humus). Dies dürfte auf eine stärkere Ausprägung klimatischer Unterschiede insbesondere in den höher gelegenen Regionen zurückzuführen sein. Es ist jedoch darauf hinzuweisen, dass die in dieser Auswertung vorgenommene Schichtung der Daten in Zonen von jeweils 100 Höhenmeter weitgehend willkürlich ist und den tatsächlichen kontinuierlichen Übergängen nur in Annäherung gerecht wird. Die "Grenze" von 400 m ist daher nur als Anhaltswert zu sehen. Außerdem konnten geländeklimatologische Effekte nicht berücksichtigt werden.

Trotz des geringen Unterschiedes der Humusgehalte in viehhaltenden und viehlosen Betrieben (Mittelwerte: ohne Viehhaltung = 2,10%, mit Viehhaltung = 2,17% Humus) war diese Differenz signifikant. Angesichts der fehlenden Angaben zur Intensität der Tierhaltung, des üblicherweise jedoch eher unterdurchschnittlichen Tierbesatzes in Zuckerrüben anbauenden Betrieben sowie der Heterogenität anderer Standorteinflüsse (z.B. Bodenart) ist es nicht verwunderlich, dass die Differenz im Vergleich zu Ergebnissen aus Dauerfeldversuchen relativ gering ist. Die Signifikanz zeigt, dass die Tierhaltung bzw. die organische Düngung (Ergebnisse für diesen Parameter nahezu identisch mit Parameter "Viehhaltung") sehr wohl einen

bedeutenden Einfluss auf die Humusgehalte der Böden haben, wenngleich nicht so dominant wie die Bodenart oder die Höhenlage bzw. dem damit verbundenen Klima.

Der Vergleich der Humusmittelwerte der Betriebe, die sich in den ersten und letzten Jahren an der Bodenuntersuchung mit gleichen Probenzahlen beteiligt haben, zeigte, dass sich der Humusspiegel im Untersuchungszeitraum (13 Jahre) nicht verschlechtert hat. Die Daten reichen zwar für eine generelle Aussage zur Humussituation deutscher Böden nicht aus, können aber zumindest für die Zuckerrübenbauggebiete Süd- und Mitteldeutschlands als Indiz für eine im Gleichgewicht befindliche Humuswirtschaft gewertet werden.

Hinsichtlich des Einflusses des Klimas auf die Humusgehalte der Mineralböden hat sich gezeigt, dass Halbjahreswerte eine deutlich höhere Aussagekraft besitzen als Jahresmittelwerte. Die Heterogenität des Datensatzes stellt ein Problem dar, das sich mit Teildatensätzen und sog. robuster Regression (LTS-Schätzung) am ehesten lösen ließ. Die Bestimmtheitsmaße für signifikante multiple Regressionen lagen zwischen 3,62% (leichter Boden mit Viehhaltung) und 15,91% (schwerer Boden und Viehhaltung). Als wichtigste Einflussfaktoren auf die Humusgehalte der Böden wurden für Mineralböden die Sommertemperatur (Mai bis Oktober), gefolgt von der Höhe der Winterniederschläge (November bis April) ermittelt. Die Klimawerte korrelierten vergleichsweise eng mit der Höhenlage.

Neben den Mineralböden wurden die Auswertungen auch für humose Böden (4,1 – 15% Humus, 1692 Proben) durchgeführt. Anmoorige und Moorböden, von denen nur 37 Proben vorlagen, wurden aufgrund der geringen Anzahl nicht in die Untersuchung einbezogen. Nicht zuletzt aufgrund der vergleichsweise geringen Anzahl an Datensätzen waren die Daten der humosen Böden wesentlich heterogener als die der Mineralböden. Die Normalverteilung war zudem viel stärker gestört als bei den Mineralböden. Varianzanalysen und Mittelwerttests waren selbst mit logarithmierten Werten nicht möglich. Für den Einfluss des Klimas auf die Humusgehalte von humosen Böden ergaben sich deutlich geringere Bestimmtheitsmaße der robusten Regression als bei Mineralböden.

Es lassen sich dennoch für die humosen Böden im Vergleich zu den Mineralböden folgende grobe Aussagen ableiten: Die Bodenart ist auf humosen Böden weniger bedeutsam für den Humusspiegel, wie auch die Viehhaltung darauf keinen wesentlichen Einfluss zu haben scheint. Insgesamt ist der Einfluss von Klima,

Standort und der betrieblichen Faktoren auf den Humusgehalt geringerer als bei Mineralböden.

Als Fazit ergibt sich aus den Untersuchungen unter der Annahme, dass in dieser großen Anzahl an Datensätzen der Bewirtschaftungseinfluss im Mittel über alle Bodenarten oder Höhenlagen gleich ist, eine deutlich unterschiedliche Reproduktionswirksamkeit der den Böden zugeführten organischen Primärsbstanzen bzw. ein deutlich unterschiedlicher kulturspezifischer Humusbedarf. Daraus lässt sich die Forderung ableiten, in die Methodik der Humusbilanzierung einen Standortbezug zu integrieren und so deren Ergebnisse im Einzelbetrieb wesentlich zu präzisieren. Die wichtigsten Standortfaktoren, die dabei zu berücksichtigen sind, sind die Bodenart (z.B. praxisgerecht gruppiert in "leicht", "mittel", "schwer"), das Klima (v. a. Sommertemperatur, Winterniederschläge) sowie für höher gelegene Betriebe die Höhenlage.

Inhaltsverzeichnis	Seite
Zusammenfassung	252
1. Hintergrund	257
2. Zielstellung	257
3. Material und Methoden	258
3.1 Datenbank der Bodengesundheitsdienst GmbH	258
3.2 Klimadaten des Deutschen Wetterdienstes	260
3.3 Statistische Verrechnung	260
4. Ergebnisse	261
4.1 Einfluss des Standortes und der organischen Düngung auf die Humusgehalte im Boden	261
4.1.1 Datenstruktur und -verteilung	261
4.1.2 Varianzkomponentenschätzung	265
4.1.3 Varianzanalyse und Mittelwertvergleiche	266
4.1.4 Entwicklung der Humusgehalte im Untersuchungszeitraum	269
4.2 Einfluss des Klimas auf die Humusgehalte im Boden in Abhängigkeit von Standort und Bewirtschaftung	270
4.2.1 Variation und Korrelationen der Klimamerkmale sowie der Höhenlage der Wetterstationen und Betriebe	270
4.2.2 Ableitung der Bedeutung einzelner Klimamerkmale für die Humusgehalte der Böden	271
5. Zusammenfassende Diskussion	276
5.1 Ergebnisse für Mineralböden (bis 4% Humus, 40 776 Proben)	277
5.2 Ergebnisse für organische Böden (> 4% Humus, 1 729 Proben)	278
6. Fazit	279

1. Hintergrund

Die Humus-Reproduktionswirksamkeit organischer Materialien sowie der Humusabbau durch den Anbau verschiedener Ackerfrüchte hängt von der standortspezifischen Umsetzungsintensität ab. Ein unterschiedliches Umsetzungsverhalten sollte auch Auswirkungen auf die Genauigkeit der Humusbilanzierung haben und müsste damit in einer Präzisierung der Methode der Humusbilanzierung berücksichtigt werden. Um den Einzelstandort diesbezüglich zu charakterisieren, ist die Kenntnis der wichtigsten standortspezifischen Einflussfaktoren notwendig. Für die praktische Anwendbarkeit einer standortbezogenen Humusbilanzierung müssen diese Faktoren für die landwirtschaftliche Praxis leicht verfügbar sein.

Die derzeit in Modellen zum Umsatz der organischen Substanz im Boden und Vorschlägen zur standortspezifischen Anpassung der Humusbilanzierung verwendeten Standort-Parameter wurden aus Dauerversuchen ermittelt. Die wichtigsten, praxismgerechten Parameter für den Humusumsatz sollten sich jedoch insbesondere auch aus einer ausreichend großen Anzahl an Humusgehalten von Praxisschlägen sowie den zugehörigen Standort- und Bewirtschaftungskennzahlen ableiten lassen. Die Humusgehalte von Böden werden bestimmt durch die Zufuhr an organischem Material und die Umsetzungsbedingungen am Standort. Dabei spielen neben den Bewirtschaftungsmaßnahmen (z.B. Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, Düngung) insbesondere die Standorteigenschaften (Boden, Klima, Relief) eine Rolle. Unter vergleichbaren Bewirtschaftungsbedingungen, die sich aus entsprechenden Datensätzen statistisch ermitteln lassen, sind unterschiedliche Humusgehalte einzelner Böden Ausdruck eines standortspezifisch unterschiedlichen Humusumsatzes.

2. Zielstellung

Ziel des Teilprojektes ist eine statistische Auswertung einer Datenbank mit Bodenuntersuchungsergebnissen sowie Standort- und Bewirtschaftungsdaten hinsichtlich der wichtigsten standortbezogenen Einflussfaktoren auf die Humusgehalte von Böden. Dabei ist zunächst die grundlegende Frage zu klären, inwieweit es überhaupt möglich ist, aus einer Datenbasis, die ausschließlich zum Zweck der Düngebedarfsermittlung erhoben wurde, gezielt Aussagen zur

Humusdynamik im Boden abzuleiten. Das übergeordnete Ziel des Teilprojekts ist, Einflussfaktoren auf die Humusgehalte zu erkennen, deren Bedeutung zu bewerten und gegebenenfalls die Notwendigkeit einer Berücksichtigung in der Methode der Humusbilanzierung abzuleiten.

3. Material und Methoden

3.1 Datenbank der Bodengesundheitsdienst GmbH

Zur Auswertung stand eine Access-Datenbank der Bodengesundheitsdienst GmbH (BGD) mit Bodenuntersuchungsergebnissen aus den Jahren 1996 bis 2008 (42 508 Datensätze) zur Verfügung. Die Daten wurden im Rahmen der von der Bodengesundheitsdienst GmbH im Auftrag der Landwirte durchgeführten EUF-Bodenuntersuchung erhoben. Sie stammen von Betrieben, die zusätzlich zur EUF-Untersuchung auch den Gehalt des Bodens an organischer Substanz analysieren ließen. In der überwiegenden Mehrzahl handelt es sich dabei um Betriebe, die Zuckerrüben anbauen und diese an die Südzucker AG vermarkten. Entsprechend stammen die Proben zum größten Teil aus den klassischen Zuckerrüben-Anbaugebieten der Bundesländer Baden-Württemberg, Bayern, Rheinland-Pfalz, Hessen, Thüringen, Sachsen, Nordrhein-Westfalen sowie dem südlichen Sachsen-Anhalt, Brandenburg und Niedersachsen (Abb. 1).

Die Datenbank enthält Angaben zu folgenden Parametern:

Betriebsdaten

- Betriebs-ID
- Ort (Name, Koordinaten)
- Höhe des Orts (ü. NN)
- Viehhaltung (ja/nein)
- Probendichte

Proben bezogene Daten

- Probenahmejahr
- Probenummer
- Anbau (Vorfrucht, Zwischenfrucht, Hauptfrucht)
- Organische Düngung (Art, Zeitpunkt)

Laborergebnisse

- Humusgehalt (C-Bestimmung nach Dumas; $\text{Humus \%} = \text{C (\%)} \times 1,72$)
- Bodenart (ermittelt aus den K- und Ca-Gehalten der EUF-Fractionen 1 und 2; BGD unveröff.)

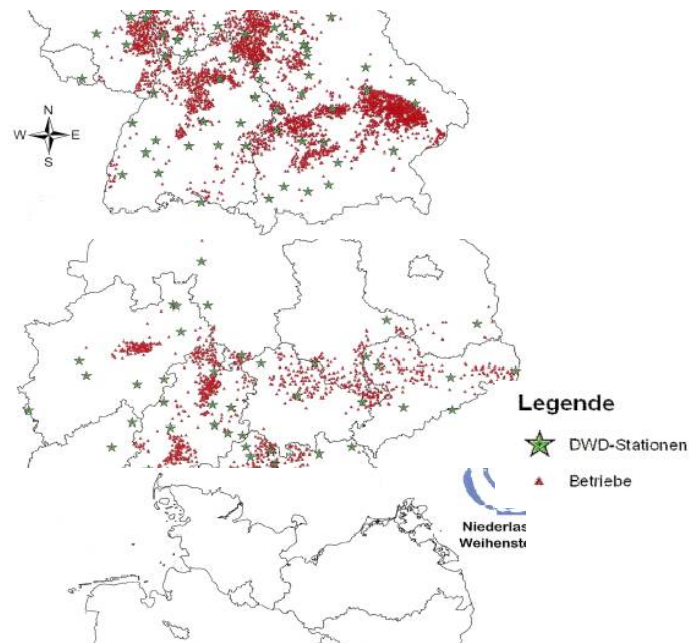


Abbildung 1: Lage der Betriebe mit Daten zum Humusgehalt einzelner Flächen in der Datenbank der Bodengesundheitsdienst GmbH sowie Lage der jeweils nächstgelegenen Wetterstationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD)

Der Datensatz wurde gruppiert nach Mineralböden ($\leq 4\%$ Humus) und humose Böden (4,1 bis 15 % Humus) und auf diese Weise getrennt analysiert. Damit sollte der unterschiedlichen Bodengenese Rechnung getragen werden. Daten von Böden mit $> 15\%$ Humus (= anmoorige und Moorböden) wurden wegen der nur geringen Probenanzahl (37) nicht berücksichtigt (Tab. 1).

Tabelle 1: Umfang der Datensätze von Mineralböden und organischen Böden in der Datenbank des BGD sowie Anzahl der zugeordneten Wetterstationen mit Klimadaten

Kriterium	Mineralböden ($\leq 4\%$ Humus)	Organische Böden ($> 4\%$ Humus)	insgesamt
Jahre	13 (1996 – 2008)	13 (1996 – 2008)	13 (1996 – 2008)
Proben	40779	1729**)	42508
Betriebe	7967	836	8115
Orte	1755	379	1785
Bundesländer	11	11	11
Klimastationen*)	90	68	93

*) Klimadaten von Wetterstationen des Deutschen Wetterdienstes, siehe 3.2

***) Davon 1692 im Bereich 4,1 – 15% Humus (humose Böden), nur diese in statistischer Auswertung berücksichtigt.

3.2 Klimadaten des Deutschen Wetterdienstes

Vom Deutschen Wetterdienst (DWD) wurden von den den jeweiligen Betrieben nächstgelegenen Wetterstationen (Abb. 1) Temperatur- (Monatsmittel) und Niederschlagsdaten (Monatssummen) der Jahre 1975 bis 2005 zur Verfügung gestellt. Daraus wurden 30-jährige Mittelwerte für Temperatur und Niederschlag errechnet, wobei sowohl Jahres- als auch Halbjahres-Mittelwerte gebildet wurden. Die Halbjahreswerte umfassen das hydrologische Sommer- (Mai bis Oktober) und Winterhalbjahr (November bis April). Jede Station ist auch mit der Stationshöhe (ü. NN) und geografischen Koordinaten ausgewiesen.

Insgesamt standen Klimadaten von 93 Wetterstationen zur Verfügung, wobei 90 Stationen den ca. 8000 Betrieben mit Bodenproben von Mineralböden sowie 68 Stationen den ca. 1700 Betrieben mit Bodenproben von humosen Böden zuordenbar waren (Tab. 1). Allein für die Mineralböden ergaben sich daraus eine mittlere Entfernung der Stationen von den Betrieben von 22,7 km sowie eine mittlere Höhendifferenz Ort-Station von -17,7 m. Dies kann (z.B. reliefbedingt) mit mehr oder weniger große Differenzen zu den tatsächlichen Klimaverhältnissen am Einzelstandort verbunden sein. Eine geostatistische Interpolation der Klimawerte und damit eine exaktere standortbezogene Zuordnung war im Rahmen der für dieses Teilprojekt zur Verfügung stehenden Mittel nicht möglich.

3.3 Statistische Verrechnung

Die Verrechnung der Daten erfolgte mit dem Softwarepaket SAS (Version 9.1). Spezielle Auswertungsmethoden sind unter 4 im Text bzw. als Fußnote der jeweiligen Ergebnis-Tabellen und -Abbildungen angegeben.

Es wurden die in Tabelle 2 aufgeführten Merkmale berücksichtigt. Weitere in der Datenbank verfügbare Merkmale sind entweder redundant oder für eine Auswertung nicht aussagekräftig. Die Möglichkeit, daraus Merkmale, die für den Humusumsatz relevant sind (z.B. Fruchtfolge) abzuleiten, wurde geprüft, jedoch aufgrund der dafür notwendigen weit reichenden Annahmen als spekulativ und damit als nicht brauchbar verworfen.

Zu beachten ist, dass die kleinste Bezugseinheit der Betrieb und nicht der Schlag ist.

Tabelle 2: Für die statistische Auswertung verwendete Merkmale

Identifikationsmerkmale	Betriebliche Merkmale	Bodenmerkmale	Klimamerkmale (30-jähriges Mittel)
Betriebs-ID	Viehhaltung	Bodenart	Sommerniederschläge
Hauptort	Organische Düngung	Humusgehalt	Winterniederschläge
Bundesland	Höhe Ort ü. NN		Jahresniederschläge
Proben-Nr.	Höhe Klimastation ü. NN		Sommermitteltemperatur
Probenjahr	Entfernung Ort - Klimastation		Wintermitteltemperatur
Klimastation			Jahresmitteltemperatur

4. Ergebnisse

4.1 Einfluss des Standortes und der organischen Düngung auf die Humusgehalte Boden

4.1.1 Datenstruktur und -verteilung

Die Datenbank umfasst knapp 40 800 Datensätze von Mineralböden sowie knapp 1 700 Datensätze von humosen Böden. Die Übersicht in Tabelle 3 lässt für Mineralböden bereits erkennen, dass Jahreseffekte kaum, dagegen größere Effekte der Bodenart und gewisse der Viehhaltung und der Höhenlage vorliegen. Die Höhenlage bezieht sich auf den für den Betrieb angegebenen Hauptort. Die Schichtung der Höhenlage in 5 Klassen ist nicht in der Struktur der Datenbank vorgegeben, sondern wurde im Rahmen der Datenanalyse im Nachhinein vorgenommen.

Die Humuswerte der Mineralböden weisen insbesondere eine Wölbung (Kurtosis) auf (Abb. 2), die auch durch Logarithmierung der Werte nicht wesentlich beseitigt werden kann (Abb. 3). Insgesamt liegt bei beiden Merkmalen keine Normalverteilung vor, wobei aber die Abweichungen nicht sehr groß sind und insbesondere der F-Test der Varianzanalyse dadurch nicht wesentlich gestört wird.

Für humose Böden ist die geringe jährliche Probenzahl zu beachten (Tab. 3), die auf eine unsicherere Mittelwertbildung durchschlägt. Auch die Effekte der Bodenart, Viehhaltung und Höhenlage scheinen weniger ausgeprägt zu sein.

Die Normalverteilung der Humuswerte der humosen Böden ist wesentlich stärker gestört als bei den Mineralböden (Abb. 4). Die Logarithmierung führte zu einer etwas, aber nicht entscheidend besseren Annäherung an eine

Normalverteilung (Abb. 5). Die statistische Auswertung ist deshalb unter Vorbehalt zu sehen.

Tabelle 3: Überblick über die Datensätze mit Mineralböden und humosen Böden

Faktor/ Stufen	Mineralböden (bis 4,04% Humus)					Humose Böden (4,1 – 15% Humus)				
	Anzahl	Humus (%)				Anzahl	Humus (%)			
		Mittel	Median	Min.	Max.		Mittel	Median	Min.	Max.
Beprobungsjahr										
1996	2706	2,12	2,03	0,37	4,04	89	5,66	4,91	4,05	14,23
1997	4444	2,15	2,05	0,83	4,04	201	5,82	5,20	4,05	14,86
1998	3171	2,10	2,01	0,45	4,04	122	5,74	5,17	4,06	13,62
1999	2632	2,09	2,00	0,79	4,04	97	5,74	5,08	4,06	11,61
2000	2621	2,07	1,98	0,51	4,04	84	6,02	5,15	4,06	15,02
2001	2584	2,12	2,02	0,59	4,04	111	5,72	4,93	4,05	13,54
2002	2317	2,09	2,01	0,57	4,04	82	5,49	4,83	4,05	11,10
2003	2065	2,08	1,99	0,79	4,02	79	5,35	5,10	4,07	11,22
2004	2126	2,15	2,06	0,71	4,04	88	5,54	5,06	4,05	10,54
2005	5197	2,14	2,06	0,48	4,03	241	5,59	4,95	4,05	13,38
2006	3831	2,14	2,06	0,60	4,02	180	6,05	5,51	4,06	15,04
2007	3823	2,16	2,07	0,47	4,03	181	5,64	4,92	4,07	14,24
2008	3262	2,13	2,07	0,52	4,02	137	5,44	4,93	4,05	12,09
Bodenarten-Gruppe										
leicht	4876	1,82	1,80	0,45	3,96	43	5,26	4,76	4,05	11,80
mittel	30080	2,12	2,03	0,38	4,04	1167	5,72	5,07	4,05	15,04
schwer	5823	2,42	2,29	0,37	4,04	482	5,67	5,10	4,05	14,81
Viehhaltung										
ohne	27974	2,10	2,02	0,45	4,04	1164	5,69	5,10	4,05	14,86
mit	12805	2,17	2,08	0,37	4,04	528	5,70	5,00	4,05	15,04
Höhenlage										
< 201 m	9496	2,09	2,02	0,48	4,04	1164	5,69	5,10	4,05	14,86
201-300 m	9169	2,11	2,06	0,37	4,04	528	5,70	5,00	4,05	15,04
301-400 m	15790	2,08	1,98	0,45	4,04	1164	5,69	5,10	4,05	14,86
401-500 m	5016	2,28	2,17	0,57	4,04	528	5,70	5,00	4,05	15,04
> 500 m	1308	2,39	2,29	1,37	4,02	1164	5,69	5,10	4,05	14,86
Insgesamt	40779	2,12	2,04	0,37	4,04	1692	5,70	5,07	4,05	15,04

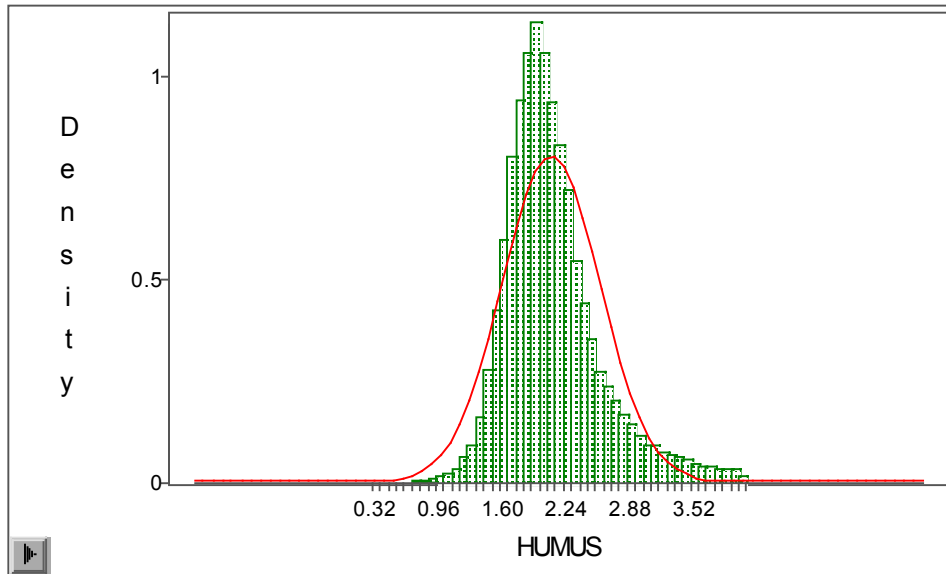


Abbildung 2: Deskriptive Statistik für die Humusgehalte (%) in Mineralböden:

N = 40779; Mittelwert = 2,12; Median = 2,04; Std.Abw. = 0,50

Schiefe = 1,09; Kurtosis = 1,86

$P > D < 0,01$ (Kolmogorov – Smirnov); gilt auch für Verteilung der Residuen

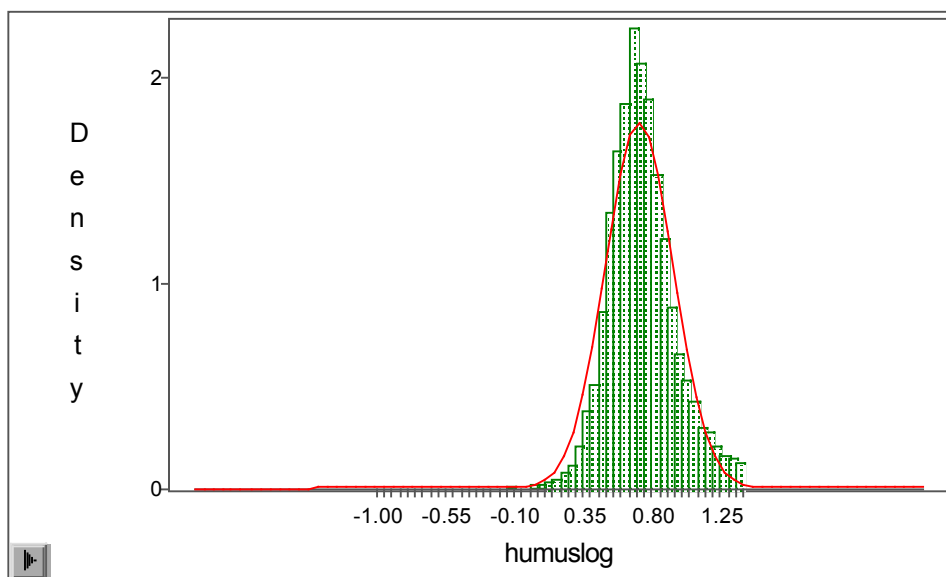


Abbildung 3: Deskriptive Statistik für die logarithmierten Humusgehalte in Mineralböden:

N = 40779; Mittelwert = 0,73; Median = 0,71; Std.Abw. = 0,22

Schiefe = 0,12; Kurtosis = 1,54

$P > D < 0,01$ (Kolmogorov – Smirnov); gilt auch für Verteilung der Residuen

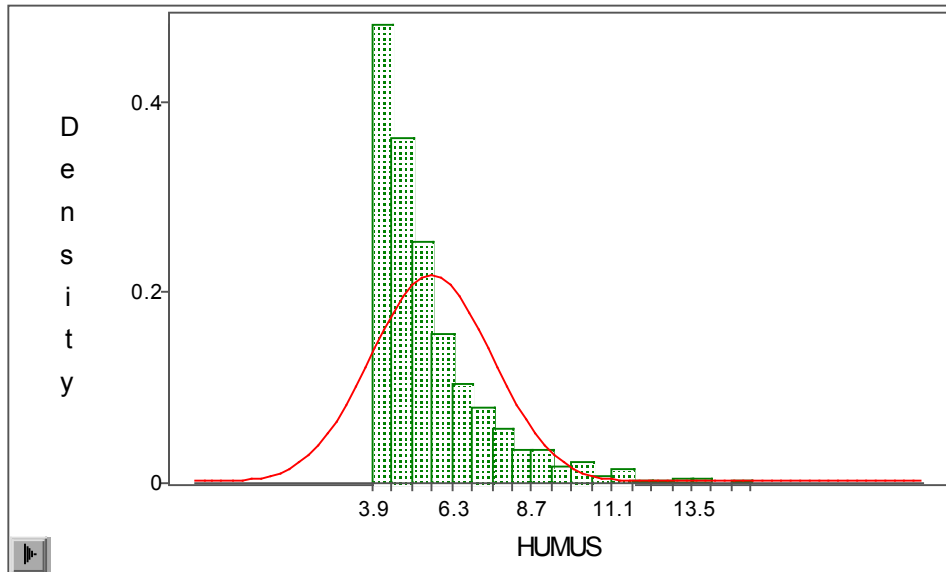


Abbildung 4: Deskriptive Statistik für die Humusgehalte (%) in humosen Böden:

N = 1692; Mittelwert = 5,70; Median = 5,07; Std.Abw. = 1,84

Schiefte = 2,03; Kurtosis = 4,77

$P < W < 0,0001$ (Shapiro – Wilk); gilt auch für Verteilung der Residuen

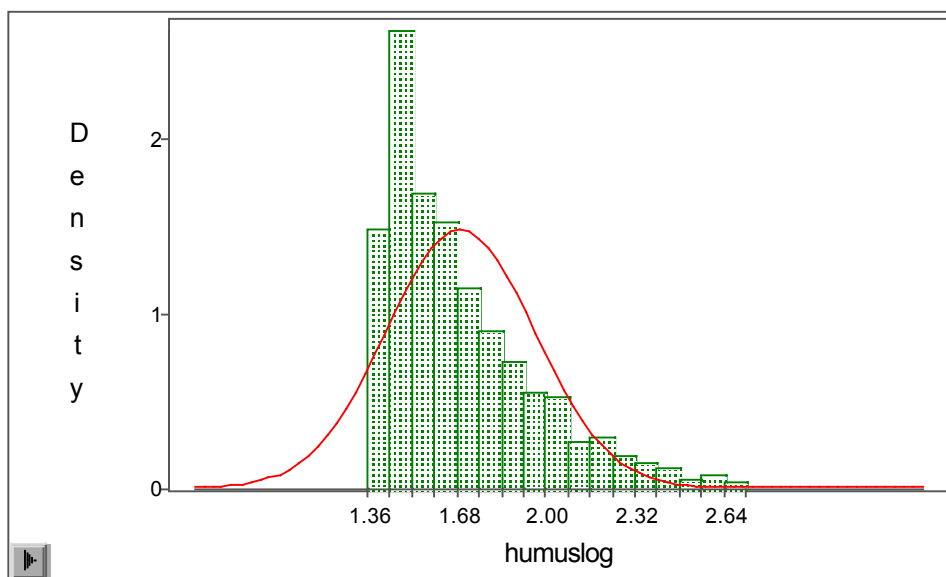


Abbildung 5: Deskriptive Statistik für die logarithmierten Humusgehalte in humosen Böden:

N = 1692; Mittelwert = 1,70; Median = 1,62; Std.Abw. = 0,27

Schiefte = 1,24; Kurtosis = 1,16

$P < W < 0,0001$ (Shapiro – Wilk); gilt auch für Verteilung der Residuen

4.1.2 Varianzkomponentenschätzung

Sinn der Varianzkomponentenschätzung ist, die wesentlichen Einflussfaktoren im Datensatz herauszuarbeiten. Der Datensatz konnte nur nach Jahr, Bodenarten-Gruppe, Viehhaltung und Höhenlage geschichtet werden. Möglich wäre auch noch gewesen, die organische Düngung im Probenahmejahr (ja/nein) zu verwenden. Da dieses Kriterium aber weniger aussagekräftig ist (Repräsentativität für langjährige Düngepraxis unsicher) und wohl auch von der Viehhaltung mit abgedeckt wird (siehe 4.1.3), wurde es hier nicht berücksichtigt.

Als bedeutendster Einflussfaktor auf die Humusgehalte der Mineralböden erwies sich die Bodenart (Tab. 4), gefolgt von der Höhenlage. Die Viehhaltung hat demgegenüber nur vergleichsweise geringe Effekte. Dabei ist darauf hinzuweisen, dass in der Datenbank keine Angaben zur Intensität der Tierhaltung vorhanden sind, sondern nur, ob der Betrieb Tiere hält oder nicht. Zudem stammen die meisten Proben aus Zuckerrüben anbauenden Betrieben, die üblicherweise eher keine sehr intensive Tierhaltung aufweisen.

Wechselwirkungen zwischen einzelnen Faktoren konnten im Wesentlichen nur zwischen der Bodenart und der Höhenlage nachgewiesen werden (Tab. 4). Im nicht erklärbaren Rest (ca. 57%) sind sicherlich im Datensatz nicht erfasste Effekte wie Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, Bewirtschaftungsintensität, Messungenauigkeit im Labor u.ä. enthalten. Die Logarithmierung der Humusgehalte führte praktisch zu identischen Ergebnissen (Tab. 4).

Für die humosen Böden (Humusgehalte 4,1 bis 15 %) ist die Varianzkomponentenschätzung schon aus statistischen Gründen (geringe Probenzahl, gestörte Normalverteilung) zweifelhaft. Selbst für die etwas besser normalverteilten logarithmierten Humuswerte errechnete sich für den nicht erklärbaren Rest ein Varianzanteil von 92,09 %. Dieser Wert konnte auch durch die Eingrenzung der Proben auf solche mit nur vergleichsweise niedrigen Humusgehalten (4,1 und 8%) nicht nennenswert verbessert werden (Varianzanteil nicht erklärbarer Rest: 87,05%). Bei nichtlogarithmierten Werten waren die Varianzanteile des nicht erklärbaren Rests noch höher. Trotz der mangels Normalverteilung grundsätzlich problematischen Varianzkomponentenschätzung scheint dieses Ergebnis aber auch darauf hinzudeuten, dass auf humosen Böden die

Faktoren Bodenart, Viehhaltung und Höhenlage weniger humusprägend sind als auf Mineralböden.

Tabelle 4: Varianzkomponentenschätzung für die Humusgehalte von Mineralböden.

Methode: Restricted Maximum-Likelihood-Methode (REML); alle Faktoren zufällig.

Ursache	Varianzanteile (%)	
	Humus	log (Humus)
Jahr = J	0,09	0,07
Bodenart = B	32,44	33,56
Viehhaltung = V	0,23	0,39
Höhenlage = H	5,81	5,41
J*B	0,11	0,16
J*V	0,06	0,10
J*H	0,07	0,06
B*V	0,05	0,15
B*H	3,43	2,61
V*H	0,36	0,31
J*B*V	0	0
J*V*H	0,22	0,19
J*B*H	0,04	0,09
B*V*H	0,03	0,12
J*B*V*H	0,18	0,26
Rest	56,87	56,53
Summe	100	100

4.1.3 Varianzanalyse und Mittelwertvergleiche

Die Varianzanalyse ist die Grundlage für Mittelwertvergleiche. Signifikante F-Werte liegen vor für Bodenart, Viehhaltung, Höhenlage und die Wechselwirkungen Bodenart x Höhenlage sowie Viehhaltung x Höhenlage. Zu diesen Einflussgrößen sind die Mittelwerte in den Tabellen 7 und 8 aufgeführt. Die logarithmierten Humuswerte führten zu sehr ähnlichen Ergebnissen wie die Prozentwerte (Tab. 5). Dies spricht für die Aussagekraft der Ergebnisse mit Realwerten.

Der Austausch von „Viehhaltung (ja/nein)“ mit „organ. Düngung (ja/nein)“ führte zu gleichen Schlussfolgerungen (Tab. 6). Die Betriebe, die im Jahr der Probenahme organische Dünger ausgebracht haben, sind offensichtlich weitestgehend identisch mit den viehhaltenden Betrieben.

Der Mittelwertvergleich ergab aufgrund der großen Anzahl der Werte z.T. signifikante Differenzen zwischen den Höhenlagen bis 400 m (Tab. 7). Diese Differenzen sind jedoch insgesamt gering und sollten nicht überinterpretiert werden. Ein Einfluss der Höhenlage auf die Humusbildung dürfte erst ab 400 m aufwärts von Bedeutung sein. Die geringen, jedoch signifikanten Unterschiede bis 400 m lassen sich nicht erklären. Bei Beurteilung der Mittelwertdifferenzen mit logarithmierten Humuswerten ergaben sich die gleichen signifikanten Unterschiede (einzige Ausnahme: Mittelwert für <201m = d statt cd).

Tabelle 5: F-Test der fixen Effekte der Varianzanalyse zum Einfluss von Bodenart, Viehhaltung und Höhenlage auf die Humusgehalte bzw. logarithmierten Humusgehalte von Mineralböden

Ursache	Humus (%)				log (Humus)			
	FG-Z	FG-N	F	P>F	FG-Z	FG-N	F	P>F
Bodenart = B	2	26,7	491,92	<0,0001	2	27,0	567,03	<0,0001
Viehh. = V	1	13,0	18,85	0,0008	1	12,9	24,16	0,0003
Höhenlage = H	4	51,9	52,25	<0,0001	4	52,3	47,28	<0,0001
B x V	2	26,0	0,39	0,6818	2	25,9	1,01	0,3791
B x H	8	114,9	21,00	<0,0001	8	114,9	20,62	<0,0001
V x H	4	48,9	6,14	0,0004	4	49,05	5,09	0,0016
B x V x H	8	103,2	1,17	0,3216	8	103,2	1,98	0,0561

Varianzmodell: Faktoren: Jahr; Bodenart; Viehhaltung; Höhenlage
zufällig: Jahr und alle Interaktionen mit Jahr sowie Rest
fix: Bodenart, Viehhaltung, Höhenlage und alle Interaktionen zwischen diesen Faktoren

Die drei Bodenarten-Gruppen unterscheiden sich jeweils signifikant in den Humusgehalten, wobei die Differenzen mit jeweils absolut 0,3 % deutlich sind (Tab. 7).

Der Einfluss der Viehhaltung ist mit einer Differenz von 0,07 % Humus insgesamt vergleichsweise gering, jedoch signifikant (Tab. 7). Die Tatsache, dass es sich hier um Proben aus Praxisbetrieben mit jeweils sehr unterschiedlichen Standortbedingungen (z.B. Bodenart, Höhenlage) handelt und nicht um Paarvergleiche aus Exaktversuchen, dürfte eine wesentliche Ursache für die geringe Differenz sein. Eine weitergehende Bewertung der Differenz ist aufgrund der fehlenden Angabe der jeweiligen Intensität der Viehhaltung nicht möglich.

Berücksichtigt man in der Analyse den Faktor organische Düngung statt des Faktors Viehhaltung, ergeben sich identische Aussagen (Tab. 8).

Tabelle 6: F-Test der fixen Effekte der Varianzanalyse zum Einfluss von Bodenart, organische Düngung und Höhenlage auf die Humusgehalte bzw. logarithmierten Humusgehalte von Mineralböden

Ursache	Humus (%)				log (Humus)			
	FG-Z	FG-N	F	P>F	FG-Z	FG-N	F	P>F
Bodenart=B	2	28,5	489,69	<0,0001	2	28,7	532,32	<0,0001
Org. Düng.=O	1	15,7	16,97	0,0008	1	14,9	18,49	0,0006
Höhenlage = H	4	52,8	61,38	<0,0001	4	52,9	54,08	<0,0001
B x O	2	37,4	1,58	0,2186	2	36,4	1,75	0,1885
B x H	8	116,0	25,76	<0,0001	8	115,7	25,34	<0,0001
O x H	4	55,8	8,01	<0,0001	4	54,8	6,48	0,0002
B x O x H	8	116,5	1,28	0,2613	8	115,2	1,91	0,0655

Varianzmodell: Faktoren: Jahr; Bodenart; organische Düngung; Höhenlage

zufällig: Jahr und alle Interaktionen mit Jahr sowie Rest

fix: Bodenart, organische Düngung, Höhenlage und alle Interaktionen zwischen diesen Faktoren

Tabelle 7: Einfluss von Bodenart, Viehhaltung und Höhenlage auf die Humusgehalte (%) von Mineralböden

	Höhenlage (m)					Mittel
	<201	201-300	301-400	401-500	>500	
Bodenart						
leicht	1,83	1,89	1,75	1,81	2,03	1,82 c
mittel	2,10	2,08	2,07	2,28	2,42	2,12 b
schwer	2,41	2,28	2,43	2,76	2,96	2,42 a
Viehhaltung						
ohne	2,10	2,10	2,05	2,23	2,40	2,10 b
mit	2,07	2,13	2,14	2,36	2,38	2,17 a
Mittel	2,09 cd	2,11 c	2,08 d	2,28 b	2,39 a	2,12

Basis: Varianzanalyse mit Jahre (zufällig), Bodenart, Viehhaltung, Höhenlage (fix)

FG = Methode Satterthwaite

Mittelwerttest Tukey ($\alpha = 5\%$): Mittelwerte mit gleichem Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant.

Tabelle 8: Einfluss von Bodenart, organische Düngung und Höhenlage auf die Humusgehalte von Mineralböden

	Höhenlage (m)					Mittel
	<201	201-300	301-400	401-500	>500	
Bodenart						
leicht	1,83	1,89	1,75	1,81	2,03	1,82 c
mittel	2,10	2,08	2,07	2,28	2,42	2,12 b
schwer	2,41	2,28	2,43	2,76	2,96	2,42 a
organische Düngung						
ohne	2,11	2,10	2,05	2,20	2,41	2,10 b
mit	2,06	2,13	2,14	2,37	2,37	2,17 a
Mittel	2,09 cd	2,11 c	2,08 d	2,28 b	2,39 a	2,12

Basis: Varianzanalyse mit Jahre (zufällig), Bodenart, organische Düngung, Höhenlage (fix)

FG = Methode Satterthwaite

Mittelwerttest Tukey ($\alpha = 5\%$): Mittelwerte mit gleichem Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant.

4.1.4 Entwicklung der Humusgehalte im Untersuchungszeitraum

Obwohl der nur 13-jährige Untersuchungszeitraum zu kurz für aussagekräftige Humus-Trendanalysen sein dürfte, wurde versucht, zu klären, ob sich Hinweise auf eine sich ändernde Humussituation finden. Da keine Schlag bezogenen Daten vorliegen, musste diese Analyse wiederum auf Betriebsebene vorgenommen werden.

Es wurden zunächst die Betriebe aus dem Datensatz herausgefiltert, die sich sowohl 1996 (Untersuchungsbeginn) als auch 2008 (Untersuchungsende) an der Bodenuntersuchung beteiligten. Weiter wurde differenziert nach Betrieben mit mindestens 1 Bodenprobe (= Betriebe >0 Proben) bis mindestens 6 Proben in beiden Jahren (= Betriebe >5 Proben). Die Differenz der Humusmittelwerte beider Vergleichsgruppen wurde auf Signifikanz mit dem t-Test überprüft; außerdem war die Gleichheit der Varianzen beider Gruppen mit dem F-Test nach Satterthwaite zu klären.

Dieser Vergleich wurde außerdem auf einer noch breiteren Basis vorgenommen, indem nach gleichem Verfahren die Jahre 1996-1998 den Jahren 2006-2008 gegenübergestellt wurden (Tab. 9).

Wie Tabelle 9 zeigt, sind sowohl auf Basis Einzeljahresvergleich (1996 : 2008) als auch auf Basis Dreijahresvergleich (1996-98 : 2006-08) in keinem Einzelfall signifikante Mittelwertdifferenzen festzustellen. Es ist auch über die Probenzahl pro

Betrieb hinweg keine Tendenz in Richtung Verschlechterung oder Verbesserung der Humusgehalte zu beobachten. Außerdem bestätigte sich in allen Fällen Gleichheit der Varianzen der Vergleichsgruppen (in Tab. 9 nicht dargestellt). Mithin kann gefolgert werden, dass sich die Humussituation im Untersuchungsgebiet global gesehen nach 13 Jahren nicht verändert hat.

Tabelle 9: Betriebsbezogener Vergleich der Humusgehalte in den Jahren 1996 und 2008 bzw. 1996-1998 und 2006-2008; nur Mineralböden

Proben pro Betrieb	Vergleich 1996 mit 2008				Vergleich 1996-98 mit 2006-08			
	Anzahl Betriebe	Humusmittelwert (%) 1996	Humusmittelwert (%) 2008	t-Wert für Diff.	Anzahl Betriebe	Humusmittelwert (%) 1996	Humusmittelwert (%) 2008	t-Wert für Diff.
>0	169	2,12	2,11	0,20 n.s.	1554	2,09	2,10	-0,48 n.s.
>1	77	2,05	2,02	0,36 n.s.	780	2,09	2,08	0,28 n.s.
>2	34	2,11	2,06	0,49 n.s.	352	2,09	2,07	0,77 n.s.
>3	17	2,11	2,10	0,10 n.s.	180	2,06	2,07	-0,12 n.s.
>4	6	1,88	2,01	-0,87 n.s.	107	2,05	2,06	-0,17 n.s.
>5	5	1,91	2,02	-0,88 n.s.	68	2,01	2,01	-0,19 n.s.

1. n.s.: nicht signifikant ($P > 10\%$)

4.2 Einfluss des Klimas auf die Humusgehalte im Boden in Abhängigkeit von Standort und Bewirtschaftung

4.2.1 Variation und Korrelationen der Klimamerkmale sowie der Höhenlage der Wetterstationen und Betriebe

Die Mehrzahl der Probenahme-Orte (siehe 3.1, Abb. 1) lag in Regionen mit vergleichsweise hohen Temperaturen (mittleres Jahresmittel: 8,7 °C) und Niederschlägen (mittleres Jahresmittel: 813 mm), wobei insbesondere die Temperaturen standortspezifisch stark variierten (Variationskoeffizienten: 7,8 bis 39,7 %, Tab. 10). Erwartungsgemäß korrelieren die Werte für das Sommer- und Winterhalbjahr sowie die Jahresmittelwerte sehr eng. Relativ enge Korrelationen bestehen ebenfalls erwartungsgemäß zwischen der Höhe der Wetterstation und den Temperaturen, weniger enge dagegen zwischen der Stationshöhe und den Niederschlägen. Letzteres gilt insbesondere für die Winterniederschläge, die naturgemäß deutlich geringer ausfallen als die Sommerniederschläge. Bedingt durch die Distanzen zwischen Wetterstationen und Probenahme-Orten (Höhe, Entfernung;

siehe auch 3.2) waren die Korrelationen der Klimadaten mit der Höhenlage der Orte deutlich weniger eng als mit der Wetterstationen (Tab. 10).

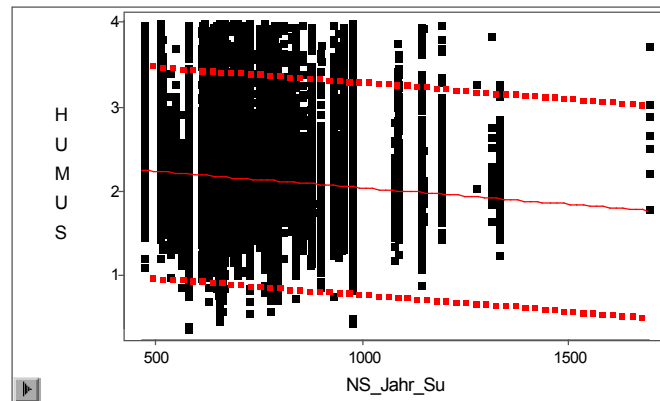
Tabelle 10: Mittelwerte, Variationskoeffizienten (VK %) und Korrelationen (N=93) der mittleren Niederschlagssummen (NS) und Durchschnittstemperaturen im hydrologischen Winter- (Wi) und Sommer-Halbjahr (So) bzw. im Gesamtjahr sowie Höhenlage der Orte bzw. Wetterstationen

	Merkmale		Spearman-Korrelation zwischen den Merkmalen						
	Mittel	VK %	2	3	4	5	6	7	8
1 Wi-NS mm	372,7	33,0	0,75	0,93	-0,23 ¹	-0,47	-0,34	0,14 ²	0,38
2 So-NS mm	440,4	24,3		0,93	-0,39	-0,41	-0,40	0,45	0,61
3 Jahr-NS mm	813,1	26,1			-0,35	-0,49	-0,42	0,33	0,55
4 Wi-Temp °C	3,01	39,7				0,86	0,96	-0,64	-0,83
5 So-Temp °C	14,40	7,8					0,96	-0,47	-0,76
6Jahr-Temp °C	8,70	12,9						-0,58	-0,82
7 Orts-Höhe m	303,0	50,7							0,78
8 Stat.-Höhe m	351,3	58,5							

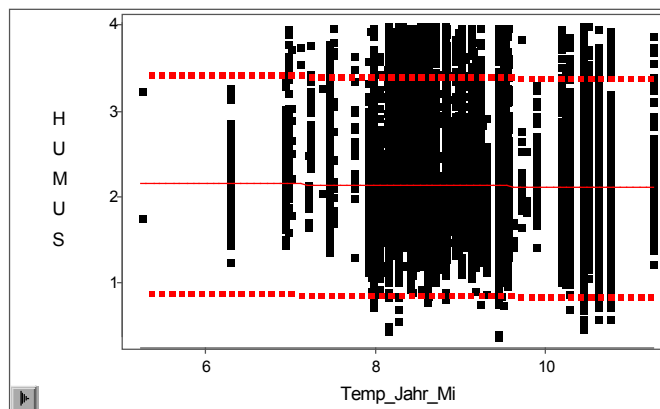
¹ P = 0,024; ² P = 0,171; sonst P < 0,001

4.2.2 Ableitung der Bedeutung einzelner Klimamerkmale für die Humusgehalte der Böden

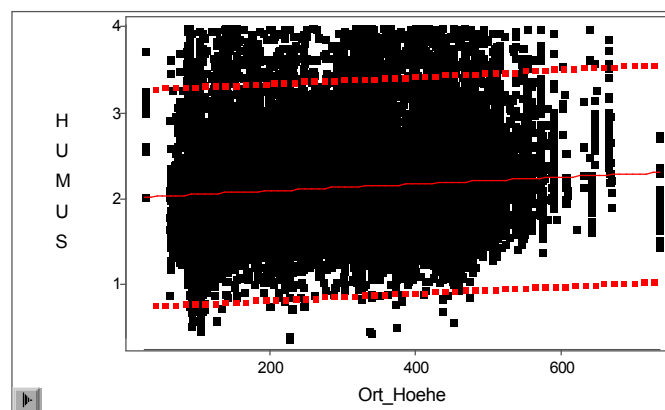
Zur Ermittlung der Bedeutung einzelner Klimamerkmale für die Humusgehalte der Böden wurden Regressionsanalysen durchgeführt. Alle Regressionen „leiden“ unter Inhomogenität, d.h. im Datensatz der Mineralböden (N=40776) befinden sich zahlreiche Einflussfaktoren, die die Beziehung zwischen beiden Merkmalen stören (Ausreißer). Beispielhaft ist das in Abbildung 6 für die Merkmale "Summe der Jahresniederschläge", "Jahresdurchschnittstemperatur" und "Höhenlage der Probennahme-Orte" dargestellt. Zur Verbesserung der Aussagekraft der Regressionsanalysen wurden daher Teildatensätze gebildet (je Bodenart, Viehhaltung) und als Auswertungsmethode neben dem parametrischen Verfahren auch „robuste“ Regressionen gerechnet. Hierbei wird der Einfluss der Ausreißer auf die Regression eingedämmt (verminderte Gewichtung der Ausreißer).



A): $\text{Humus}_{\%} = 2,425 - 0,0004 \cdot \text{NS_Jahr}$; $B = 1,76\%$ h.s.; $N = 40776$



B): $\text{Humus}_{\%} = 2,1927 - 0,0079 \cdot \text{Temp_Jahr}$; $B = 0,02\%$ h.s.; $N = 40776$



C): $\text{Humus}_{\%} = 2,0028 + 0,004 \cdot \text{Höhe}$; $B = 0,89\%$ h.s.; $N = 40776$

Abbildung 6: Regressionen zwischen dem Humusgehalt der Böden und A) der Summe der Jahresniederschläge, B) der Jahresdurchschnittstemperatur sowie C) der Höhenlage der Probenahme-Orte.

Punktierte Linien: 99%-Vertrauensintervall für die Einzelwerte

Beim parametrischen Verfahren wurde die schrittweise aufbauende Regression und bei der robusten Regression der multiple Ansatz gewählt, wobei bei allen beteiligten x-Variablen mindestens 5%-Irrtumswahrscheinlichkeit gefordert wurde. Die robuste Regression erfolgte nach dem LTS-Verfahren (least trimmed squares), das besonders auf die Ausreißer im x-Kovariablenraum eingeht. Außerdem setzt die robuste Regression keine Homogenität der Varianzen voraus, die in diesen Datensätzen i.d.R. nicht vorliegt. Es sollten daher die Ergebnisse der robusten Regression bevorzugt beachtet werden.

Aus der in Tabelle 11 angegebenen Reihenfolge der Bedeutung der Klimaparameter für die Humusgehalte der Mineralböden wird deutlich, dass v. a. die mittlere Sommertemperatur (Merkmal 5) und die Winterniederschläge (Merkmal 2) die Humusgehalte der Böden prägen.

Für humose Böden wurde diese Auswertung mit logarithmierten Humuswerten durchgeführt, um dem Problem fehlender Normalverteilung etwas zu begegnen. Es zeigte sich, dass die Humusgehalte humoser Böden i.d.R. weniger vom Klima beeinflusst sind als die von Mineralböden. Bedeutendste Klimaparameter für die Humusgehalte dieser i.d.R. stärker Grundwasser beeinflussten Böden sind die Niederschläge, insbesondere die Sommerniederschläge. Die Höhenlage tritt öfters als einflussreiches Merkmal auf (Tab. 11).

Für die in Tabelle 11 und 12 dargestellten Analysen wurden die Parameter "Jahresniederschlagsmenge" und "Jahresdurchschnittstemperatur" nicht einbezogen, sondern die entsprechenden Halbjahreswerte verwendet. Trotz der engen Korrelation (Tab. 10) beschreiben Ganzjahreswerte den Einfluss des Klimas auf die Humusgehalte der Böden deutlich weniger gut als Halbjahreswerte. Tabelle 13 verdeutlicht dies für Mineralböden anhand des Vergleichs von Bestimmtheitsmaßen und Ausreißeranteilen der robusten Regression.

Tabelle 11: Einfluss der Höhenlage und Klimamerkmale (Halbjahreswerte) auf den Humusgehalt der Mineralböden (bis 4,04% Humus) in Betrieben ohne und mit Viehhaltung, ermittelt mit parametrischer und robuster Regression

Datensatz	N	Parametr. Regression	Robuste Regression		Reihenfolge der Bedeutung der Parameter ¹	
		Bestimmtheitsmaß	Bestimmtheitsmaß	Ausreißer	Param. ² Regression	Robuste ² Regression
		%	%	%		
Alle Böden, über Viehh.	40776	4,93**	10,69**	5,28	2, 5, 1, 4	5, 4, 2, 1, 3
Leichte Böden, ohne Viehh.	3233	6,39**	6,87**	2,97	5, 2, 4	5, 2, 4
Leichte Böden, mit Viehh.	1641	4,30**	3,62**	3,47	5, 1, 4, 2, 3	5, 4, 2, 3
Mittlere Böden, ohne Viehh.	20674	4,83**	13,31**	5,81	2, 5, 3, 4, 1	5, 2, 4, 1, 3
Mittlere Böden, mit Viehh.	9405	5,05**	8,62**	5,74	1, 2, 5, 4, 3	2, 5, 1, 4
Schwere Böden, ohne Viehh.	4065	6,84**	11,70**	4,58	5, 2, 3, 4	2, 5, 4, 3, 1
Schwere Böden, mit Viehh.	1758	9,78**	15,91**	4,66	1, 5, 2, 4	5, 1, 4, 2, 3

¹ 1=Höhenlage (m), 2=Winterniederschläge (mm), 3=Sommerniederschläge (mm), 4=Wintermitteltemperatur (°C), 5=Sommermitteltemperatur (°C);

² Für alle aufgeführten Parameter gilt: P-Wert <5%

Tabelle 12: Einfluss der Höhenlage und Klimamerkmale (Halbjahreswerte) auf die logarithmierten Humusgehalte der humosen Böden (4,1 – 15% Humus), ermittelt mit parametrischer und robuster Regression

Datensatz	N	Parametr. Regression	Robuste Regression		Reihenfolge der Bedeutung der Parameter ¹	
		Bestimmtheitsmaß %	Bestimmtheitsmaß %	Ausreißer %	Param. ² Regression	Robuste ² Regression
Alle Böden, über Viehh.	1692	4,05**	4,47**	6,26	1, 3, 5, 4, 2	3, 5, 1, 2
Leichte Böden, ohne Viehh.	31	n.s.	31,10**	9,68	-	1, 3, 2
Leichte Böden, mit Viehh.	12	n.s.	n.s.	-	-	-
Mittlere Böden, ohne Viehh.	817	4,07**	3,94**	7,10	1, 5, 2, 4	1, 3, 5
Mittlere Böden, mit Viehh.	350	4,22**	15,21**	8,29	3, 2	3, 4, 2
Schwere Böden, ohne Viehh.	316	15,94**	14,10**	3,80	3, 2	3, 4, 2, 5
Schwere Böden, mit Viehh.	166	7,77**	10,66**	3,61	1, 5, 4	4, 5

¹ 1=Höhenlage (m), 2=Winterniederschläge (mm), 3=Sommerniederschläge (mm), 4=Wintermitteltemperatur (°C), 5=Sommermitteltemperatur (°C);

² Für alle aufgeführten Parameter gilt: P-Wert <5%

Tabelle 13: Vergleich der Bestimmtheitsmaße und Ausreißeranteile der robusten Regression der Humusgehalte von Mineralböden und Klimamerkmale bei Verwendung von halbjährigen bzw. Jahres-Klimawerten*)

Datensatz	Bestimmtheitsmaße (B)		Ausreißer (%)	
	Halbjahresw.	Jahreswerte	Halbjahresw.	Jahreswerte
Alle Böden, über Viehh.	10,69	7,80	5,28	5,19
Leichte B., ohne Viehh.	6,87	3,22	2,97	2,78
Leichte B., mit Viehh.	3,62	2,39	3,47	3,47
Mittlere B., ohne Viehh.	13,31	10,15	5,81	5,72
Mittlere B., mit Viehh.	8,62	6,84	5,74	5,72
Schwere B., ohne Viehh.	11,70	8,22	4,58	4,75
Schwere B., mit Viehh.	15,91	9,18	4,66	4,49

*) Halbjahreswerte: siehe Tabelle 11 bzw. 12,
Jahreswerte: Höhenlage (m), Niederschlagssumme (mm), mittlere Temperatur (°C)

5. Zusammenfassende Diskussion

Es standen Daten aus 13 Jahren von über 42 000 Proben, 8000 Betrieben, 1750 Orten aus Süd- und Mitteldeutschland für die Auswertung zur Verfügung, denen 30-jährige Klimadaten von 93 Stationen des Deutschen Wetterdienstes zugeordnet wurden. Die Daten wurden ausschließlich zum Zweck der Düngebedarfsermittlung erhoben. Von den für die Humusreproduktion relevanten Parametern konnten nur die Bodenart (leicht, mittel, schwer), die Viehhaltung der Betriebe (ja, nein), die organische Düngung im Probenahmejahr (ja, nein) sowie die Höhenlage der Betriebe in die Auswertung einbezogen werden. Weitere wichtige Parameter (z.B. Fruchtfolge) ließen sich aus den Daten ohne spekulative Annahmen nicht ableiten. Die Aussagekraft der Beziehungen zwischen Klimadaten und Humusgehalt ist aufgrund der z.T. erheblichen Abstände zwischen den Probenahme-Orten und der nächstgelegenen Wetterstation eingeschränkt.

Insgesamt verdeutlicht dies die Schwierigkeit, aus nicht gezielt für die hier durchgeführte Auswertung erhobenen Daten detaillierte und abgesicherte Aussagen abzuleiten. Wesentliche Einflussfaktoren auf die Humusreproduktion konnten in die Analysen nicht einbezogen werden. Dennoch zeigen die Ergebnisse, dass es möglich ist, auch aus solchen Datensätzen die Erkenntnisse aus gezielt angelegten Versuchen für eine große Anzahl an Standorten zu bestätigen bzw. weiterführende Erkenntnisse abzuleiten. Dies gilt zumindest für die wenigen verwertbaren Parameter.

5.1 Ergebnisse für Mineralböden (bis 4% Humus, 40 776 Proben)

Die Ergebnisse bestätigen, dass die Bodenart mit der wichtigste Einflussfaktor auf die Humusgehalte der Böden (leicht = 1,82%, mittel = 2,12%, schwer = 2,42% Humus) ist. Die Varianzkomponentenschätzung mit den Faktoren Jahr, Bodenart, Viehhaltung und Höhenlage zeigte, dass nach der Bodenart (33 %) die Höhenlage (5,5 %) sowie die Wechselwirkung Bodenart x Höhenlage (3 %) den größten Einfluss auf den Humusgehalt haben. Das Jahr, die Viehhaltung und weitere Wechselwirkungen haben in diesem überwiegend aus Zuckerrüben anbauenden Betrieben stammenden Datenpool nur einen minimalen Einfluss auf die Humusgehalte der Böden. Ein erheblicher Varianzanteil (57 %) kann nicht erklärt werden und ist auf den nicht erfassten Einfluss der Fruchtfolge, der Bodenbearbeitung, der Bewirtschaftungsintensität u.a. zurückzuführen.

Ein deutlicher Einfluss der Höhenlage konnte erst für Standorte über 400 m ü. NN nachgewiesen werden (400 – 500 m = 2,28 %, > 500 m = 2,39 % Humus), kaum jedoch in niedrigeren Lagen (< 400 m = 2,08 – 2,11 % Humus). Dies dürfte auf eine stärkere Ausprägung klimatischer Unterschiede insbesondere in den höher gelegenen Regionen zurückzuführen sein. Es ist jedoch darauf hinzuweisen, dass die in dieser Auswertung vorgenommene Schichtung der Daten in Zonen von jeweils 100 Höhenmeter weitgehend willkürlich ist und den tatsächlichen kontinuierlichen Übergängen nur in Annäherung gerecht wird. Die "Grenze" von 400 m ist daher nur als Anhaltswert zu sehen. Außerdem konnten geländeklimatologische Effekte nicht berücksichtigt werden.

Trotz des geringen Unterschiedes der Humusgehalte in viehhaltenden und viehlosen Betrieben (Mittelwerte: ohne Viehhaltung = 2,10%, mit Viehhaltung = 2,17% Humus) war diese Differenz signifikant. Angesichts der fehlenden Angaben zur Intensität der Tierhaltung, des üblicherweise jedoch eher unterdurchschnittlichen Tierbesatzes in Zuckerrüben anbauenden Betrieben sowie der Heterogenität anderer Standorteinflüsse (z.B. Bodenart) ist es nicht verwunderlich, dass die Differenz im Vergleich zu Ergebnissen aus Dauerfeldversuchen relativ gering ist. Die Signifikanz zeigt, dass die Tierhaltung bzw. die organische Düngung (Ergebnisse für diesen Parameter nahezu identisch mit Parameter "Viehhaltung") sehr wohl einen

bedeutenden Einfluss auf die Humusgehalte der Böden haben, wenngleich nicht so dominant wie die Bodenart oder die Höhenlage bzw. dem damit verbundenen Klima.

Der Vergleich der Humusmittelwerte der Betriebe, die sich in den ersten und letzten Jahren an der Bodenuntersuchung mit gleichen Probenzahlen beteiligt haben, zeigte, dass sich der Humusspiegel im Untersuchungszeitraum (13 Jahre) nicht verschlechtert hat. Die Daten reichen zwar für eine generelle Aussage zur Humussituation deutscher Böden nicht aus, können aber zumindest für die Zuckerrübenbaugelände Süd- und Mitteldeutschlands als Indiz für eine im Gleichgewicht befindliche Humuswirtschaft gewertet werden.

Hinsichtlich des Einflusses des Klimas auf die Humusgehalte der Mineralböden hat sich gezeigt, dass Halbjahreswerte eine deutlich höhere Aussagekraft besitzen als Jahresmittelwerte. Die Heterogenität des Datensatzes stellt ein Problem dar, das sich mit Teildatensätzen und sog. robuster Regression (LTS-Schätzung) am ehesten lösen ließ. Die Bestimmtheitsmaße für signifikante multiple Regressionen lagen zwischen 3,62% (leichter Boden mit Viehhaltung) und 15,91% (schwerer Boden und Viehhaltung). Als wichtigste Einflussfaktoren auf die Humusgehalte der Böden wurden für Mineralböden die Sommertemperatur (Mai bis Oktober), gefolgt von der Höhe der Winterniederschläge (November bis April) ermittelt. Die Klimawerte korrelierten vergleichsweise eng mit der Höhenlage.

5.2 Ergebnisse für organische Böden (> 4% Humus, 1 729 Proben)

Neben den Mineralböden wurden die Auswertungen auch für humose Böden (4,1 – 15% Humus, 1692 Proben) durchgeführt. Anmoorige und Moorböden, von denen nur 37 Proben vorlagen, wurden aufgrund der geringen Anzahl nicht in die Untersuchung einbezogen. Nicht zuletzt aufgrund der vergleichsweise geringen Anzahl an Datensätzen waren die Daten der humosen Böden wesentlich heterogener als die der Mineralböden. Die Normalverteilung war zudem viel stärker gestört als bei den Mineralböden. Varianzanalysen und Mittelwerttests waren selbst mit logarithmierten Werten nicht möglich. Für den Einfluss des Klimas auf die Humusgehalte von humosen Böden ergaben sich deutlich geringere Bestimmtheitsmaße der robusten Regression als bei Mineralböden.

Es lassen sich dennoch folgende grobe Aussagen ableiten:

Die Bodenart ist auf humosen Böden weniger bedeutsam für den Humusspiegel, wie auch die Viehhaltung darauf keinen wesentlichen Einfluss zu haben scheint. Insgesamt ist der Einfluss von Klima, Standort und der betrieblichen Faktoren auf den Humusgehalt geringerer als bei Mineralböden.

6. Fazit

Geht man davon aus, dass in dieser großen Anzahl an Datensätzen der Bewirtschaftungseinfluss im Mittel über alle Bodenarten oder Höhenlagen gleich ist, kommt darin eine deutlich unterschiedliche Reproduktionswirksamkeit der den Böden zugeführten organischen Primärsbstanzanzen bzw. ein deutlich unterschiedlicher kulturspezifischer Humusbedarf zum Ausdruck. Daraus lässt sich die Forderung ableiten, in die Methodik der Humusbilanzierung einen Standortbezug zu integrieren und so deren Ergebnisse im Einzelbetrieb wesentlich zu präzisieren. Die wichtigsten Standortfaktoren, die dabei zu berücksichtigen sind, sind die Bodenart (z.B. praxisgerecht gruppiert in "leicht", "mittel", "schwer"), das Klima (v. a. Sommertemperatur, Winterniederschläge) sowie für höher gelegene Betriebe die Höhenlage.

Humusbilanzierung in landwirtschaftlichen Betrieben

Bericht zur Teilaufgabe 7 für den VDLUFA-F&E-Bericht „Humusbilanzierung landwirtschaftlicher Böden – Einflussfaktoren und deren Auswirkungen“

Thorsten Breitschuh¹, Ulrich Gernand¹

¹ Verband für Agrarforschung und Bildung (VAFB) e.V., Jena

Zusammenfassung

In der Teilaufgabe 7 wurden die Daten von 629 gemäß der Vorgaben der Direktzahlungsverpflichtungen-Verordnung (DirektZahlVerpflV) berechnete Humusbilanzierungen ausgewertet, die zwischen 1994 und 2010 in 385 Betrieben durchgeführt wurden. Diese Humusbilanzierungen, die von konventionell (580 Datensätze) und ökologisch (49 Datensätze) wirtschaftenden Betrieben stammten, wurden im Rahmen einer freiwilligen Umweltverträglichkeitsprüfung der Betriebe mit dem Kriteriensystem Umweltverträgliche Landwirtschaft (KUL)/Umweltsicherungssystem Landwirtschaft (USL) durchgeführt.

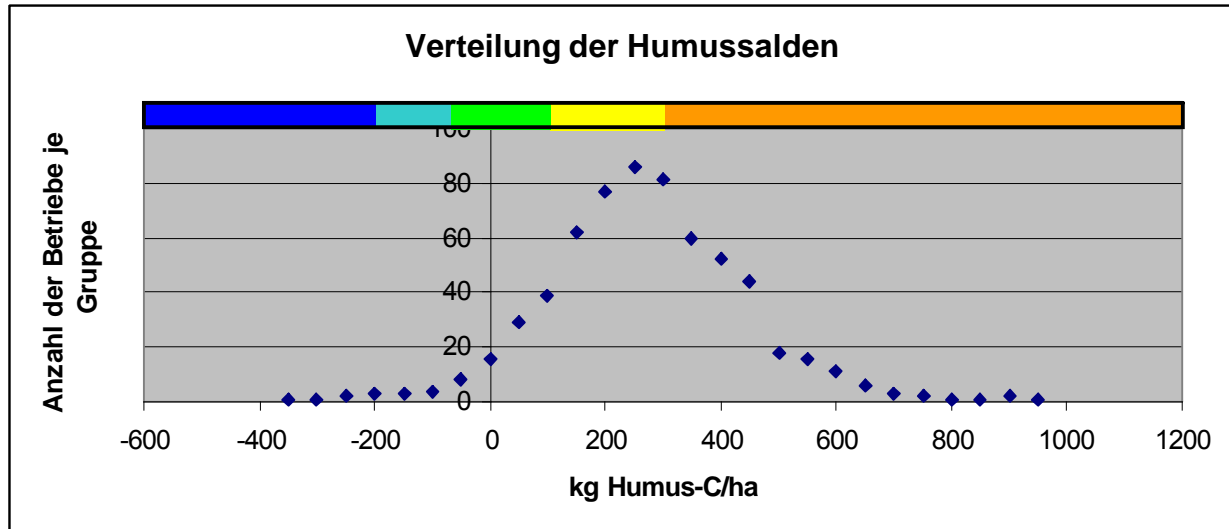
Im Mittel aller 629 Auswertungen (385 Betriebe, 580 konv. + 49 ökol.; untere Werte und 100 kg C für Stroh wie bei CC) lag der Humussaldo bei +277 kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹ und damit deutlich oberhalb des oberen Sollwertes gemäß DirektZahlVerpflV von +125 kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹. 91 Betriebe liegen innerhalb der Spanne zwischen dem unteren Grenzwert von -75 und dem oberen Orientierungswert von 125 kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹. Das entspricht 14,5 % der untersuchten Betriebe.

Insgesamt kann für alle geprüften Kriterien festgestellt werden, dass in Bezug auf den Humussaldo und basierend auf den Berechnungsregeln des VDLUFA-Standpunktes kein Merkmal ermittelt werden konnte, dass zu negativen Humussalden führen wird. Die in der Abbildung a dargestellten 2 % der Betriebe mit einer Einstufung in die Humusversorgungsgruppen A und B stellen Einzelfälle dar.

Eine größere Gefahr (hohes Mineralisierungspotential, Gefahr von N-Verlusten) geht von den potentiell mit Humus überversorgten Betrieben aus. Dies sind vor allem Unternehmen mit einem Tierbesatz von > 2 GV je ha und einem Stickstoffeintrag (einschl. **über** Mineraldünger) von über 250 kg N/ha und Jahr. In

beiden Fällen liegen die Humussalden im Mittel der ausgewerteten Gruppen bei weit über 400 kg Humus-C.

Abb. a: Verteilung der Humussalden von 629 landwirtschaftlichen Betrieben in Gruppen



Legende für die Einteilung der Salden in Saldengruppen:

Bewertung der Salden anhand der Bewertungstabelle für Saldengruppen:



Gruppe E: 42 % haben einen Saldo von > 300 kg (erhöhte Humusversorgung)

Gruppe D: 45% liegen zwischen 101 und 300 kg (mittelfristig tolerierbare Überversorgung)

Gruppe C: 11% befinden sich im anzustrebenden Optimalbereich (-75 bis 100)

Gruppe B: 1% zeigen einen nur mittelfristig tolerierbaren negativen Saldo (-200 bis -76)

Gruppe A: 1% sind deutlich unterversorgt (< -200)

In einer weiteren detaillierteren Auswertung wurde geprüft, inwieweit das Ergebnis der Humusbilanzierung von der Betriebsgröße, dem Grünlandanteil, dem Tierbesatz, der Höhe der Stickstoffdüngung, der Bewirtschaftungsform (konventionell oder ökologisch) oder den Klimabedingungen (Höhenlage, Durchschnittstemperaturen) beeinflusst wurde.

Die Betriebsgröße und die Klimabedingungen hatten keinen deutlichen Einfluss auf den Humussaldo. In einem Bereich eines Grünlandanteils zwischen 0 und 70% der landwirtschaftlichen Nutzfläche war kein Zusammenhang zwischen

Grünlandanteil und Humussaldo festzustellen. Bei weiter ansteigenden Grünlandanteilen war eine leichte Abnahme des Humussaldo zu erkennen.

Mit steigendem Tierbesatz nahm zwar der Anteil an stark humuszehrendem Silomais in der Fruchtfolge etwas zu, dennoch stieg auch der Saldoüberschuss, weil sich aufgrund von erhöhtem Futterzukauf der Anfall an Stalldüngern ebenfalls erhöhte.

Mit steigender N-Düngung erhöhte sich der Humussaldo. Dies war einerseits auf steigende Erträge und damit einen höheren Anfall an Koppelprodukten und andererseits auf den zunehmenden Einsatz N-haltiger organischer Dünger (Stalldünger, Komposte und Klärschlamm) zurückzuführen.

Grundsätzlich war die Verteilung der Humussalden in der Gruppe der 49 vorliegenden Öko-Auswertungen (18.300 ha) ähnlich wie bei den konventionellen Betrieben, allerdings fehlten die extremen Ausschläge nach beiden Seiten. Im Durchschnitt war der Humussaldo auf den ökologisch bewirtschafteten Flächen mit $+296 \text{ kg Humus-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ etwas höher als auf konventionell bewirtschafteten Flächen ($+277 \text{ kg Humus-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Die vergleichsweise etwas höheren Humussalden auf ökologischen Flächen waren auf einen höheren Anteil an Humusmehrern (Leguminosen, Klee gras statt Silomais, mehr Zwischenfruchtbau) in der Fruchtfolge und einen geringeren Strohverkauf zurückzuführen. Dadurch wurde der aufgrund der niedrigeren Erträge geringere Anfall von Koppelprodukten und der Wegfall von Klärschlamm und Bioabfallkomposten mehr als kompensiert.

Die negative Bewertung hoher Humussalden ($> 125 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) wird vor allem von Betriebsleitern mit leichten Böden sehr kritisch betrachtet. Die Betriebsleiter gehen davon aus, dass aufgrund der hohen Mineralisierungsraten auf Sandböden die Humusanreicherung gering ist. Dabei wird auch angenommen, dass eine Humusanreicherung durchaus wünschenswert wäre, um das Wasserspeichungsvermögen der Böden zu verbessern und damit Ertragsminderungen durch Trockenperioden zu begrenzen.

Inhaltsverzeichnis	Seite
Zusammenfassung	280
1. Humusbilanzierung in der Landwirtschaft	284
2. Umweltsicherungssystem Landwirtschaft (KUL/USL)	285
3. Ergebnisse	287
3.1 Beeinflussung der Humusbilanz durch die Betriebsbewirtschaftung	288
3.1.1 Humussaldo und Grünlandanteil	288
3.1.2 Humussalden in Ökobetrieben	289
3.1.3 Humus-Saldo und GV-Besatz	296
3.1.4 Humus-Saldo und N-Düngung	298
3.2 Beeinflussung der Humusbilanz durch abiotische Faktoren	301
3.2.1 Humussaldo und Höhenlage	301
3.2.2 Humusbilanz und Temperatur	302
3.2.3 Humussaldo und Jahresniederschlag	305
3.3 Auswirkungen der Agrarstruktur (Betriebsgröße) auf die Humusbilanz	307
3.4 Zusammenfassung der Ergebnisse	309
4. Hinweise aus der praktischen Umsetzung der Humusbilanzierung in Unternehmen	310
5. Literatur	313

1. Humusbilanzierung in der Landwirtschaft

Spätestens seit der Einführung von Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung (DirektZahlVerpfIV) und damit der Verpflichtung zum Erhalt der organischen Bodensubstanz als eine der Grundlagen der guten fachlichen Praxis für die Landwirtschaft spielt die Humusbilanzierung eine zunehmende Rolle in landwirtschaftlichen Unternehmen. Allerdings wird nur in einem geringen Teil der Betriebe eine Humusbilanz wirklich berechnet, da die Mehrzahl der Unternehmen die alternative Forderung zum Anbau von mindestens 3 Kulturen mit einem Anbauanteil von jeweils mehr als 15 % der Ackerfläche zur Erfüllung der Anforderungen an eine fachlich nicht zu beanstandende Humuswirtschaft nutzt [1].

Wenn eine Bilanzierung durchgeführt wird, dann erfolgt dies in der Regel anhand der in der nationalen Umsetzung der DirektZahlVerpfIV -Richtlinien vorgeschriebenen Bilanzierungsregeln.

Diese basieren weitestgehend auf dem VDLUFA-Humusstandpunkt von 2004, berücksichtigen bei den Entzügen aber nur die „unteren“ Werte. Damit wird dem Anbau der einzelnen Kulturarten ein geringerer Einfluss auf den Humushaushalt als bei der Verwendung der „oberen Werte“ unterstellt.

Vergleichende Humusbilanzierung mit „oberen“ und „unteren“ Werten:

In der Biomassestudie Sachsen-Anhalt 2008 [2] wurde eine vergleichende Bewertung zwischen der Bilanzierung nach den DirektZahlVerpfIV-Vorgaben und nach dem VDLUFA-Standpunkt „obere Werte“ durchgeführt. Die Berechnung fand für die gesamte Ackerfläche des Landes unter Berücksichtigung der Tierbestände je Landkreis und von feldblockspezifischen Anbau- und Ertragsdaten statt. Im Ergebnis wurde für das Bundesland die unter der Bedingung ausgeglichener Humusbilanzen mögliche Strohabfuhr berechnet: Nach der DirektZahlVerpfIV-Berechnung hätten von jedem Hektar Ackerland 2,3 t Stroh abgefahren werden können, nach VDLUFA „obere Werte“ wären es nur 1,3 t/ha gewesen.

Zusammenhang zwischen Humusbilanzierung mit dem VDLUFA-System und Bodenhumusgehalten:

An der Universität Trier wurde die Vorhersagegenauigkeit der VDLUFA Humusbilanzierung auf die C_{org} -Gehalte verschiedener europäischer Böden überprüft. [3] In den meisten Versuchen wird nachgewiesen, dass sowohl die „unteren“ als auch die „oberen“ Werte die Entwicklung des organischen C-Gehaltes

unterschätzen. Abgesehen von einem sehr leichten Standort wird durch die VDLUFA-Methode immer eine geringere Zunahme an Boden-C vorausgesagt, als nach Versuchsabschluss tatsächlich eingetreten ist. Dabei liegen die Ergebnisse der „unteren“ Werte zum größten Teil näher an den gemessenen Werten.

2. Umweltsicherungssystem Landwirtschaft (KUL/USL)

Das „Umweltsicherungssystem Landwirtschaft“ (USL) wurde in den letzten ca. 15 Jahren von zahlreichen Wissenschaftlern vorwiegend aus dem VDLUFA unter Federführung der TLL Jena entwickelt. Es bietet die Möglichkeit, durch eine intensive Erfassung aller relevanten betrieblichen Daten, die Berechnung der Zusammenhänge und die Parametrisierung in 22 Indikatoren die ökologische Gesamtsituation eines landwirtschaftlichen Betriebes zu bewerten. Die umfassende Datenerfassung erlaubt auch eine nachträgliche Auswertung der älteren Betriebsanalysen nach dem jeweils aktuellen Programmstand.

Das USL-System hat sich in der Praxis bewährt. Es ist es kein starres Verfahren sondern bedarf einer ständigen Weiterentwicklung und Anpassung an sich ändernde Grund- und Rahmenbedingungen.

Der VAFB hat als VDLUFA-Projektstelle mit dem KUL/USL-System von 1994-2010 in 385 Betrieben insgesamt 685 Auswertungen durchgeführt.

Die Betriebe stammen aus fast allen Bundesländern (außer dem Saarland und den Stadtstaaten) und decken alle Produktionsformen ab.



Abb. 1: Verteilung der ausgewerteten Betriebe im Bundesgebiet

- 1-3 Betriebe je PLZ-Bereich
- 4-6 Betriebe je PLZ-Bereich
- 7-9 Betriebe je PLZ-Bereich

In der Gruppe der stofflichen Parameter wird die Humusbilanzierung durchgeführt. Von 1994 bis 2004 erfolgte dies nach der ROS-Methode [4] und seit 2004 nach den Vorgaben des im gleichen Jahr publizierten VDLUFA-Standpunktes „Humusbilanzierung“. [5]. Seitdem wird die Humusbilanz in kg Humus-C je Hektar ausgewiesen. Auf Beschluss des KUL-Fachausschusses wird in KUL mit den „unteren Werten“ gerechnet. Für Getreidestroh wird ein Reproduktionsfaktor von 100 kg Humus-C je t FM angenommen.

Tab.1: Steckbrief zum Kriterium Humussaldo im KUL-Programm [6]

Definition	Humussaldo = Humuszufuhr minus anbauspezifischer Humusabfuhr
Bestimmungsmethode	gemäß VDLUFA-Standpunkt 2004
Dimension	kg Humus-C/ha Ackerfläche (ohne Brache)
Bewertung mit Boniturnoten (BN)	BN1: 0-100 kg Humus-C/ha, BN 6 (= Grenzen des Toleranzbereiches): < -75 kg bzw. > +300 kg Humus-C/ha
Schutzziel	Boden, Wasser, Biodiversität (Edaphon)
Systemebene	Betrieb (schlagweise Auswertung möglich)
Lenkungsabsicht	Optimierung der Boden-Humusgehalte
benötigte Daten	Tierbestände, Koppelprodukthanfall, Anbau
Datenquellen	Buchführung, Schlagkartei, Tierbestände
Erhebungsaufwand	mittel
Standortfaktor	keine,
Plausibilitätsprüfung	im Programm integriert, Abgleich mit Kontrollrechnung über ROS-Faktoren
Reproduzierbarkeit	gegeben
Kontrollfähigkeit	gegeben (Buchführungsbelege, Schlagkartei, Richtwerte)
Justiziabilität	bei externer Auswertung gegeben
Kommunizierbarkeit	gut
Praktikabilität	gut, umfassend erprobt
wissenschaftlicher Konsens	vorhanden: VDLUFA – Standpunkt

Im Auftrag des VDLUFA wurde im Jahr 2010 eine Nachberechnung aller Betriebe (auch der vor 2004 ausgewerteten Datensätze) entsprechend den Vorgaben des VDLUFA-Humusstandpunktes durchgeführt.

Dazu wurden die vorhandenen Ursprungsdatensätze erneut in die aktuelle KUL-Software eingelesen und neu berechnet. Somit liegen für alle Betriebe die Humusbilanzen nach einer gleichen Berechnungsgrundlage vor.

Da eine Humusbilanz in reinen Grünlandbetrieben nicht vorgesehen ist, werden für die weiteren Betrachtungen nur die Betriebe mit Ackerbewirtschaftung berücksichtigt (629 Auswertungen).

3. Ergebnisse

Im Mittel aller 629 Auswertungen beträgt der Humussaldo +277 kg Humus-C je ha Ackerland und Jahr. Bei einer Aufteilung der einzelnen Betriebssalden in Gruppen ergibt sich eine annähernde Normalverteilung der Salden. (Abb. 2)

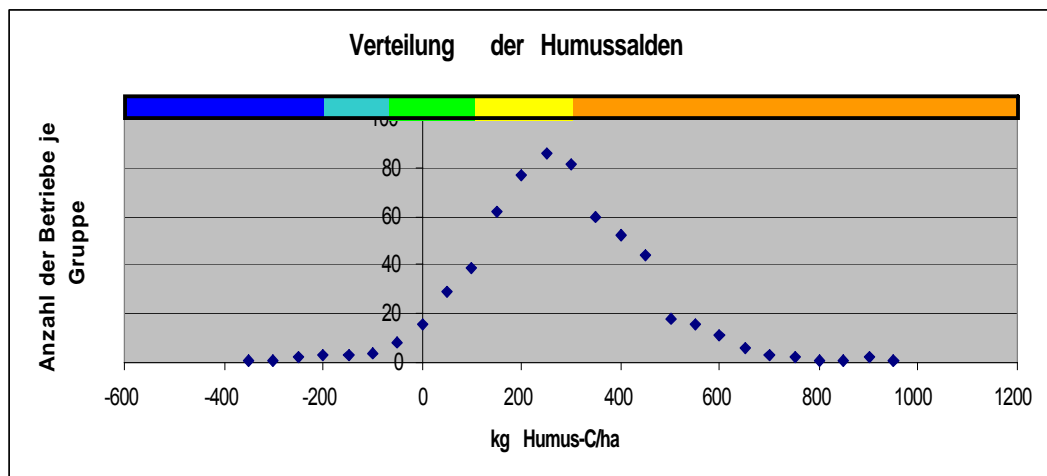


Abb. 2: Verteilung der Humussalden in Gruppen (Gruppengröße: 50 kg Humussaldo)
n = 629

Legende für die Einteilung der Salden in Saldengruppen:

- E D C B A** Bewertung der Salden anhand der Bewertungstabelle für Saldengruppen:
- Gruppe E: 42 % haben einen Saldo von < 300 kg (erhöhte Humusversorgung)
 - Gruppe D: 45% liegen zwischen 101 und 300 kg (mittelfristig tolerierbare Überversorgung)
 - Gruppe C: 11% befinden sich im anzustrebenden Optimalbereich
 - Gruppe B: 1% zeigen einen nur mittelfristig tolerierbaren negativen Saldo
 - Gruppe A: 1% sind deutlich unterversorgt

In den folgenden Abschnitten wird geprüft, inwieweit einzelne Betriebseigenschaften (Produktionsform, Grünlandanteil, Tierhaltung), abiotische Umweltbedingungen (Klima, Höhenlage) oder die Flächenausstattung der Betriebe einen Einfluss auf die Humusbilanzen haben.

3.1 Beeinflussung der Humusbilanz durch die Betriebsbewirtschaftung

3.1.1 Humussaldo und Grünlandanteil

Zwischen einem Grünlandanteil von 0 – 70 % der LN bleibt der mittlere Humussaldo der Betriebe relativ konstant, bei weiter steigenden GL-Anteilen ist ein tendenziell sinkender Saldo festzustellen.

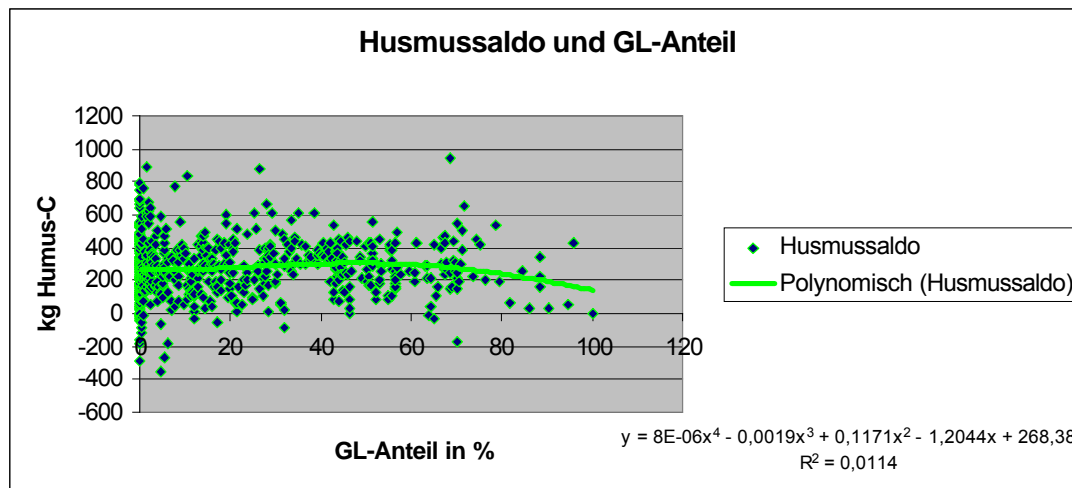


Abb. 3: Humussaldo und Grünlandanteil, n = 629

Unabhängig vom Grünlandanteil ist eine starke Streuung der Salden festzustellen, die belegt, dass das betriebliche Management die alles überragende Einflussgröße auf den Humussaldo darstellt.

Beispiele:

- *Ein Betrieb mit 95 % GL erzeugt Fleisch mit Mutterkuhherden. Bei deutlich ausgedehnten Weidezeiten (bis hin zur Ganzjahresweide) fällt kaum noch organischer Dünger an, der auf dem Acker ausgebracht werden könnte (Betrieb 119, Humussaldo 34 kg Humus C).*
- *Im Betrieb 591 mit einem vergleichbar hohen GL-Anteil sind die Milchkühe nur ein halbes Jahr und dann nur stundenweise auf der Weide. Die im Stall anfallende Gülle wird fast vollständig auf dem Grünland ausgebracht (Humussaldo 29 kg Humus-C)*
- *Der Betrieb 150 bringt große Teile der trotz Weidehaltung der Milchkühe anfallenden organischen Dünger auf dem Acker aus. (Humussaldo 536 kg Humus-C)*

- Aufgrund der Bekämpfung einer Rinderkrankheit werden im Betrieb 195 seit 4 Jahren keine organischen Dünger aus der Rinderhaltung mehr auf dem Grünland ausgebracht. Bei einem gleichbleibenden Grünlandanteil von 28 % führte das zu einem Anstieg des Humussaldo von etwa 200 auf nunmehr über 300 kg Humus-C/ha.

3.1.2 Humussalden in Ökobetrieben

Grundsätzlich ist die Verteilung der Humussalden in der Gruppe der 49 vorliegenden Auswertungen (18.300 ha) ähnlich wie bei den konventionellen Betrieben, allerdings fehlen die extremen Ausschläge nach beiden Seiten. Für das Diagramm in Abb. 4 wurden die Salden jeweils in Gruppen von 50 kg Humus-C sortiert.

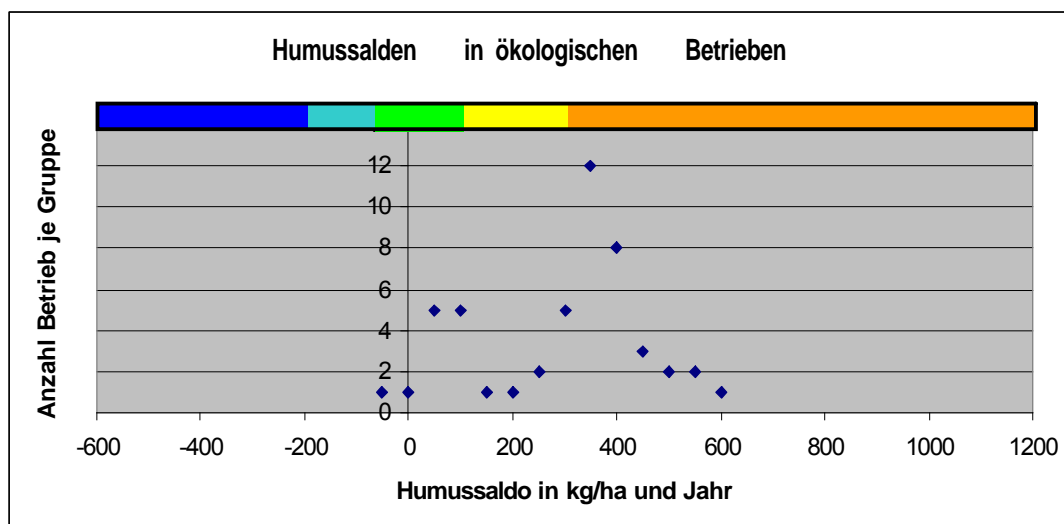


Abb. 4: Verteilung der Humussalden ökologischer Betriebe in Gruppen

(Gruppengröße: 50 kg Humussaldo), n = 49

Legende für die Einteilung der Salden in Saldengruppen:

E D C B A Bewertung der Salden ökologischer Betriebe anhand der Bewertungstabelle für Saldengruppen:

Gruppe E: 61 % haben einen Saldo von < 300 kg (erhöhte Humusversorgung)

Gruppe D: 18 % liegen zwischen 101 und 300 kg (mittelfristig tolerierbare Überversorgung)

Gruppe C: 21% befinden sich im anzustrebenden Optimalbereich

Gruppe B: 0% zeigen einen nur mittelfristig tolerierbaren negativen Saldo

Gruppe A: 0% sind deutlich unterversorgt

In Abbildung 5 ist zu erkennen, dass im Ökoanbau mit 296 kg Humus-C/ha zwar höhere Humussalden als im konventionellen Landbau vorhanden (277 kg

Humus-C/ha) zu finden sind, der Unterschied jedoch mit 20 kg Humus-C/ha sehr gering ausfällt.

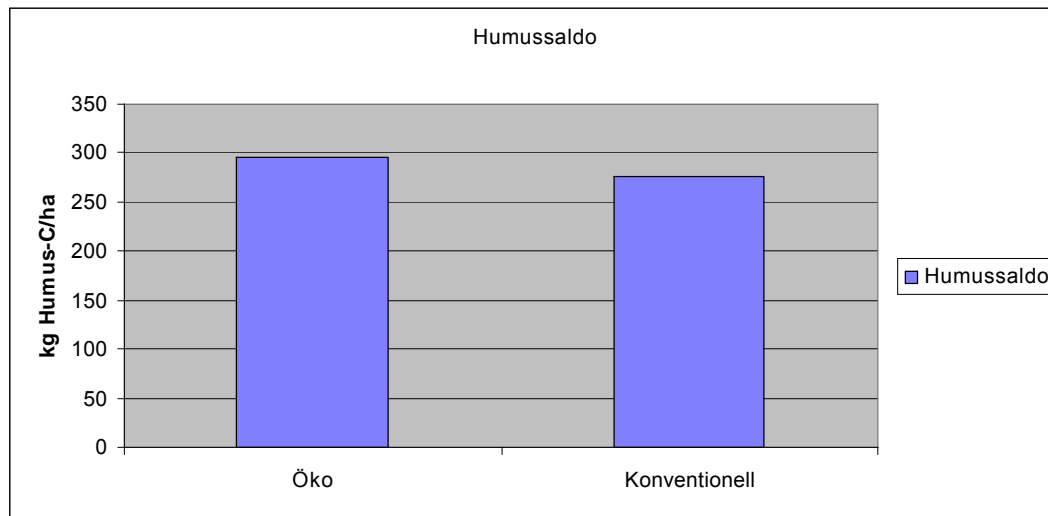


Abb. 5: Vergleich Humussaldo zwischen konventionellen und ökologischen Betrieben

$n_{\text{konventionell}} = 580$ $n_{\text{ökologisch}} = 49$

Der geringe Unterschied ist auf verschiedene und teilweise gegenteilig wirkende Ursachen zurück zu führen:

- Anteil Ackerfutter am Gesamtanbau: Ackerfutterpflanzen haben - mit Ausnahme des Silomaisanbaus – durchweg einen positiven Einfluss auf die Humusreproduktion. Im Ökoanbau wird ein deutlich höherer Flächenanteil mit Ackerfutterpflanzen bebaut (Abb. 6), da diese auch der Düngung (Leguminosen), der Unkrautbekämpfung und einer Auflockerung der Fruchtfolge dienen. Im Gegensatz zu konventionellen Betrieben ist Maisanteil am Ackerfutterbau geringer (Abb.7).

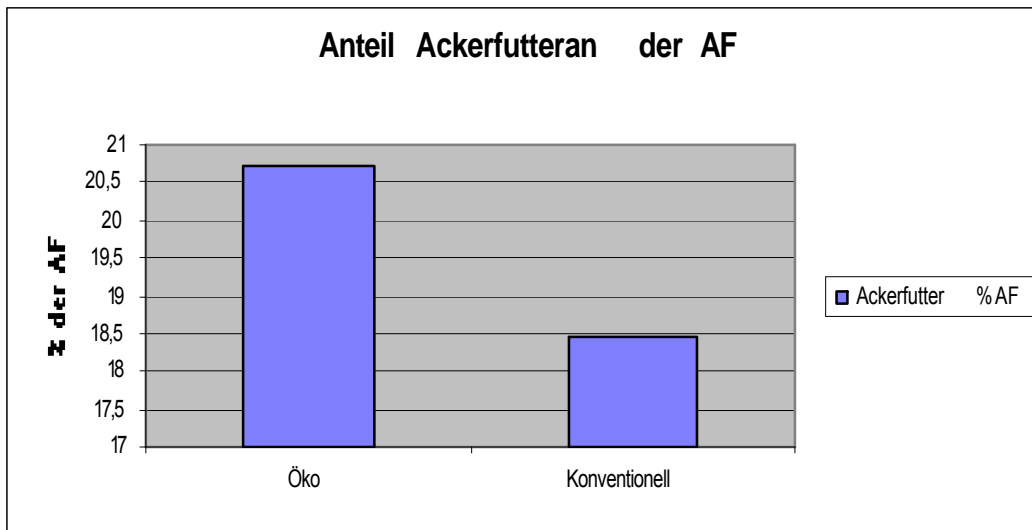


Abb. 6: Anteil Ackerfutter an der AF, $n_{\text{konventionell}} = 580$ $n_{\text{ökologisch}} = 49$

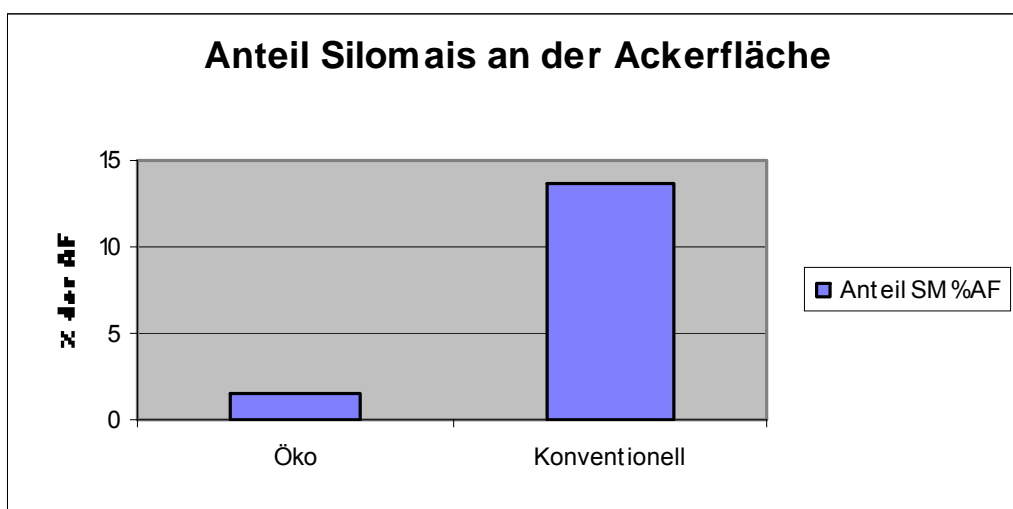


Abb. 7: Anteil Silomais an der AF, $n_{\text{konventionell}} = 580$ $n_{\text{ökologisch}} = 49$

- Im Ökoanbau werden mehr Zwischenfrüchte eingesät, die eine Erhöhung des Humussaldo zur Folge haben

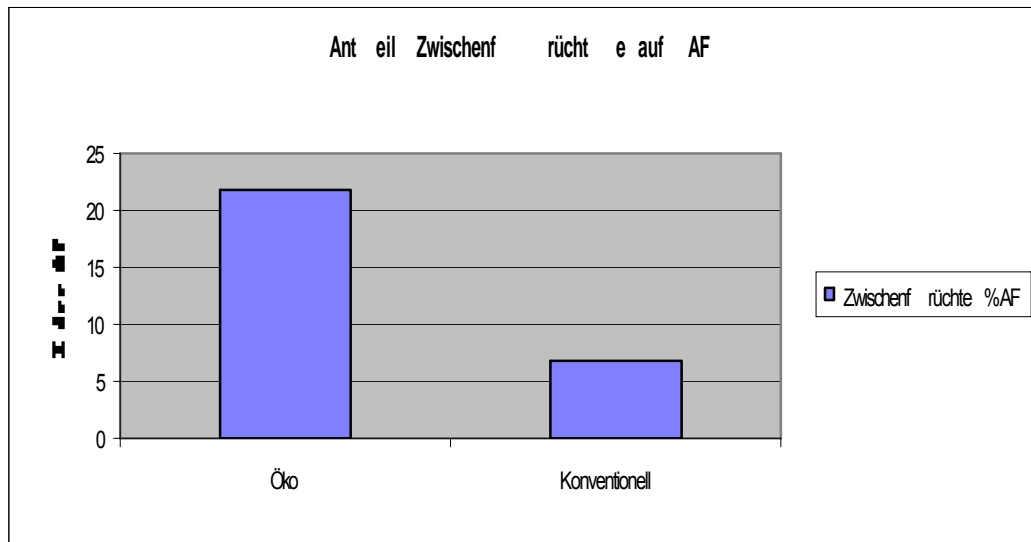


Abb. 8: Anteil Zwischenfrüchte an der AF, $n_{\text{konventionell}} = 580$ $n_{\text{ökologisch}} = 49$

- In Abbildung 9 ist der Einfluss der Fruchtartenauswahl (Humuszehrer, Humusmehrer und Zwischenfruchtanbau) auf die Humusbilanz zusammengefasst.

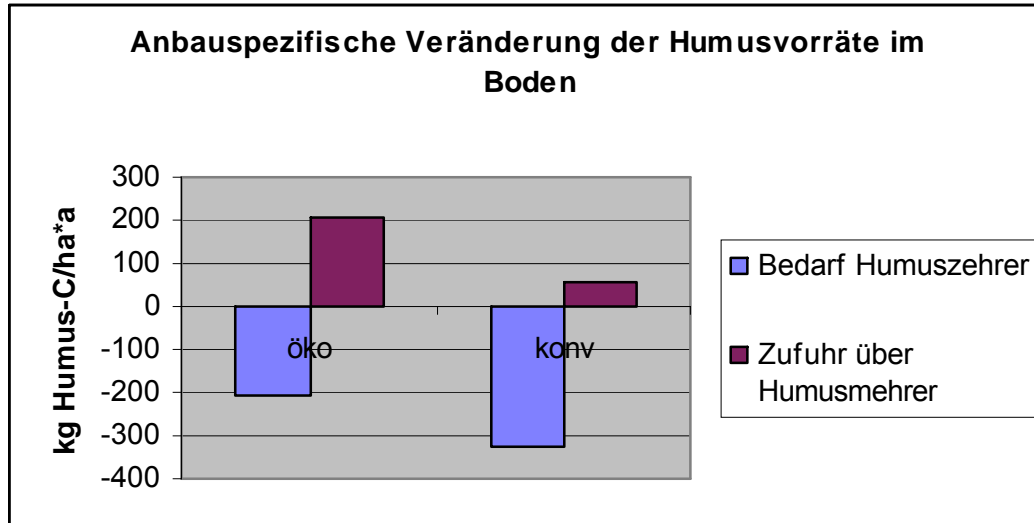


Abb. 9: Anbauspezifische Veränderung der Humusbilanz,

$n_{\text{konventionell}} = 580$ $n_{\text{ökologisch}} = 49$

- Wie im Abschnitt „Tierhaltung“ noch erläutert wird, ist ein niedriger GV-Besatz tendenziell mit geringeren Humussalden verbunden. Im Ökolandbau werden je

Hektar etwa 0,3 GV weniger als in den ausgewerteten konventionellen Betrieben gehalten.

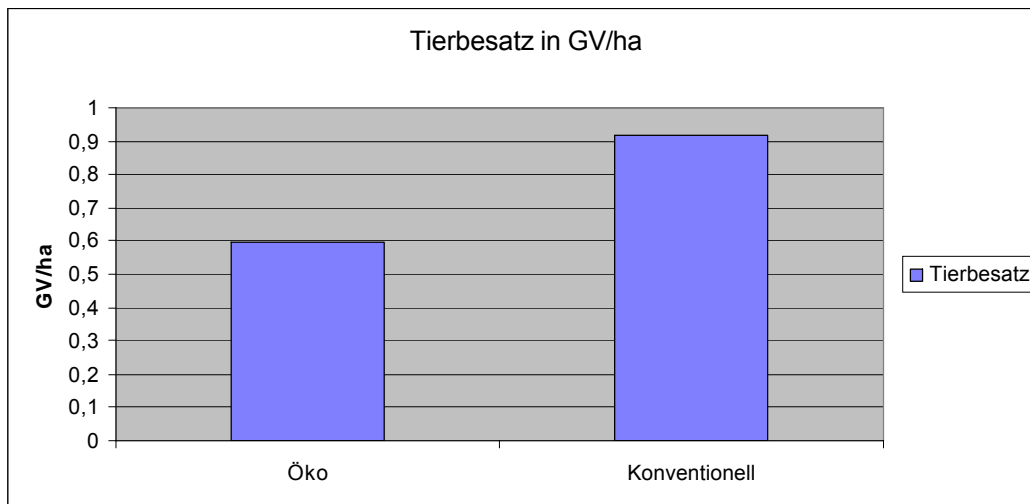


Abb. 10: Tierbesatz in ökologischen und konventionellen Betrieben in GV/ha

$n_{\text{konventionell}} = 580$ $n_{\text{ökologisch}} = 49$

- Im konventionellen Ackerbau werden im Mittel der 508.000 ausgewerteten Hektar Ackerland 0,26 t Stroh verkauft und 0,06 t Stroh eingekauft. Somit verbleibt ein Saldo von -0,2 t Stroh (bzw. von - 22 kg Humus-C) je ha und Jahr. Im Ökolandbau liegen Ein- und Verkauf mit 0,12 bzw. 0,13 t/ha und Jahr fast gleich, so dass der Saldo ausgeglichen ist.

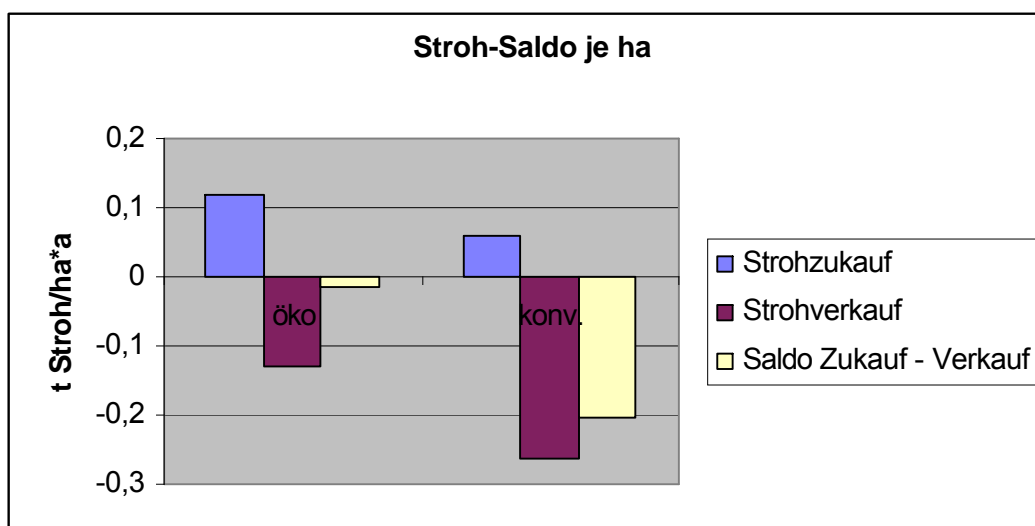


Abb. 11: Strohsaldo in ökologischen und konventionellen Betrieben in t/ha*a

$n_{\text{konventionell}} = 580$ $n_{\text{ökologisch}} = 49$

- Sowohl ökologische als auch konventionelle Betriebe kaufen mehr organische Dünger tierischer Herkunft zu als sie verkaufen. Der Saldo ist mit +12 kg

Humus-C/ha in den Ökobetrieben fast gleich mit dem Saldo von +15 kg Humus-C/ha in den konventionellen Betrieben.

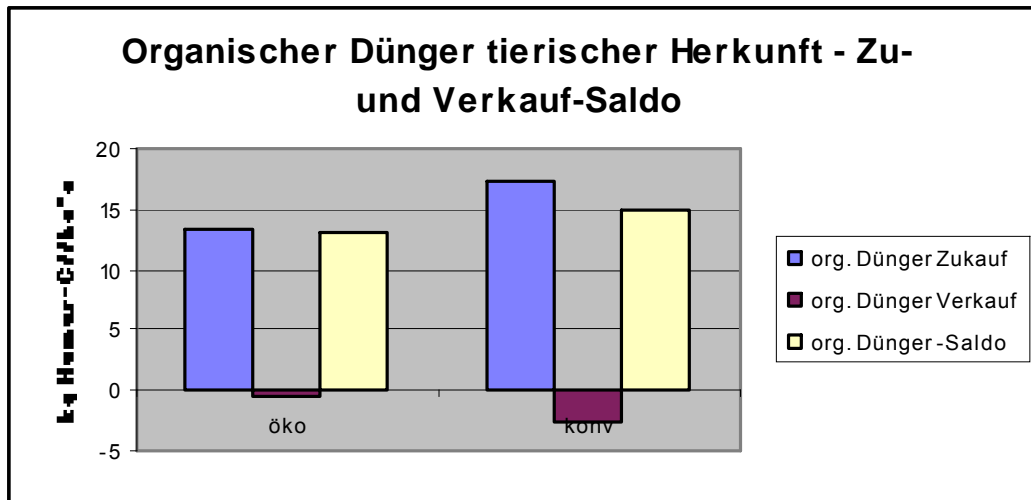


Abb. 12: Saldo von Zu- und Verkauf organischer Dünger tierischer Herkunft in ökologischen und konventionellen Betrieben in kg Humus-C/ha*a

$n_{\text{konventionell}} = 580$ $n_{\text{ökologisch}} = 49$

- Im Gegensatz zu den ausgewerteten ökologischen Betrieben kaufen die betrachteten konventionellen Betriebe Klärschlämme und Komposte ein und führen dem Boden damit etwa 11 kg Humus-C je ha und Jahr zu.

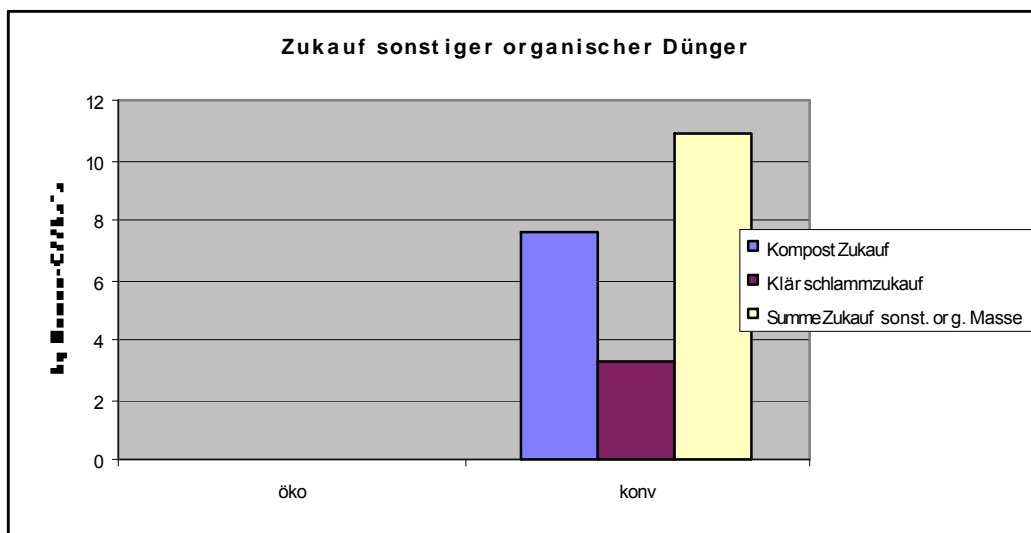


Abb. 13: Zukauf von Klärschlamm und Kompost in ökologischen und konventionellen Betrieben in kg Humus-C/ha*a

$n_{\text{konventionell}} = 580$ $n_{\text{ökologisch}} = 49$

- Bedingt durch die höheren Erträge fallen im konventionellen Anbau mehr Koppelprodukte je ha an.

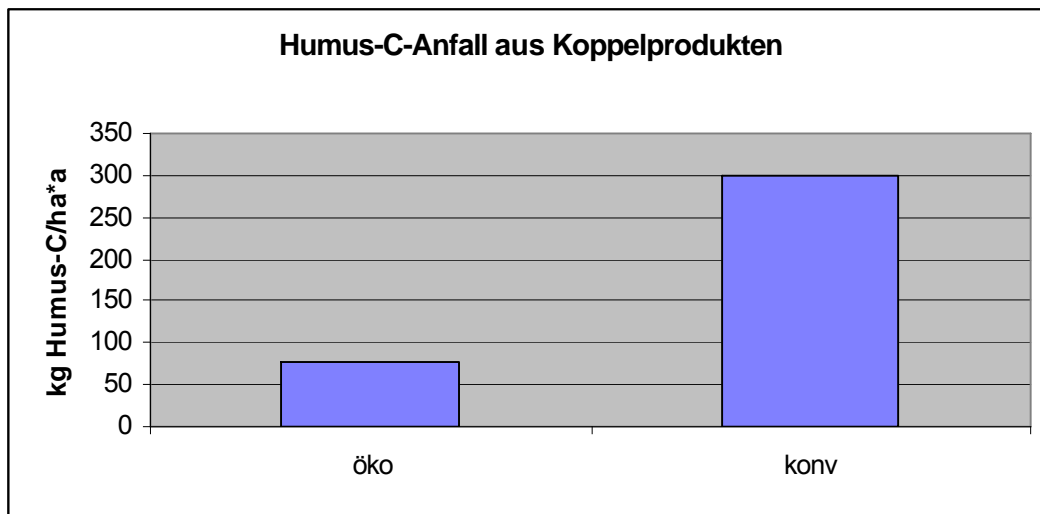


Abb. 14: Zufuhr von Humus-C aus Koppelprodukten in ökologischen und konventionellen Betrieben in kg Humus-C/ha*a

$n_{\text{konventionell}} = 580$ $n_{\text{ökologisch}} = 49$

Zusammenfassend dargestellt zeigt sich, dass die Humussalden in der Summe im ökologischen und konventionellen Landbau zwar fast gleich sind, sich jedoch in den einzelnen Einflussgrößen teilweise gravierend unterscheiden.

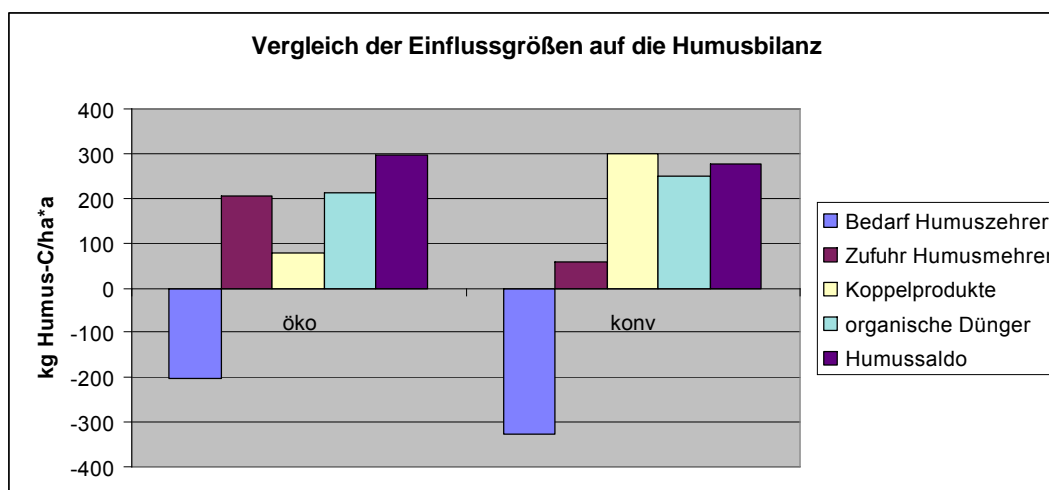


Abb. 15: Vergleich der Einflussgrößen auf die Humusbilanz in ökologischen und konventionellen Betrieben in kg Humus-C/ha*a

$n_{\text{konventionell}} = 580$ $n_{\text{ökologisch}} = 49$

3.1.3 Humussaldo und GV-Besatz

Tendenziell lässt sich beim Vergleich der Entwicklung des Humussaldos bei steigendem GV-Besatz erkennen, dass ein höherer Tierbesatz im Mittel der Auswertungen einen höheren Humussaldo zur Folge hat.

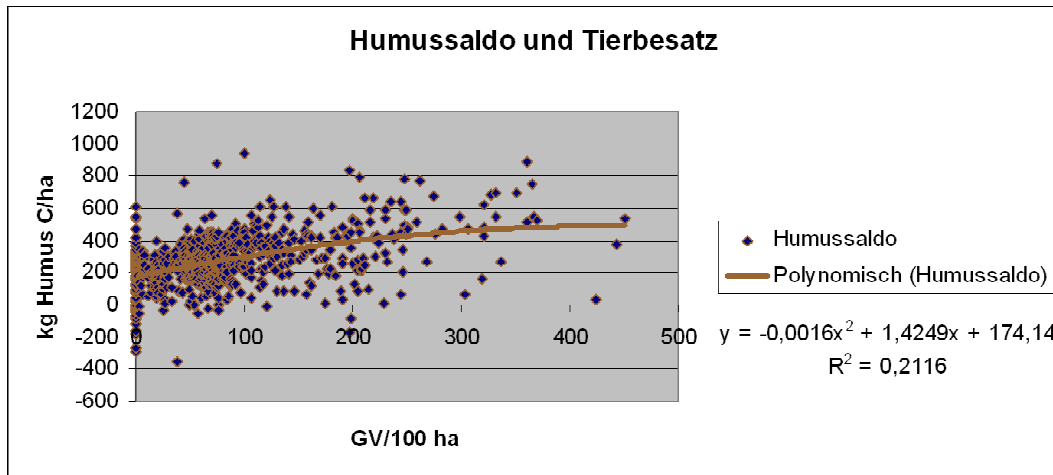


Abb. 16: Entwicklung des Humussaldo bei steigendem Tierbesatz, n = 629

Dies hat verschiedene Ursachen:

- Im Bereich niedriger Bestandesdichten werden vorrangig Rinder gehalten. In Betrieben mit einem Viehbesatz über 2 GV/ha LF überwiegt hingegen der Besatz mit Schweinen.

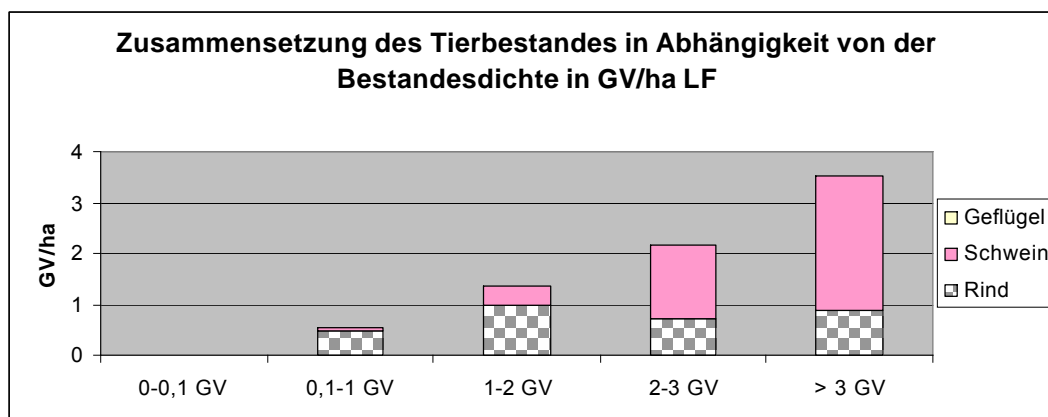


Abb. 17: Anteile der verschiedenen Tierarten am Viehbesatz in GV/ha LF, n = 629

- Die unterschiedliche Tierartenzusammensetzung bestimmt das Fruchtartenverhältnis und damit den Humusbedarf der Fruchtfolge. Die beiden Gruppen mit dem höchsten Humusbedarf des Anbaus (> 300 kg Humus-C/ha)

sind die tierlosen Betriebe wegen des hohen Hackfruchtanteils von 12% und auf der anderen Seite aufgrund des ausgedehnten Silomais- und CCM-Anbaus (28-32%) die Betriebe mit mehr als 2 GV/ha.

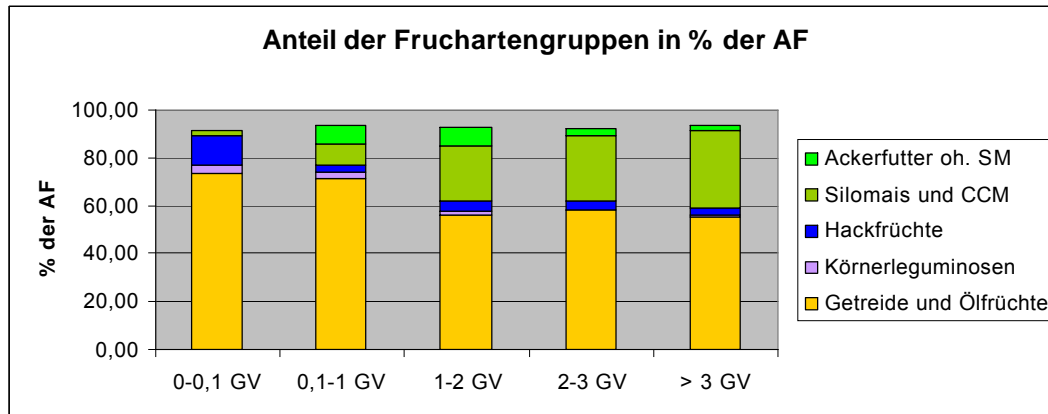


Abb. 18: Anbauanteile der Fruchtartengruppen in % der AF je nach Tierbesatz in GV /ha LF, n= 629

- Mit steigendem Viehbesatz wächst die Zufuhr an organischen Düngern, die ab einem GV-Besatz von >2 GV/ha verstärkt aus dem Zukauf organischer Substanz in Form von Futter stammen.

Bei der zusammenfassenden Betrachtung aller Einflussgrößen wird deutlich, dass die Tierhaltung jede der Einzelgrößen beeinflusst. Im Ergebnis ist mit einem steigenden Tierbesatz je ha LN ein ansteigender Humussaldo verbunden.

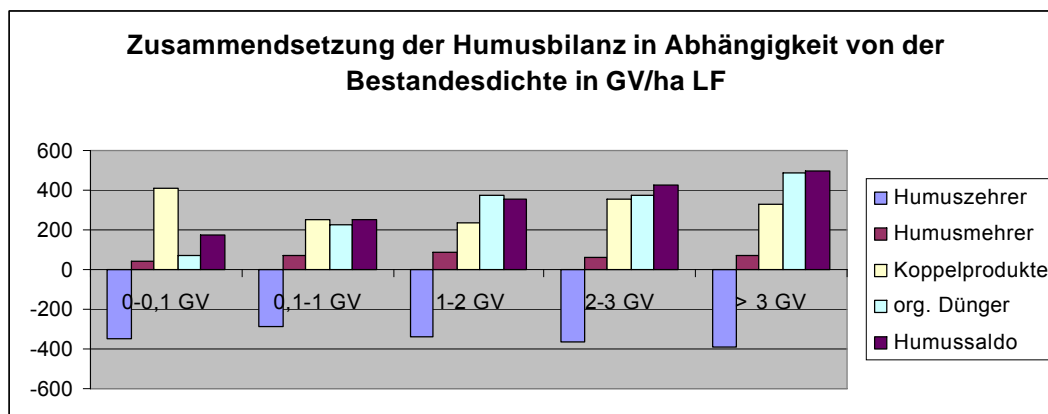


Abb. 19: Vergleich der Einflussgrößen auf die Humusbilanz in kg Humus-C/ha*a bei verschiedenen Viehbesatzdichten in GV/ha LF, n= 629

3.1.4 Humus-Saldo und N-Düngung

Der Humussaldo steht mit der N-Düngung im Zusammenhang. Ab einer Stickstoffzufuhr (organisch + mineralisch + legume N-Bindung) von 150 kg/ha ist ein Anstieg des Humussaldo zu beobachten. Wie die breite Streuung der Werte zeigt, überlagert auch hier wieder die einzelbetriebliche Entscheidung alle anderen Zusammenhänge.

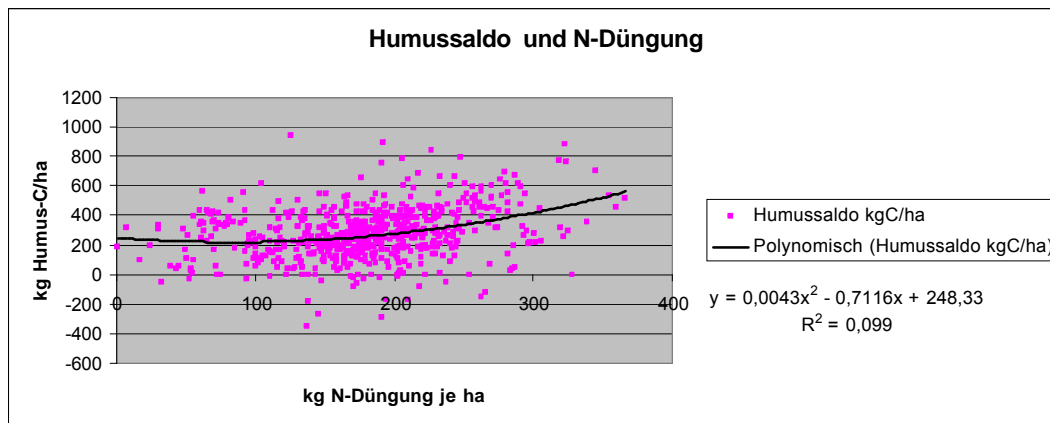


Abb. 20: Humussaldo und N-Düngung, n= 629

Bei einer Einteilung der Auswertungen in Düngungsgruppen (0-50, 50-100, 100-150, 150-200 und >200 kg N-Düngung je ha LF und Jahr) zeigt sich, dass eine höhere N-Düngung mit einer höheren Besatzdichte an Tieren in Verbindung steht.

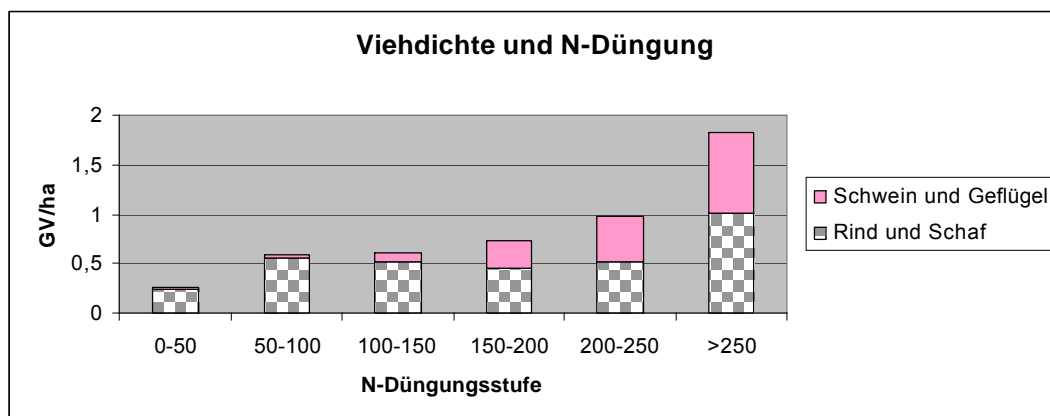


Abb. 21: Viehdichte bei verschiedenen N-Düngungsintensitäten, n= 629

Durch die höheren Tierbestände steht mehr organischer Dünger zur Verfügung, der dem Acker neben dem organischen Stickstoff auch Humus-C zuführt.

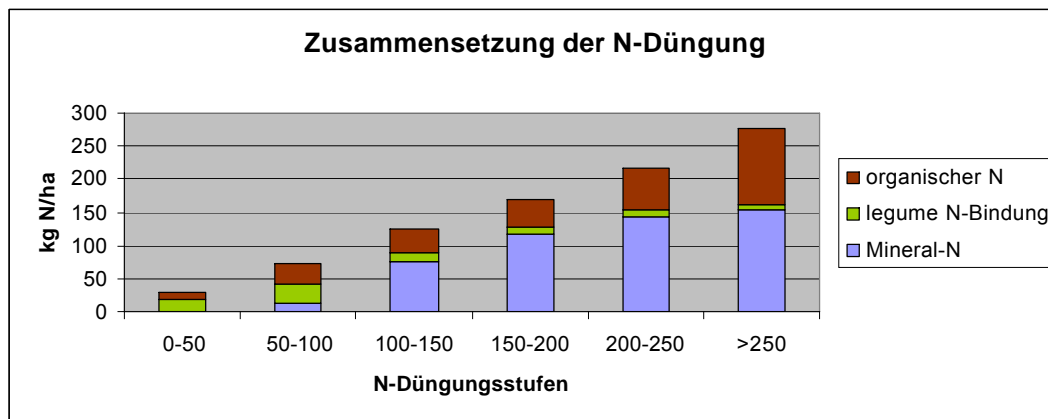


Abb. 22: Zusammensetzung der N-Düngung bei verschiedenen N-Düngungs-Intensitäten, n= 629

Neben dem Kohlenstoff aus den organischen Düngern tierischer Herkunft wird in den hohen N-Intensitätsstufen auch eine steigende Menge an Humus-C über Komposte und Klärschlämme zugeführt.

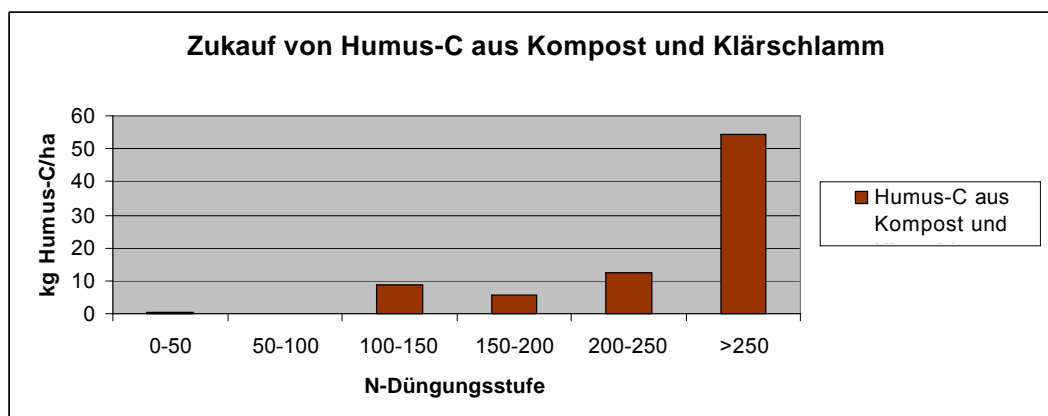


Abb. 23: Zukauf von Humus-C aus Komposten und Klärschlämmen bei verschiedenen N-Düngungsintensitäten, n= 629

Bedingt durch die unterschiedlichen Tierbestände verändert sich das Fruchtartenspektrum hin zu höheren Silomaisanteilen. Der hohe Anteil an Ackerfutter in der Düngungsstufe 50-100 kg N ist bedingt durch die 64 % Ökobetriebe in dieser Gruppe.

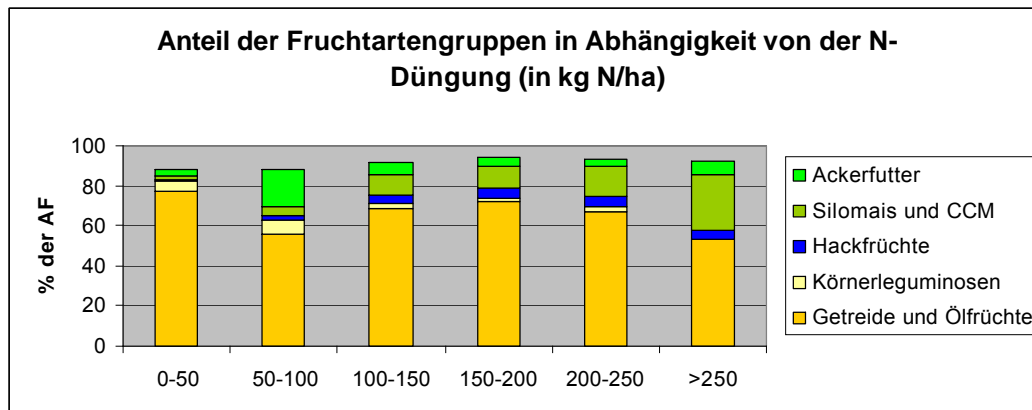


Abb. 24: Anteil der Fruchtartengruppen bei verschiedenen N-Düngungs-Intensitäten, n= 629

Mit steigender N-Düngung nimmt bis zu der N-Düngungsstufe 200-250 kg N/ha der Ertrag zu. Dies beeinflusst die Menge der potentiell zur Verfügung stehenden Koppelprodukte. In den unteren beiden Gruppen ist bei der Bewertung der Erträge neben dem geringen N-Düngungsniveau auch der Verzicht auf jegliche Art der agrochemischen Ertragssicherung in 50 bzw. 64% der Betriebe aufgrund der ökologischen Bewirtschaftung zu berücksichtigen.

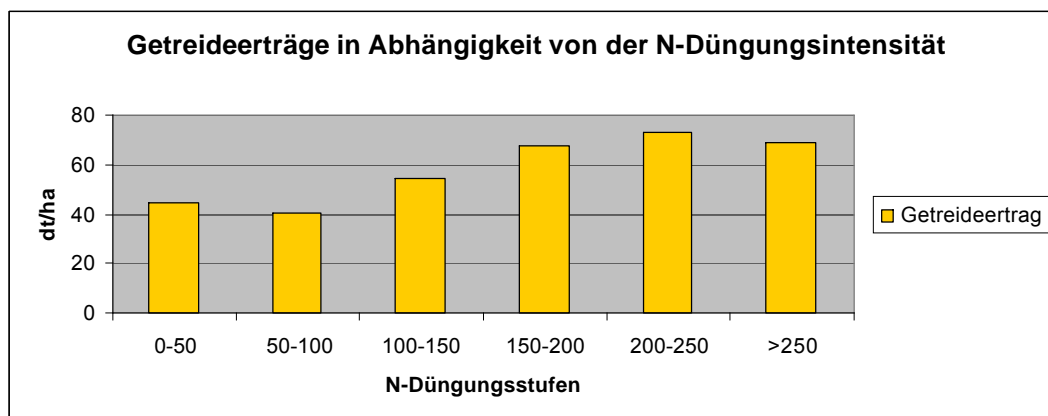


Abb. 25: Getreideerträge bei verschiedenen N-Düngungsintensitäten, n= 629

In der Abbildung 26 sind die im einzelnen besprochenen Einflussgrößen auf die Humusbilanz zusammengefasst. Wenn man vor allem in der Düngungsstufe 50-100 kg N den Einfluss der ökologischen Wirtschaftsweise (Fruchtfolgegestaltung, weniger Koppelprodukte) unberücksichtigt lässt, dann bestätigt sich der zu Beginn

des Abschnittes vermutete Zusammenhang zwischen dem N-Düngungsniveau und dem Humussaldo.

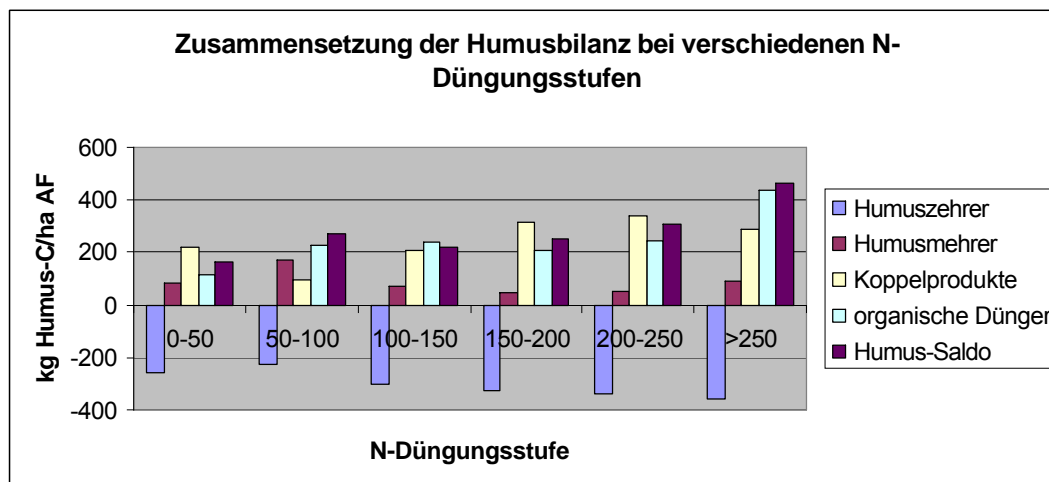


Abb. 26: Zusammensetzung der Humusbilanzen bei verschiedenen N-Düngungs-Intensitäten, n= 629

3.2 Beeinflussung der Humusbilanzen durch abiotische Faktoren

Durch den Bodengesundheitsdienst Ochsenfurth und die Fachhochschule Weihenstephan wurden Zusammenhänge zwischen dem Humusgehalt der Böden und dem Klima (Niederschlag, Temperatur) sowie der Höhenlage festgestellt [7].

3.2.1 Humussaldo und Höhenlage

Eine Sortierung der Betriebsauswertungen nach der durchschnittlichen betrieblichen Höhenlage zeigt, dass die in o.g. Vortrag festgestellten Unterschiede im Boden-Humusgehalt bei verschiedenen Höhenlagen zumindest bei den vorliegenden Auswertungen nicht über die Ergebnisse der Humusbilanzen zu erklären sind.

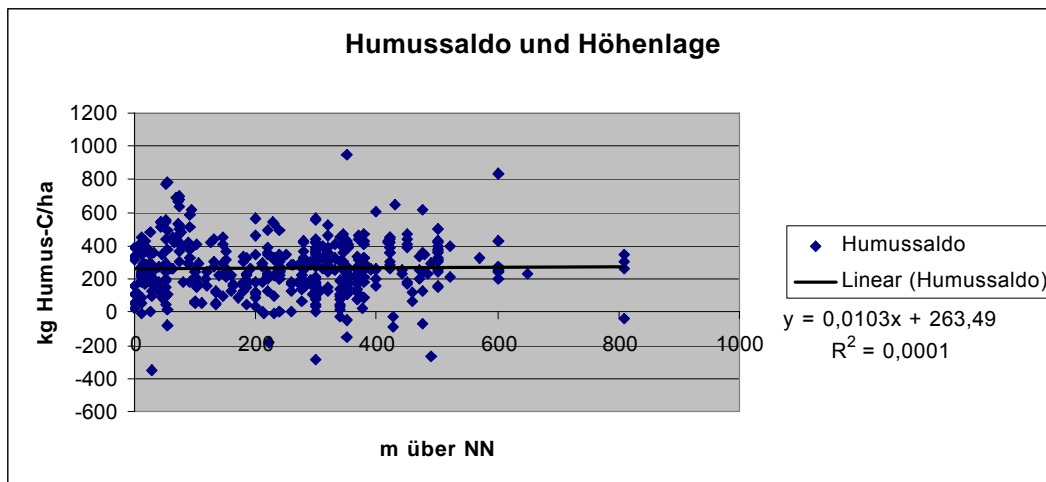


Abb. 27: Humussalden bei unterschiedlicher Höhenlage, n= 464

3.2.2 Humusbilanz und Temperatur

Für den Vergleich der Humusbilanzen mit der Temperatur standen 212 Datensätze mit vollständigen Temperaturangaben zur Verfügung. Für die übrigen Datensätze wurden die Temperaturangaben entsprechend der Werte von Klimastationen in der Nähe der jeweiligen Betriebe ergänzt, so dass für die Auswertung alle 629 Datensätze genutzt werden konnten.

Die durch den Bodengesundheitsdienst dargestellte Zunahme der Humusgehalte bei niedrigeren Temperaturen könnte mit entsprechend steigenden Bilanzsalden im Zusammenhang stehen.

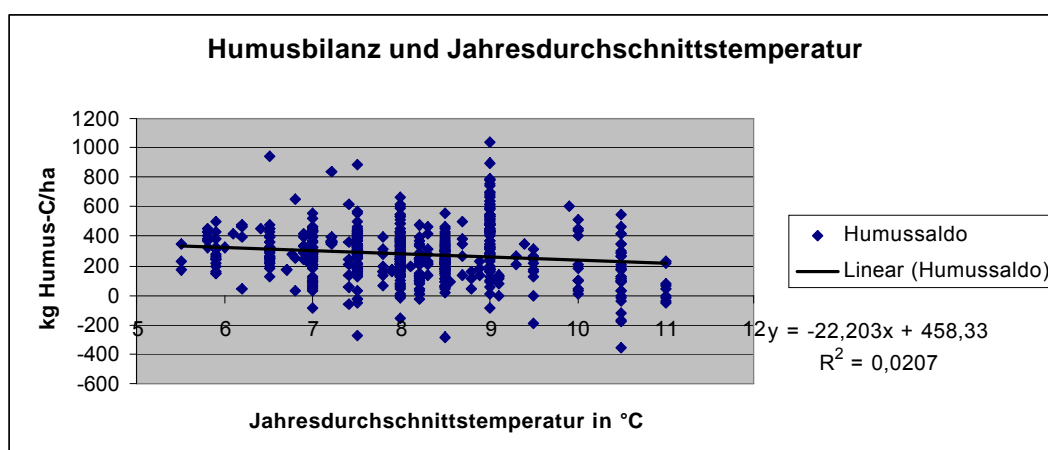


Abb. 28: Humussalden bei unterschiedlicher Jahresmitteltemperatur, n= 629

Die Zusammensetzung der Tierbestände sowie die Viehdichte unterscheiden sich zwischen den Temperaturgruppen. Hohe Besatzdichten (vor allem Monogastriden) finden sich in Betrieben mit einer Durchschnittstemperatur von (9 - 10 °C). Ob die Schweinehaltung jedoch von der Temperatur abhängig ist, bleibt fragwürdig. Vielmehr liegt die Vermutung nahe, dass die schweinehaltenden Betriebe in Nord-West-Deutschland zufällig in der Gruppe mit dieser Durchschnittstemperatur liegen. Denn wenn allein die Anbaueignung für Mais für die Schweinehaltung ausschlaggebend wäre, dann müssten auch in den wärmeren Regionen mehr Schweine gehalten werden.

In allen anderen Temperaturgruppen überwiegt die Rinderhaltung.

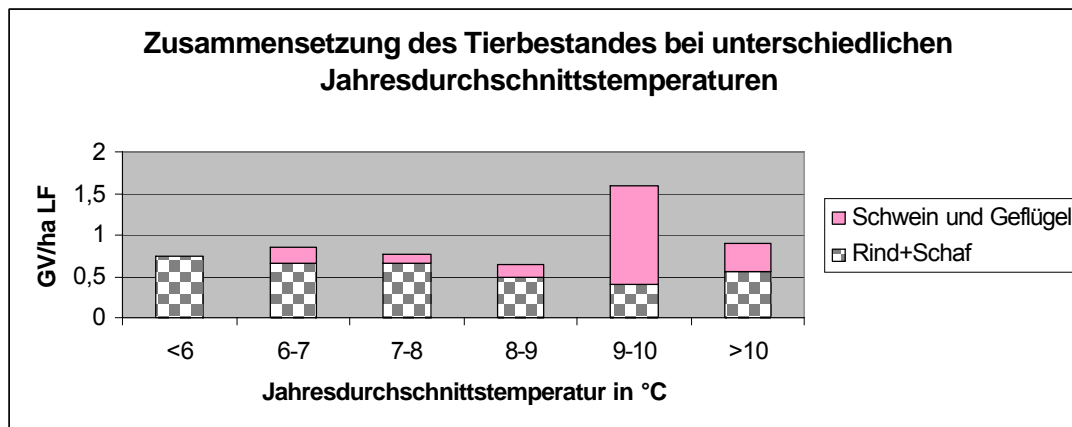


Abb. 29: Zusammensetzung und Dichte der Tierbestände bei unterschiedlicher Jahresmitteltemperatur, n= 629

Sowohl der Futterbedarf als auch die klimatischen Verhältnisse (einschließlich des Niederschlages) und die Vermarktungsmöglichkeiten bestimmen den Anbau. Bei steigenden Temperaturen lassen sich zwei Entwicklungen erkennen: Der Anbau von Ackerfutter (ohne Mais) sinkt von 10 % in den kühlen Regionen auf etwa 1 % der AF bei Temperaturen über 10 °C. Gleichzeitig kommt es zu einer Ausdehnung des Hackfruchtanbaus (von 0,5 % der AF bei <6 °C auf 15 % bei > 10 °C). Wider Erwarten ist der Silo- und CCM-Maisanteil mit 9 – 13 % der AF außer in der Temperaturgruppe von 9 – 10 °C in allen anderen Temperaturgruppen relativ gleichbleibend. Mais wird demzufolge auch in den kühleren Regionen zur Deckung des Futterbedarfes genutzt.

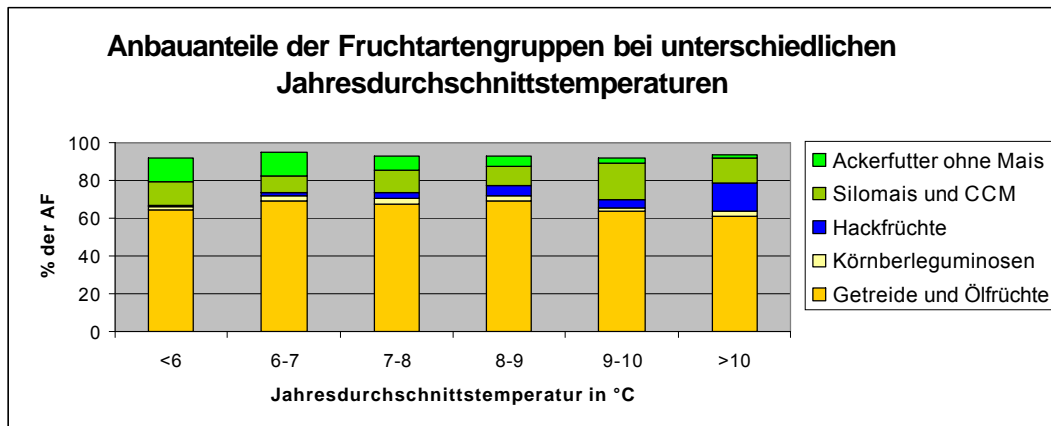


Abb. 30: Anbauanteile der Fruchtarten-gruppen bei unterschiedlicher Jahresmitteltemperatur, n= 629

In der Zusammenfassung der einzelnen Einflussgrößen auf die Humusbilanz wird erkennbar, dass der Saldo mit steigenden Temperaturen tendenziell fällt. Dies wird vorrangig durch den erhöhten Humusbedarf der angebauten Kulturen (mehr Humuszehrer, weniger Humusmehrer) und die sinkende Menge an organischen Düngern verursacht. Die Ausnahme in dieser Entwicklung stellt der bereits genannte Temperaturbereich von 9 – 10 °C dar, da dort die viehstarken Betriebe Nord-West Deutschlands enthalten sind. In dieser Gruppe bewirken der Einfluss der Tierhaltung durch die hohen Mengen an organischen Düngern und die wegen des hohen Ertragsniveaus großen Koppelproduktmengen einen gegenüber allen anderen Temperaturstufen erhöhten Humussaldo.

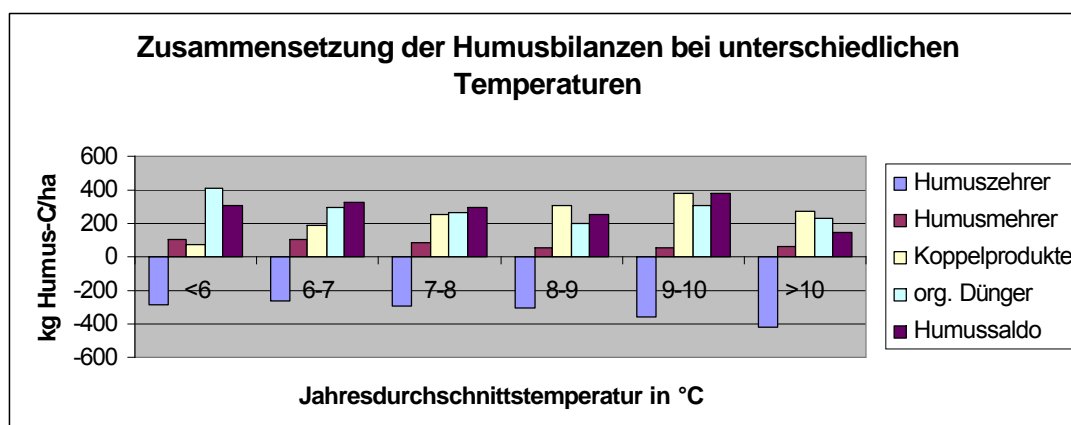


Abb. 31: Zusammensetzung der Humusbilanzen bei unterschiedlicher Jahresmitteltemperatur, n= 629

3.2.3 Humussaldo und Jahresniederschlag

Vom Bodengesundheitsdienst wird kein Zusammenhang zwischen dem Jahresniederschlag und den Boden-C-Gehalten festgestellt. Bei dem Vergleich der Humussalden mit der Temperatur wird diese Aussage bestätigt.

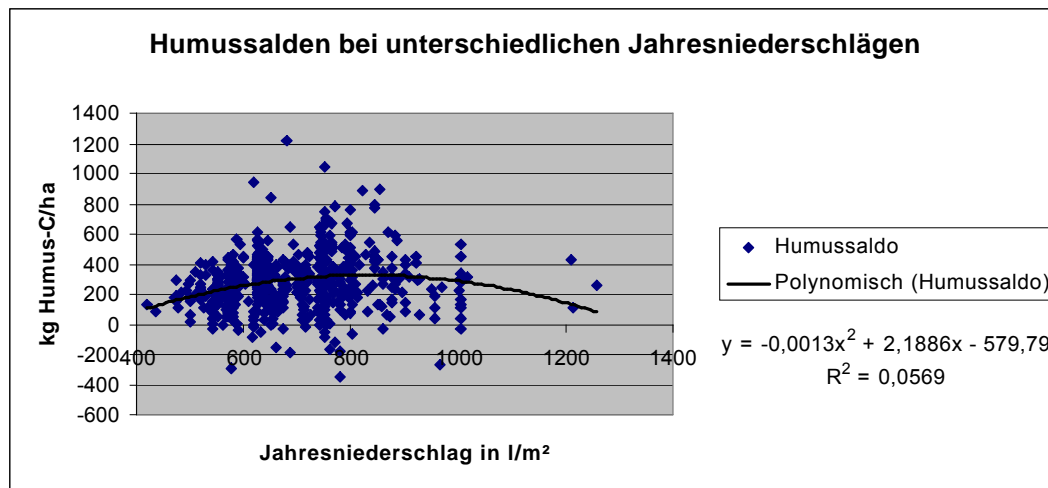


Abb. 32: Humussalden bei unterschiedlicher Jahresniederschlagsmengen, n= 629

Bei Niederschlägen unter 500 mm werden kaum noch Tiere gehalten, da Futterkulturen unter diesen Bedingungen nur geringe Erträge bringen. Steigende Niederschläge sind mit einer zunehmenden Besatzdichte an Rindern verbunden, der RGV –Besatz erreicht in Regionen mit >1000 m Niederschlage Werte von mehr als 1 GV/ha. Die Schweinehaltung erreicht ihr Maximum mit 0,6 GV/ha bei 750 mm Niederschlag und geht danach wieder zurück. Auch hier überlagert vermutlich die regionale Konzentration der viehstarken Betriebe im Nordwesten den Einfluss des Niederschlages.

Das Anbauspektrum verschiebt sich mit steigenden Niederschlägen weg von den Druschfrüchten hin zu den Futterkulturen. Besonders stark nimmt dabei der Maisanbau zu – in den niederschlagsreichsten Regionen werden bis zu 34 % Mais angebaut. Der Anteil der Hackfrüchte liegt bei Regenmengen bis zu 875 mm zwischen 4 und 7 % der AF und geht dann zurück.

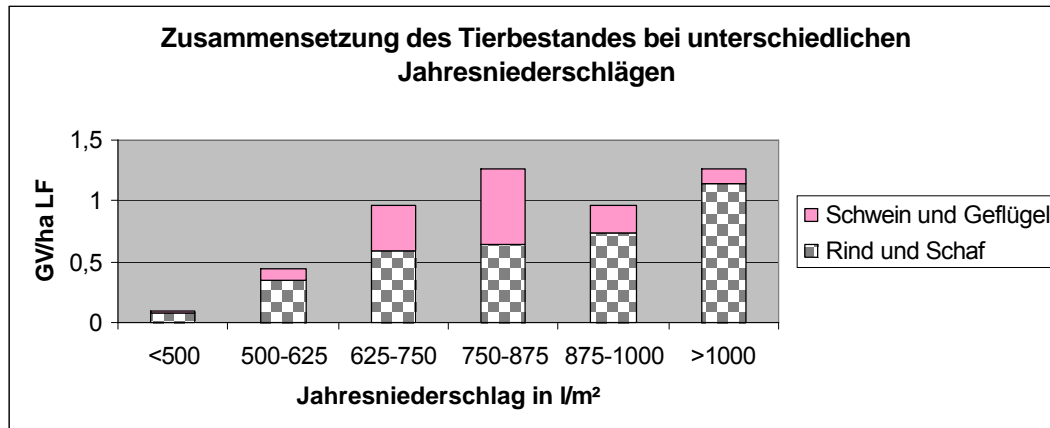


Abb. 33: Zusammensetzung des Tierbestandes bei unterschiedlichen Jahresniederschlägen, n= 629

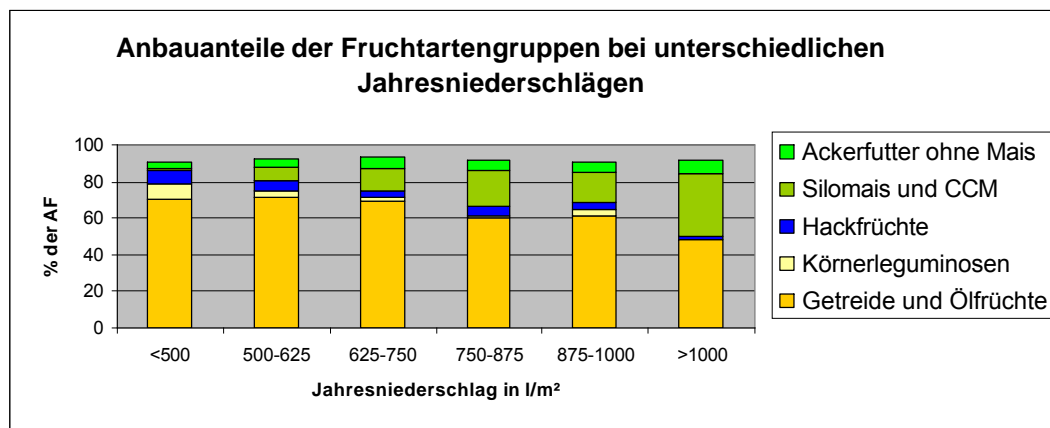


Abb. 34: Anbauanteile der Fruchtartengruppen bei unterschiedlichen Jahresniederschlägen, n= 629

Die Wirkung der Tierbestände überlagert durch die damit verbundenen Lieferung von organischen Düngern alle anderen Einflussgrößen und führt zu einem Maximum des Humussaldos in der Betriebsgruppe mit Niederschlägen von 750-875 mm

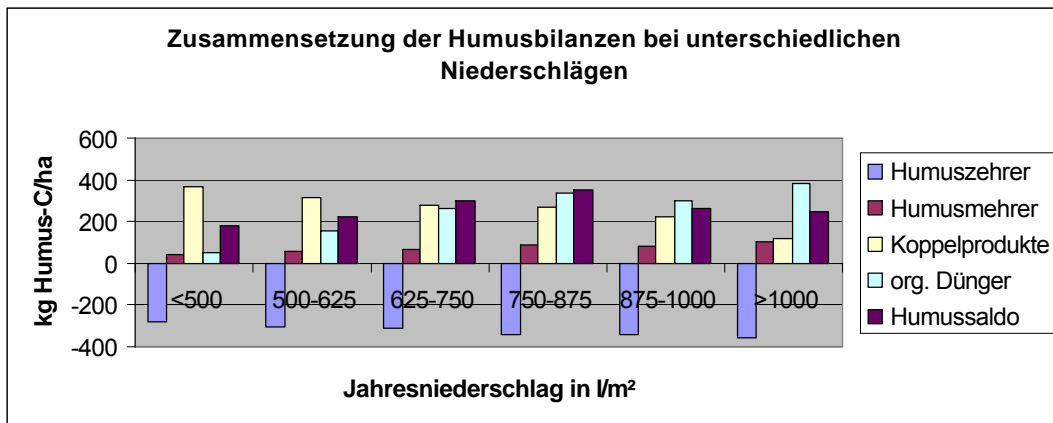


Abb. 34a: Zusammensetzung der Humusbilanzen bei unterschiedlichen Jahresniederschlägen, n= 629

3.3 Auswirkungen der Agrarstruktur (Betriebsgröße) auf die Humusbilanz

Die Betriebsgröße hat einen Einfluss auf die Humusbilanz. Die Streuung der mittleren Humussalden zwischen den Betriebsgrößengruppen (<50; 50-100; 100-250; 250-1000; 1000-2000; >2000 ha LF) ist mit 70 kg Humus-C/ha beträchtlich.

Auch hier überlagern die einzelbetrieblichen Entscheidungen den Einfluss der Betriebsfläche, wie die extreme Streuung der Werte selbst innerhalb der Betriebsgrößeklassen zeigen.

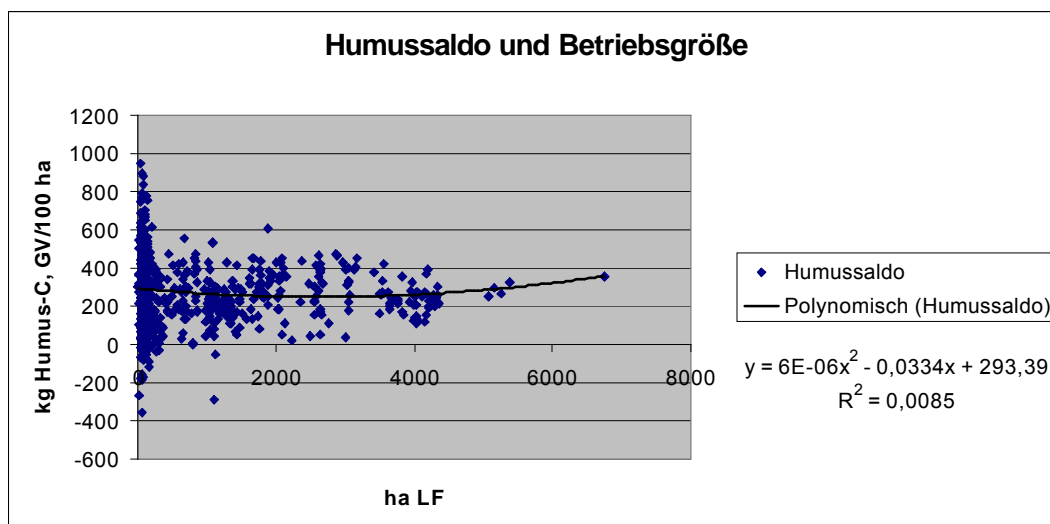


Abb. 35: Humussalden bei unterschiedlichen Betriebsgrößen (ha LF), n= 629

Generell werden vor allem in den nur gering mit Fläche ausgestatteten Betrieben mehr Tiere je ha LF gehalten. Schweine stehen vor allem in den Betrieben unter 250 ha LF. Der Tierbesatz erreicht ein Minimum in den Größenklassen von 250 - 2000 ha und steigt danach wieder an.

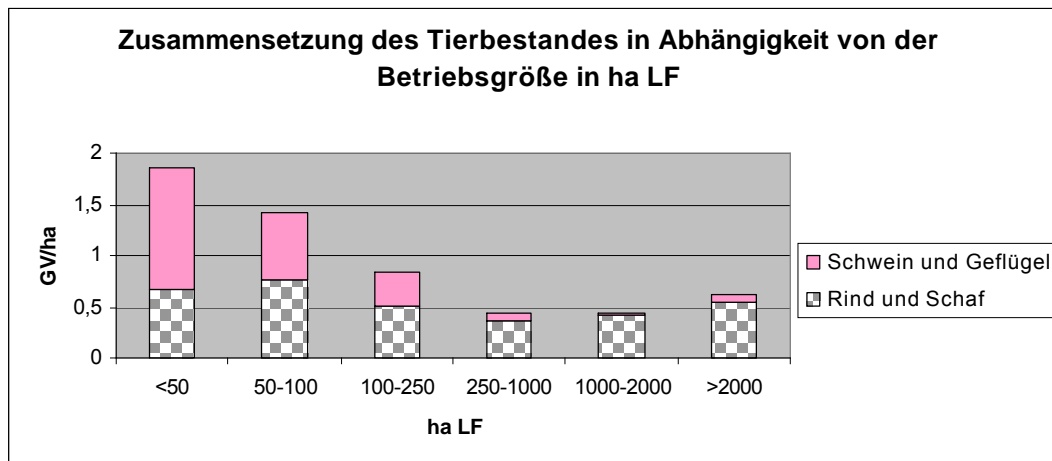


Abb. 36: Tierbesatzdichten und Tierarten bei unterschiedlichen Betriebsgrößen (ha LF), n= 629

Das Anbauspektrum ändert sich mit der Betriebsgröße. In den Betrieben unter 100 ha wird etwa ein Viertel der Ackerfläche mit Futterpflanzen bebaut, dabei nimmt der Silomais (einschließlich CCM) eine dominierende Stellung ein. In den Betrieben zwischen 250 und 1000 ha erreicht die Futterfläche einen minimalen Anteil von 10%, um in den größeren Betrieben wieder auf bis zu 20 % der AF zuzunehmen. In den Betrieben über 2000 ha wird weniger Silomais als sonstiges Ackerfutter angebaut.

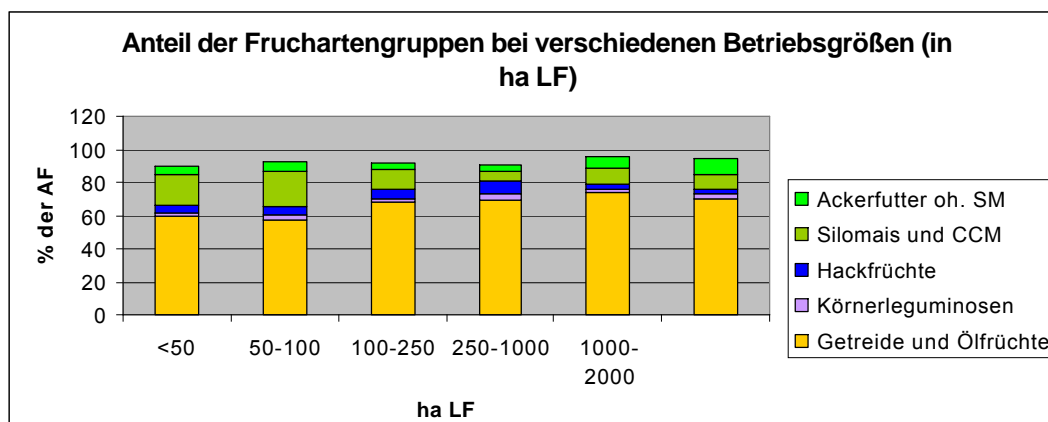


Abb. 37: Anbauanteile der Fruchtartengruppen bei unterschiedlichen Betriebsgrößen (ha LF), n= 629

In der Zusammenfassung bestätigt sich auch bei der Betrachtung der einzelnen Größenklassen, dass der Humussaldo in den vielschwachen Größenklassen von 250 .. 2000 ha LF ein Minimum erreicht.

Der geringere Anbau von Humuszehrnern macht sich in großen Betrieben durch einen sinkenden anbaubedingten Humus-C-Bedarf bemerkbar.

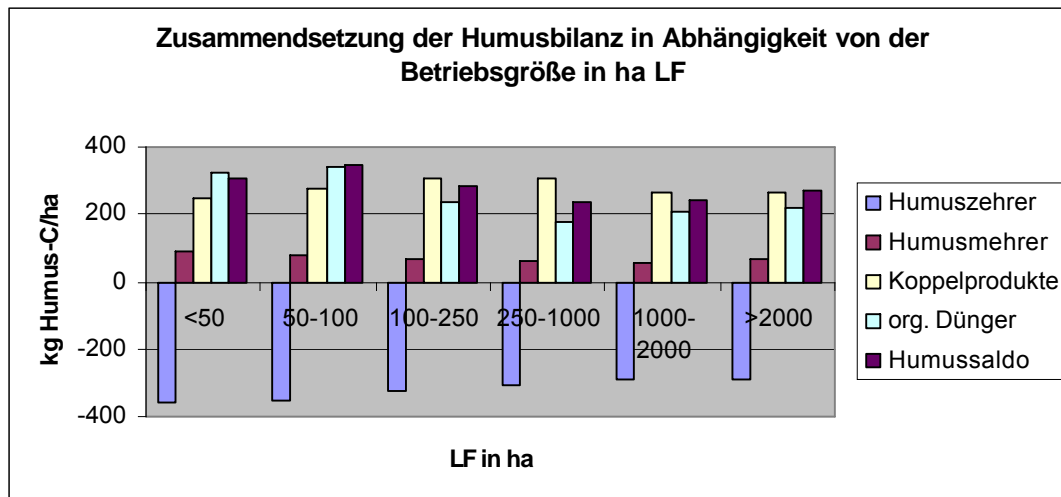


Abb. 38: Zusammensetzung der Humusbilanzen bei unterschiedlichen Betriebsgrößen (ha LF), n= 629

3.4 Zusammenfassung der Ergebnisse

Für alle geprüften Kriterien kann festgestellt werden, dass in Bezug auf den Humussaldo und basierend auf den Berechnungsregeln des VDLUFA-Standpunktes kein Merkmal ermittelt werden konnte, dass zu negativen Humussalden führen wird. Die in Abbildung 2 dargestellten 2 % der Betriebe mit einer Einstufung in die Humusversorgungsgruppen A und B stellen Einzelfälle dar.

Eine größere Gefahr (hohes Mineralisierungspotential, Gefahr von N-Verlusten) geht von den potentiell mit Humus übersorgten Betrieben aus. Dies sind vor allem Unternehmen mit einem Tierbesatz von > 2 GV je ha und einem Stickstoffeintrag von über 250 kg N/ha und Jahr. In beiden Fällen liegen die Humussalden im Mittel der ausgewerteten Gruppen bei weit über 400 kg Humus-C.

4. Hinweise aus der praktischen Umsetzung der Humusbilanzierung in Unternehmen

In den trockneren ostdeutschen Betrieben mit besseren Böden ist die Akzeptanz der VDLUFA-Humusbilanzierung mit den unteren Werten sehr gut. Die Betriebe wären bereit, die entsprechenden Handlungsempfehlungen (z.B. Strohverkauf) umzusetzen, wenn es einen entsprechenden Markt gäbe. Dies ist nicht zuletzt auf die nur langsame Umsetzung der immer weiter steigenden Strohmenge auf den trockenen Standorten und die damit verbundenen Probleme besonders bei der konservierenden Bodenbearbeitung zurück zu führen.

Kritisch werden die ausgewiesenen Humussalden von Betriebsleitern mit schlechteren Böden und in den norddeutschen Gebieten betrachtet. Hier geht man davon aus, dass wegen der hohen Mineralisierungsleistungen in den Sandböden und der gleichzeitig vorhandenen Gefahr von Trockenperioden ein Maximum an Humus das Optimum darstellt. Hinweise auf eine mögliche Wertschöpfung aus dem Verkauf von organischer Substanz werden mit dem Argument der dann sinkenden Ertragssicherheit abgelehnt.

In ökologischen Betrieben werden die Ergebnisse der Humusbilanzierung eher zweitrangig bewertet. Maßgeblich ist hier die Versorgung der Böden mit Nährstoffen. Eine Überversorgung mit Kohlenstoff wird dabei billiger in Kauf genommen.

Wenn Landwirte selber eine Humusbilanz vornehmen, dann erfolgt das fast ausschließlich anhand der CC-Vorgaben mit den unteren Werten des VDLUFA-Standpunktes, da diese Bilanzierungsregelungen in jedem Bundesland jährlich wieder veröffentlicht und in den entsprechenden Winterschulungen erläutert werden.

Vorstellungen zur Anpassung des VDLUFA-Standpunktes:

- Vorgaben zur automatisierten Anwendung der oberen oder unteren Werte
 - anhand von Klima- oder Bodendaten
 - bezugnehmend auf die Bodenbearbeitung (pflügend / konservierend)
- Die vorhandenen Grenzen der Humus-Saldo-Gruppen sollten beibehalten werden, so lange nicht definitive Aussagen vorliegen, dass sich die Humusbodengehalte entgegen den Erwartungen aus der Bilanzierung entwickeln.
- Für Zwischenfrüchte sollten die positiven Faktoren beibehalten werden. Ansonsten müssten für alle Kulturarten die Faktoren korrigiert und in

Teilfaktoren für die Brachezeiten und die bewachsene Zeiten aufgeteilt werden.

- Der Grünlandumbruch sollte in dem Jahr des Umbruchs mit – 4000 .. –20.000 kg Humus-C bewertet werden: Für den Betrieb ist eine aggregierte Humusbilanz oder eine betriebliche Gesamtbilanz zu erstellen, damit verdünnt sich die Wirkung eines Schlages innerhalb eines Jahres ausreichend. Auch bei Betrachtung der Schlagbilanz im Rahmen einer Fruchtfolge ergibt sich eine Verdünnungswirkung. Wichtig ist, den Grünlandumbruch ausreichend zu sanktionieren und dies auch im Ergebnis erkennbar werden zu lassen.
- Wechselgrünland, dass im Anbau nicht als Dauergrünland gekennzeichnet ist (Feldblockcharakterisierung – Prämienfläche Ackerland, Anbaudauer GL unter 5 Jahre) , muss in die Humusbilanz einbezogen werden.
- Agroforst: Entweder wird die mit Bäumen bepflanzte Fläche als Dauerkultur nicht mehr als Teil der Humusbilanzfläche betrachtet oder den Pappeln ist ein entsprechenden Humus-C Faktor zuzuordnen Hier sind zukünftig weiter Untersuchungen zur Bestimmung des C-Faktors für schnellwachsende Baumarten erforderlich. Gleiches gilt für andere „neue“ Kulturpflanzen (z.B. Durchwachsende Silphie, Hirse, Polygonium usw.).
- Faktoren für die Humusreproduktion von Gärresten müssen unbedingt untersucht werden: Ggf. muss eine Berücksichtigung der Einsatzstoffe erfolgen.
- Im Standpunkt sollten aus meiner Sicht die beiden Funktionen der Humusbilanzierung getrennt und textlich so formuliert werden:
 - a) Die Humusbilanz soll dem Landwirt helfen, einen stabilen Gehalt der Böden an organischem Kohlenstoff zu erhalten. Als Faktoren haben sich die unteren Werte des VDLUFA bewährt und sollten beibehalten werden. Diese Werte decken sie sich mit den in Feldversuchen zur Erreichung optimaler Erträge erkannten Mengen der organischen Dünger und charakterisieren gleichzeitig die gute fachliche Praxis im Bezug auf die Anforderungen des Bodenschutzes. Die oberen Werte können beibehalten werden, um für die im alten Standpunkt beschriebenen Standorte eine Aussage treffen zu können

- b) Vor allem im Ökolandbau hat die Humusbilanz eine andere Bedeutung: Hier steht die Nährstoffversorgung im Vordergrund, so dass sich die dort genutzten Faktoren vorrangig aus dem Stickstoffbedarf des Zielertrages ergeben. Somit sind sowohl die Bedarfsfaktoren als auch die sich daraus ergebenden Düngeempfehlungen für die organischen Dünger erheblich höher.

Konsequenter Weise sollten in dem neuen Standpunkt auch die Tabellen für die Humuszehrer getrennt und den jeweiligen Texten zugeordnet werden. Wenn das im Ökolanbau gewünscht wird, könnten auch 2 ertragsabhängige Faktoren-Gruppen gebildet werden.

Wenn die Humusreproduktionsfaktoren der organischen Dünger, der Humusmehrer und von sonstiger Biomasse bei beiden Ansätzen gleich bleibt, dann können diese Tabellenteile für beide Anwendungen gelten.

- Es sollte formuliert werden, dass sich aus dem Humussaldo keine allgemeine Aussage zur Entwicklung der Bodengehalte herleiten lässt, weil die Böden sich bei der in den vergangenen Jahren relativ gleichbleibenden Bewirtschaftungsart an ein standorttypisches und damit relativ stabiles Boden-C-Niveau angenähert haben. Änderungen am Boden-C-Gehalt sind nur dann zu erwarten, wenn die Bewirtschaftungsform gravierend geändert wird (z.B. Grünlandumbruch oder Grünlandanlage, Anlage KUP)
- Die Einstufung der Humussaldengruppen in nur drei Stufen sollte sich an den alten Gruppen orientieren. Die Gruppe C sollte dabei die Gruppen B und D integrieren.

A: >-75

C: -75 ..+300

E:>300

5. Literatur:

[1] Informationsbroschüre für die Empfänger von Direktzahlungen und für bestimmte ELER-Zuwendungsempfänger über die anderweitigen Verpflichtungen – Cross Compliance – Ausgabe Thüringen 2010

Quelle:

<http://www.thueringen.de/de/publikationen/start.asp?hausid=9&uui=B47P30S&filterschlagwortid=42>

[2] Durchführung einer Biomassepotenzialstudie 2007 für das Land Sachsen-Anhalt – Endbericht, Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt, Juni 2008

Quelle: <http://www.sachsen-anhalt.de/LPSA/index.php?id=29327>

[3] Beuke, K: Überprüfung der Humusbilanzierung anhand von Dauerversuchen in verschiedenen Klimaregionen Europas, Universität Trier, Januar 2006

Quelle:

<http://www.humusnetzwerk.de/humusbilanzierung/detailansicht/article/903/834.html>

[4] AUTORENKOLLEKTIV 1977: Empfehlungen zur effektiven Versorgung der Böden mit organischer Substanz.- Hrsg.: Akad. d. Landw.-Wissensch. der DDR, agrarbuch, Leipzig, 6

[5] Körschens et al: VDLUFA Standpunkt Humusbilanzierung , Bonn April 2004

[6] Breitschuh, G.; Eckert, H.; Matthes, I.; Strümpfel, J.: Kriteriensystem nachhaltige Landwirtschaft, KTBL – Schrift 466, KTBL Darmstadt 2008

[7] Buckl, E., Horn, D., Maier, H. ; Ebertseder, Th.: Auswertung von Boden- , Klima- und Bewirtschaftungsdaten zur Ableitung von standortspezifischen Einflussfaktoren auf den Humusgehalt; Vortrag zum 120. VDLUFA-Kongress in Jena , September 2008

Quelle: www.tll.de/ainfo/pdf/vdlufa/vl08_128f.pdf

Humusbilanzierung bei Erweiterung des Energiepflanzenbaues

Bericht zur Teilaufgabe 8 für den VDLUFA-F&E-Bericht „Humusbilanzierung landwirtschaftlicher Böden – Einflussfaktoren und deren Auswirkungen“

Thorsten Breitschuh¹, Ulrich Gernand¹

¹ Verband für Agrarforschung und Bildung (VAFB) e.V., Jena

Zusammenfassung

Neben der Erzeugung von Lebensmitteln werden durch deutsche Landwirte zunehmend Rohstoffe für die energetische Nutzung als Biokraftstoff, Biogas oder Festbrennstoff bereitgestellt.

Der vorliegende Bericht prüft in 30 verschiedenen Szenarien die Konsequenzen für die Humusbilanzen einer teilweisen bis hin zur vollständigen Umstellung der landwirtschaftlichen Erzeugung auf die Bereitstellung von Bioenergieerohstoffen.

In einem ersten Schritt werden die in der gegenwärtigen Produktionsstruktur verfügbaren Reserven (Mist, Gülle, Restfutter, Stroh) energetisch genutzt. In weiteren Szenarien werden verschiedenen Möglichkeiten einer gesteigerten Biomassebereitstellung für die energetische Nutzung einzeln untersucht: Dazu gehören neben der Intensivierung des Grünlandes (Szenario 2) auch Änderungen der Fruchtfolge mit einem höheren Anteil an hochproduktiven Energiepflanzen (Mais, Kurzumtriebsplantagen, Zuckerrüben, Raps) (Szenario 3). In einigen Varianten erfolgt die Simulation einer vollständige Umstellung der Produktion auf Energiepflanzen, was in Extremszenarien auch eine Maismonokultur oder die Abschaffung der Tierhaltung beinhaltet (Szenario 4) . Für jeden der untersuchten fünf unterschiedlichen Betriebe wird aus den Einzelszenarien und auf Basis der betrieblichen Gegebenheiten eine Optimalvariante erstellt, die einen maximalen wirtschaftlichen Erfolg unter Berücksichtigung der ökologischen und sozialen Rahmenbedingungen ermöglichen soll (Szenario 5).

Die Ergebnisse dieses Teilprojektes zeigen, dass eine Erhöhung der Bioenergiegewinnung in landwirtschaftlichen Betrieben sehr starke Auswirkungen auf die Humusversorgung haben kann. Durch betriebsspezifische Optimierung des

Einsatzes von Produktionsmitteln (insbesondere der organischen Dünger), die Wahl einer geeigneten Art der Bioenergiebereitstellung und durch eine entsprechende Fruchtfolgegestaltung ergibt sich dabei durchaus die Möglichkeit, Biomasse zur Bioenergiegewinnung bereit zu stellen, ohne die erforderliche Humusversorgung der Böden zu unterschreiten. Die Humusbilanzierung kann bei der Quantifizierung dieser betriebswirtschaftlichen Zielstellungen hilfreich sein.

Inhaltsverzeichnis	Seite
--------------------	-------

Zusammenfassung	314
1. Einleitung	317
2. Ergebnisse von Szenarien für die Ausdehnung der Bioenergieträgerbereitstellung	318
3. Auswirkungen der Gärrestdüngung auf den Humussaldo	326
4. Literatur	330

1. Einleitung

Die erhöhte Nachfrage nach biogenen Rohstoffen für die Energieerzeugung führte in den letzten Jahren zu einem verstärkten Energiepflanzenanbau in Deutschland. Im Zuge der Größenentwicklung der Anlagen stieg der Flächenbedarf auf bis zu mehrere Tausend Hektar pro Anlage. Damit werden Dimensionen erreicht, die messbare Auswirkungen auf betriebswirtschaftliche und umweltrelevante Faktoren erwarten lassen.

Im Rahmen eines Forschungsprojektes untersuchte die TLL Jena gemeinsam mit dem VAFB die ökonomischen, ökologischen und sozialen Auswirkungen eines verstärkten Energiepflanzenanbaues unter verschiedenen Simulationsannahmen. Dabei werden simulierte Szenarien mit der Situation der Jahre vor einem nennenswertem Energiepflanzenanbau und der als „Ist-Zustand“ bezeichneten Situation des Jahres 2006 verglichen. Untersuchungsobjekte sind 5 landwirtschaftliche Betriebe in ganz Deutschland.[8]

Tab. 1: Beschreibung der Szenarien für die Ausdehnung der Bioenergieträgerbereitstellung

Szenarium	Beschreibung/Maßnahme	Erläuterung
0	Ist-Zustand 2006	Vergleichsbasis
1	Nutzung betrieblicher Reserven	Wirtschaftsdünger, Futterüberhänge, Stroh etc.
2	Intensivierungsmaßnahmen zur Ertragsteigerung	Verwertung des Mehrertrags in der Biogasanlage
3	Änderung der Anbaustruktur	Einführen neuer Energiepflanzen, Umwidmung von Flächen von Marktfrucht- zu Energiepflanzen, Extremszenario Monokultur Mais
4	Wegfall der Tierhaltung (Extremszenario)	Futterpflanzen → Energiepflanzen
5	Optimierung der Bioenergie	Kombination verschiedener praktikabler Maßnahmen

Im folgenden werden die Ergebnisse dieser Auswertung hinsichtlich der Entwicklung der Humussalden für die einzelnen Betriebe vorgestellt:

2. Ergebnisse von Szenarien für die Ausdehnung der Bioenergieträgerbereitstellung

Betrieb 1: a22

Der Betrieb a22 liegt im Thüringer Wald und bewirtschaftet 1000 ha LF in einer Höhe von 250-360 m über NN. Die Niederschläge betragen 675 mm pro Jahr. Die Hälfte der Flächen werden als Grünland genutzt, der Aufwuchs dient der Futtermittelversorgung von 610 GV Milchrind (einschließlich Nachzucht) und als Rohstoff für eine 200 kW Biogasanlage. Für den Ist-Zustand des Jahres 2006 wurde ein Humussaldo von 119 kg Humus-C/ha berechnet.

Tab. 2: Beschreibung der Bioenergie-Szenarien für Betrieb a22

Szenario	Beschreibung/Maßnahme	Erläuterung
0	Ist-Zustand 2006	Vergleichsbasis
1	Verwertung ungenutzter Biomassepotentiale und Flächenumwidmung	komplette Verwertung von Wirtschaftsdünger und Futterüberhängen in der BGA, Umwidmung von 60 ha Marktfrucht in Energiepflanzenbau
2	Intensivierung Grünland	PK-Aufdüngung und Verwertung der Mehrererträge in der BGA
3	Ausweitung der Energiepflanzenfläche, darunter Szenario 3.5.: Einführung neuer Energiepflanzen	teilweiser Ersatz von Silomais durch Silphie (50 ha)
4	Abbau der Tierhaltung	Verwertung Futterpflanzen in Biogasanlage Marktfruchtbau bleibt bestehen
5	Maximierung Bioenergie	- Nutzung aller org. Abfälle (wie Stufe 1) - Nutzung Mehrererträge Grünlandintensivierung (wie Stufe 2) - Änderungen des Anbauspektrums (wie Stufe 3) - Wegfall Tierhaltung (wie Stufe 4)

Im Szenario 1 werden der komplette Wirtschaftsdünger und alle Futterreserven in einer weiteren 250 – kW - Biogasanlage verwertet. Insbesondere die Verwendung des Stallmistes in der Biogasanlage wirkt sich deutlich auf den Humussaldo aus: Dieser sinkt auf 17 kg im Szenario 1.

Das Grünland im Betrieb a22 wurde in den letzten Jahren durch die Inanspruchnahme verschiedener KULAP-Programme extensiviert. Im zweiten Szenario soll durch eine entzugs- und bodenorientierte Düngung im Zusammenhang mit Pflanzenschutzmaßnahmen das frühere Ertragsniveau (+50 dt FM/ha) wieder erreicht werden. Der Mehrertrag wird in der gegenüber der IST-Variante um 110 kW zu vergrößernden Biogasanlage vergoren. Da nicht der gesamte Gärrest aus dem Mehrertrag wieder auf dem Grünland ausgebracht werden kann, kommen Teile davon den Ackerflächen zu Gute. Dadurch erhöht sich der Humussaldo um 15 auf dann 134 kg Humus-C/ha.

Da unter den gegebenen klimatischen Bedingungen nur Maissorten mit einer Reifezahl von unter 200 angebaut werden können und deren Ertragspotenzial begrenzt ist, wurde im dritten Szenario vorgeschlagen, 50 ha Maisfläche mit der Dauerkultur „Durchwachsende Silphie“ anzupflanzen.

Nach den Ergebnissen von Feldversuchen in der Nachbarschaft des Betriebes sind beide Fruchtarten hinsichtlich ihres Methanertrages je ha gleichzusetzen. Aus Sicht der Humuswirtschaft hat die Silphie Vorteile gegenüber dem Mais: Es erfolgt nur eine Bodenbearbeitung vor der Anpflanzung, danach bleibt der Boden 12 Jahre ohne Bearbeitung und die gesamte Zeit bedeckt. Unter der Silphie siedeln sich im Laufe der Jahre Gräser an, so dass zumindest von einem ausgeglichenen Humussaldo beim Silphieanbau ausgegangen werden kann. Da die Gärrestmengen gleich bleiben, wirkt sich nur der nicht mehr vorhandene Humusabbau der 50 ha Mais auf den betrieblichen Humussaldo aus: Dieser erhöht sich um 71 kg auf 190 kg Humus-C.

In einem Extremszenario (Stufe 4) wurde die Abschaffung der Tierhaltung und die vollständige Verwendung der Futtererträge in einer Biogasanlage mit dann 930 kW geprüft. Der mit der Tierhaltung verbundene Futterzukauf entfällt. Durch diese Maßnahmen geht der Humussaldo um 21 auf dann 98 kg Humus-C je ha zurück.

In dem fünften Szenario wird alle verfügbare Biomasse des Betriebes (auch die bislang verkauften Marktfrüchte und alles Stroh) in die Biogasanlage verfüttert. Hinzu kommt die im Szenario 2 beschriebene Grünlandextensivierung. Da keine Biomasse mehr den Betrieb verlässt, steigt der Humussaldo auf 175 kg an.

Tab. 3: Ergebnisse der Humusbilanz für die Bioenergieszzenarien Betrieb a22

Betrieb a 22												
AZ 33; 250-360 m NN, 675 mm; Futterbau/Milch	Basis 06		Szenario/Stufe									
	0		1	2	3.5		4		5			
LF ha	1.000		1.000									
AF ha	500		> 500									
GV ha (Rind/Milchprodukt.)	0,61		0,61		0,61		0,61		0,0		0,0	
KUL (Umwelt)	W	BN	W	BN	W	BN	W	BN	W	BN	W	BN
Humussaldo (kg Humus-C)	119	3	17	1	134	3	190	4	98	3	175	4

W = natürlicher Betriebswert; BN= Boniturnote

Für die weiteren vier Betriebe erfolgt die Darstellung nur noch in tabellarischer Form.

Betrieb 027

Der Betrieb 027 ist ein Marktfrucht-Futterbaubetrieb in der Übergangslage (2.500 ha LF, mittlere Ackerzahl 40, Niederschlag 638 mm, Höhenlage: 346 m NN) mit einem Grünlandanteil von 14 %, der zu 70 % über KULAP extensiviert wurde. Der Tierbesatz (Milchproduktion mit eigener Nachzucht sowie Ferkelerzeugung) beträgt 0,84 GV/ha LF, davon 0,64 GV Rind und 0,19 GV Schwein.

Der Ackerflächenanbau umfasst Getreide (53 %), Körnerhülsenfrüchte (3 %), Hackfrüchte und Sonderkulturen (2 %), Ackerfutter (21 %, dav. Silomais 10 %) sowie Energiepflanzen (23 %, davon Energieraps 17 %). Im Ausgangsjahr 2006 wird eine Biogasanlage mit 400 kW betrieben.

Tab. 4: Beschreibung der Bioenergie-Szenarien für Betrieb 027

Szenario	Beschreibung/Maßnahme	Erläuterung
0	Ist-Zustand 2006	Vergleichsbasis
1	Nutzung von Reserven	Einsatz v. 2.300 t Stallmist zur Stromerzeugung, Umwidmung von 95 ha Marktfrucht und 10 ha Futter in Mais zur Verstromung. Erweiterung BGA auf 700 kW
2	Intensivierung Grünland	KULAP-verträgliche Maßnahmen auf 300 ha Grünland Verwertung Mehrertrag (5 t FM/ha) in BGA
3.5	Einführung neuer Energiepflanzen	Erweiterung der BGA um 500 kW und Ersatz von 220 ha Marktfruchtweizen durch Silphie (50 t FM/ha)
4	Abbau der Tierhaltung	Verwertung Futterpflanzen in Biogasanlage Marktfruchtbau bleibt bestehen
5	Optimierung Bioenergiebereitstellung	- Nutzung Stallmist in BGA (wie Stufe 1) - Nutzung Mehrerträge Grünland (wie Stufe 2) - 60 ha Silphie statt Weizen + 35 ha Zwischenfrucht

Tab. 5: Ergebnisse der Humusbilanz für die Bioenergieszenarien Betrieb 027

Betrieb 027													
Übergangslage, 346 m NN AZ 40, 638 mm Milch/MF	Basis 06		Szenario										
	0		1	2	3.5	4.1	5						
LF ha	> 2.500		> 2.500										
AF ha	~2.200		~2.200										
GV ha (Milch/ Ferkelprodukt.)	0,84		0,84	0,84	0,84	0,0	0,84						
KUL (Umwelt)	W	BN	W	BN	W	BN	W	BN	W	BN	W	BN	
Humussaldo (kg Humus-C)	310	6	248	5	316	6	347	6	328	6	199	4	

Betrieb 181

Im Betrieb 181 werden Marktfrüchte und Futterpflanzen angebaut. Er liegt in begünstigter Lage (1.000 ha LF mittlere Ackerzahl 59, Niederschlag 569 mm, Höhenlage 368 mm über NN ohne Grünland). Der Tierbesatz beträgt 0,21 GV/ha (Milchproduktion mit eigener Nachzucht). Auf dem Ackerland werden Getreide (76 %), Z.-Rüben (2 %), Ackerfutter (9 %, darunter Silomais 7%) sowie W.-Raps (12 %, darunter 6 % Energieraps) ausgesät.

Tab. 6: Beschreibung der Bioenergie-Szenarien für Betrieb 181

Szenario	Beschreibung/Maßnahme	Erläuterung
0	Ist-Zustand 2006	Vergleichsbasis
1	Verwertung ungenutzter Biomassepotentiale	Umwidmung von 10 ha Mais (überhängige Futterreserve) und Einsatz v. 1.900 t Stallmist, 2.400 m ³ Rindergülle und 4.000 m ³ zugekaufter Schweinegülle in 100-kW-BGA. Verkauf von 800 t Stroh in Pelletierwerk
3.3	Erhöhter Rapsanbau	Ersatz von 93 ha S.-Weizen/S-Gerste durch Energieraps (42 dt/ha langjähriges Mittel) und Rückkauf von RME
3.4	Erhöhter Z.-Rübenanbau	Ersatz von 180 ha Marktfrucht (S.-Getreide, Durum) durch Z.-Rüben, Verkauf als Ganzpflanze (340 GJ/ha) in externe BGA; Gärrest wird zurück genommen
4	Aufgabe der Tierhaltung	Ersatz von Futterpflanzen durch EtOH-Weizen Marktfruchtanbau bleibt bestehen, Immobilien bleiben ungenutzt (4.1.) bzw. werden verkauft (4.2.)
5	Optimierung der Produktion von Energierohstoffen	- Verwertung Biomassepotentiale (wie Stufe 1) - Ausdehnung E.-Raps auf 15 % AF - Nutzung von 1.300 m ² Dachfläche für Photovoltaik

Tab. 7: Ergebnisse der Humusbilanz für die Bioenergieszenarien Betrieb 181

Betrieb 181												
AZ 59, 346 m NN, 674 mm, MFB	Basis 06		Szenario									
	0	1	3.3	3.4	4.1	5						
LF ha	> 1.000	> 1.000	> 1.000	> 1.000	> 1.000	> 1.000						
AF ha	>1.000	>1.000	>1.000	>1.000	>1.000	>1.000						
GV ha (Milchproduktion)	0,21	0,21	0,21	0,21	0,21	0,21						
KUL (Umwelt)	W	BN	W	BN	W	BN	W	BN	W	BN	W	BN
Humussaldo (kg Humus-C)	231	5	76	2	249	5	175	4	217	5	81	2

W = natürlicher Betriebswert; BN= Boniturnote

Betrieb 011

Es handelt sich um einen Marktfrucht-Spezialbetrieb in Übergangslage (1.100 ha LF, mittlere Ackerzahl 46 (30 bis 70), Niederschlagsmittel 578 mm, mittlere

Höhenlage 300 m). Das Anbauverhältnis umfasst Getreide (72 %), Erbsen (2 %), Zuckerrüben (1,3 %) und Winterraps (25 %).

Tab. 8: Beschreibung der Bioenergie-Szenarien für Betrieb 011

Szenario	Beschreibung/Maßnahme	Erläuterung
0	Ist-Zustand 2006	Vergleichsbasis
1	Nutzung von Reserven	Verkauf (55 €/t) von zusätzlich 1.800 t Stroh zur externen Verwertung
2	Intensivierung Grünland	entfällt
3	Änderung des Anbauspektrums	Monokultur Silomais für externe BGA mit Rücknahme Biogasgülle (PK-Äquivalent), NH ₃ -Verlustausgleich durch N-Zukauf
4	Abbau der Tierhaltung	entfällt
5	Optimierung Bioenergie	Umstellung auf RME Errichtung und Betrieb einer 150-kW-BGA in benachbarter 8.000er Schweinemastanlage; Vergärung Schweinegülle, Anbau von 28 ha Energiemais für BGA; Stromeinspeisung und Wärmeverkauf für Stallheizung; Rücknahme der Biogasgülle Strohverkauf wie Stufe 1

Tab. 9: Ergebnisse der Humusbilanz für die Bioenergieszenarien Betrieb 011

Betrieb 011								
Ostthür. AZ 46, 578 mm, 300 m NN, MF-Spezial	Basis 06		Szenario					
	0		1	3	5			
LF ha	1.100		1.100					
AF ha	1100		1.100					
GV/ha	0		0					
KUL (Umwelt)	W	BN	W	BN	W	BN	W	BN
Humussaldo (kg Humus-C)	207	4	45	2	-106	7	85	2

W = natürlicher Betriebswert; BN= Boniturnote

Betrieb 274

Der Betrieb 274 befindet sich im nord-östlichen Teil Schleswig-Holsteins auf einem Standort, der durch sehr indifferente Bodenverhältnisse (von Sand bis Ton

innerhalb eines Feldes) und nur mittlere Ackerzahlen (45) gekennzeichnet ist, aufgrund des maritimen Klimas (629 mm Niederschlag) aber verhältnismäßig gute Erträge (80 dt Weizen/ha) erntet. Der Anbau konzentriert sich seit mehreren Jahren fast ausschließlich auf Winterweizen, in Ausnahmefällen werden bis zu 20 % Raps angebaut. 13% der Ackerfläche sind dauerhaft stillgelegt. Bislang werden keine Energiepflanzen angebaut.

Tab. 10: Beschreibung der Bioenergie-Szenarien für Betrieb 274

Szenario	Beschreibung/Maßnahme	Erläuterung
0	Ist-Zustand 2006	Vergleichsbasis
1	Nutzung von Reserven	Verkauf von zusätzlich 355 t Stroh (55 €/t) zur externen Verwertung
2	Intensivierung Grünland	entfällt
3	Änderung des Anbauspektrums	3.3: 30 ha Silomais für externe BGA mit Rücknahme Biogasgülle (PK-Äquivalent), NH ₃ -Verlustausgleich durch N-Zukauf 3.4: 9 ha Pappeln auf Stilllegungsfläche und Verkauf der Hackschnitzel
4	Abbau der Tierhaltung	entfällt
5	Optimierung Bioenergie	– Verkauf von 88 t Stroh – Anbau von 30 ha Energiemais (Stufe 3.3) – Anbau von 9 ha Pappeln (Stufe 3.4)

Tab. 11: Ergebnisse der Humusbilanz für die Bioenergieszenarien Betrieb 274

Betrieb 274										
AZ 45; 45 m NN, 629 mm; Marktfrucht	Basis 06		Szenario							
	0		1	3.3	3.4	5				
LF ha	164		164							
AF ha	162		162							
GV ha (Rind/Milchprodukt.)	0		0							
KUL (Umwelt)	W	BN	W	BN	W	BN	W	BN	W	BN
Humussaldo (kg Humus-C)	343	7	90	3	148	3	343	7	85	2

W = natürlicher Betriebswert; BN= Boniturnote

Zusammenfassung der Betriebsauswertungen

Die fünf ausgewerteten Betriebe unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Lage genauso wie in Bezug auf Größe, Niederschlag oder Humussaldo. Die Humussalden der betrieblichen Ist-Situation im Jahr 2006 reichen von 119 – 343 kg Humus-C/ha.

Die im Szenario 1 vorgesehene Nutzung der betrieblichen Reserven führt immer zu einer deutlichen Senkung der Salden. Dieser Rückgang wird vor allem mit der empfohlenen energetischen Nutzung des nicht für die Humusreproduktion benötigten Stroh und – in den tierhaltenden Betrieben - durch den Einsatz des Stallmistes als Biogasrohstoff verursacht. Die mögliche Koppelproduktabfuhr wurde so kalkuliert, dass der Humussaldo in Stufe 1 nach der Optimierung in einem Korridor zwischen 0 und 100 kg Humus-C/ha liegen sollte.

Die Abfuhr von Koppelprodukten (Stroh, Rübenblatt) bietet ein gutes Steuerungsinstrument, um die in der Mehrzahl der Betriebe (siehe Abb. 2) zu hohen Humussalden reduzieren zu können.

Intensivierungsmaßnahmen wie im Szenario 2 beschränken sich in den ausgewerteten Betrieben auf das Grünland. Im Ackerland sind die Erträge i.d.R. kaum noch zu steigern. Die in drei Betrieben durchgeführte Simulation ergibt in allen Fällen eine leichte Erhöhung des Humussaldos, weil zusätzliche organische Masse erzeugt wird und diese nach der Nutzung in der Biogasanlage als Gärrest meist anteilig auch auf dem Acker ausgebracht wird.

In Grünlandbetrieben ermöglicht die gezielte Umverteilung von organischen Düngern auf das Ackerland eine Sicherung ausgeglichener Humusbilanzen auf dem Acker, wenn das notwendig sein sollte.

Die Änderung des Kulturartenspektrums im Szenario 3 führt zu unterschiedlichen Ergebnissen:

- Wird Silomais durch andere Energiepflanzen ersetzt, so bedingt das immer einer Erhöhung des Humussaldos (siehe Betriebe a22 und 027). Besonders ausgeprägt ist diese Wirkung, wenn mehrjährige Futterpflanzen statt des Maises angepflanzt werden.
- Der Zwischenfruchtanbau reduziert das Ertragsrisiko eines reinen Maisanbaus und erhöht den Humussaldo (Betrieb 027, Stufe 5).
- Wird ein Betrieb von einer reinen Marktfruchtproduktion (Getreide+Raps) auf einen vollständigen Maisanbau umgestellt, verringert sich der Saldo bis in den

negativen Bereich (Betrieb 011). Da in diesem Betrieb nur mit Maiserträgen von 440 dt/ha im langjährigen Mittel gerechnet werden kann, reicht die Humusrückführung über den Gärrest nicht aus, um den Humusbedarf des Maisanbaus zu decken.

- Bei höheren Maiserträgen wie im Betrieb 274 (550 dt/ha) ist die Gärrestrückführung ausreichend, um den Humusabbau durch den Mais auszugleichen. Somit bleibt in diesem Betrieb der Humussaldo trotz der Umwandlung von 30 ha Getreide in Mais konstant.
- Der Anbau von Getreide zur Ernte als Ganzpflanzensilage bewirkt eine Halbierung des Humus-C-Bedarfes im Vergleich zu Mais. Diese Humus-C Menge kann auch bei niedrigeren Erträgen sicher über den Gärrest dem Acker wieder zugeführt werden.

Die Abschaffung der Tierhaltung (Szenario 4) bei gleichzeitiger Nutzung der Futterpflanzen in einer Biogasanlage führt abhängig von der Zusammensetzung des Futterpflanzenanbaus, dem Umfang des Futterzukaufs und der Aufteilung des Gärrestes zwischen Acker- und Grünland zu annähernd gleich bleibenden Humussalden.

In der Optimierungsvariante Stufe 5 wurden alle Maßnahmen kombiniert, um ohne zusätzlichen Flächenbedarf eine möglichst große Menge an zusätzlicher Biomasse für die energetische Nutzung zur Verfügung stellen zu können.

3. Auswirkungen der Gärrestdüngung auf den Humussaldo

Biogas ist nach der direkten Verbrennung die Form der Bioenergieerzeugung mit dem zweithöchsten Energieertrag je Flächeneinheit. Dies wird möglich, weil im Gegensatz zur Marktfruchternte oder zur Bereitstellung von Rohstoffen für die Biokraftstoffproduktion fast die gesamte erntebare Biomasse genutzt werden kann.

Infolge des rasanten Zubaus an Biogasanlagen und dem damit verbundenen wachsenden Bedarf an Biomasse steht immer öfter die Frage, ob die über den Gärrest dem Boden wieder zugeführten Kohlenstoffmenge für die erforderliche Humusreproduktion ausreicht. Die Fragen werden umso kritischer, je mehr sich die Substratbereitstellung auf Pflanzen mit einem hohen Humus-C Bedarf im Anbau (Mais, Zuckerrübe, (Hirse)) konzentriert.

In verschiedenen Veröffentlichungen wird übereinstimmend festgestellt, dass die Humusbilanzen im Energiepflanzenanbau bei Rückführung der Gärreste meist positiv sind.

So zeigen Goedecke [9] und Willms [10] in Humusbilanzen zu den EVA-Bioenergiefruchtfolgen, die mit dem Programm REPRO (basierend auf der Humuseinheitenmethode nach Leithold und Hülsbergen) durchgeführt wurden, dass die Salden ohne Gärrestrückführung zwischen –600 und +450 kg Humus-C/ha liegen; diese Werte aber bei der Rückführung des Gärrestes auf +200 .. +300 kg Humus-C/ha ansteigen. (In der Klee-Luzernegras-Fruchtfolge mit dem schon ohne Gärrestdüngung hohen Humus-Saldo wurden keine Gärreste ausgebracht.)

Die im vorherigen Abschnitt vorgestellten Ergebnisse der TLL-Studie [8] mit der Humusbilanzierung durch das KUL-Programm (auf Grundlage der VDLUFA-Humusbilanzierung) kommen – außer bei ertragsschwachem Mais – in allen Fruchtfolgen mit Energiepflanzen ebenfalls zu durchweg positiven Humussalden.

In einer weiteren Untersuchung von der TLL durch Reinhold [11] wird die anteilige Umstellung der Produktion auf die Erzeugung von Biogasrohstoffen geprüft. Die Humussalden sind durchweg positiv.

Taube und Herrmann [12] belegen anhand französischer Versuchsergebnisse, dass ab Maiserträgen von 16-20 t TM bei vollständiger Gärrestrückführung positive Humussalden möglich sind. Die unterschiedlichen Erträge ergeben sich durch die Annahme verschiedener Humus-C-Faktoren für die Gärreststrockenmasse (von 120 bis 150 kg Humus-C/t TM).

Reinhold [13] begründet die Humuswirkung des Gärrestes mit dem unvollständigen Kohlenstoffabbau während der Ausgärung. Versuche mit einer 35 Tage dauernden Bebrütung von Gärresten (=Faulschlamm) und unvergorener Mischgülle haben gezeigt, dass der kurzfristige C-Abbau bei Mischgülle erheblich größer ist, sich die C-Freisetzung beider Substanzen nach etwa 10 Tagen aber angeglichen hat und.

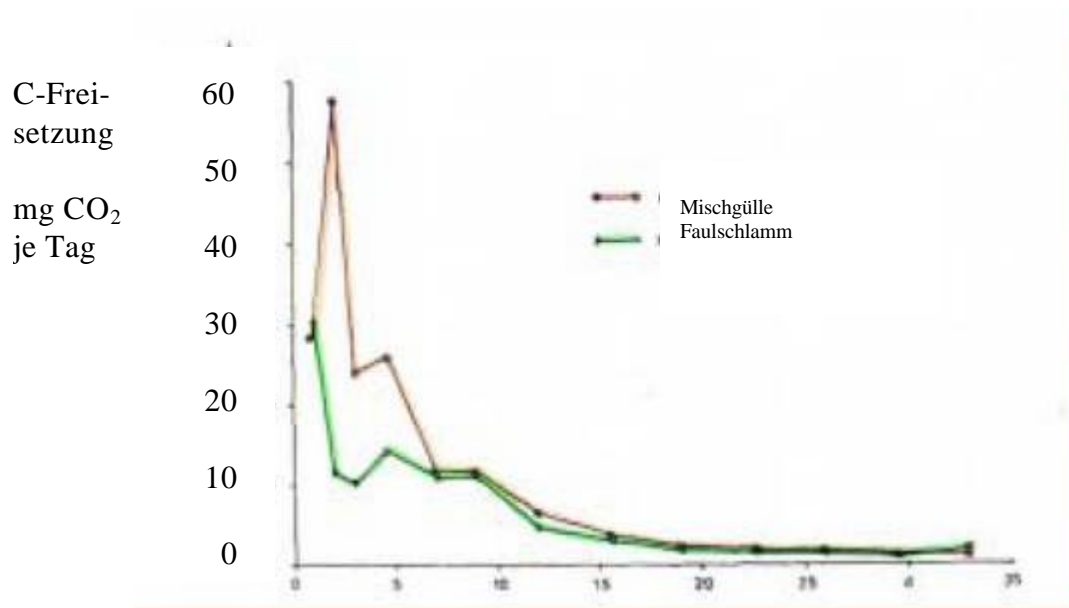


Abb. 1: Tägliche C-Freisetzung bei der Bebrütung von Biogasgülle (Reinhold 1988)

Somit verblieben nach der Bebrütung von Mischgülle und Faulschlamm die gleichen längerfristig stabilen C-Mengen für die Humusbildung im Boden.

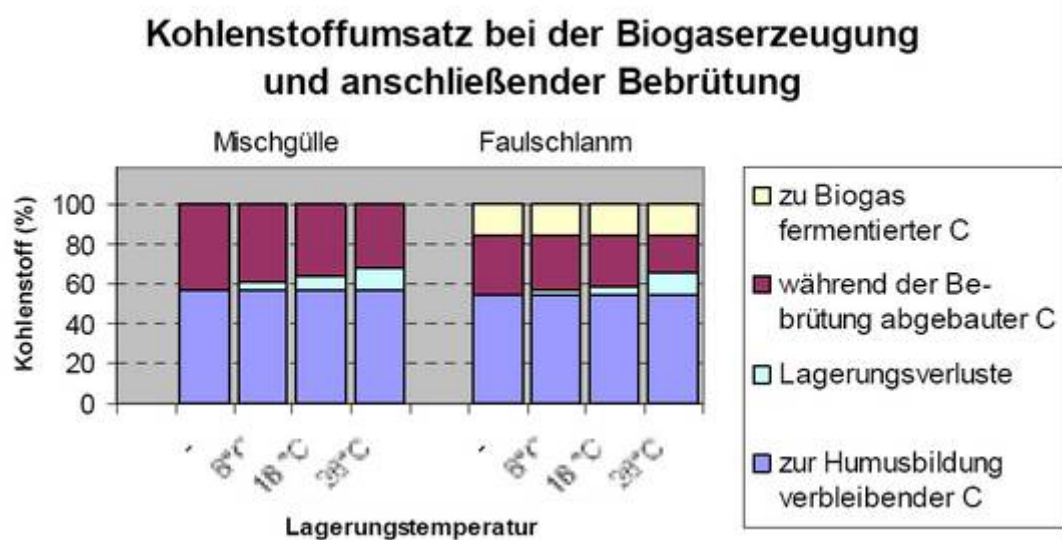


Abb. 2: C-Bilanz von Gülle und Gärrest nach einer vergleichenden Bebrütung der Substrate (Reinhold 1988)

Die 1988 gefundenen Zusammenhänge zeigen, dass aus den Gärresten ausreichend Kohlenstoff für eine Humusbildung in den Boden gelangt. Ungeklärt ist, ob die Werte auch zahlenmäßig heute noch Bestand haben. In modernen

Biogasanlagen werden gegenüber dem technischen Stand vor 30 Jahren heute mit

bis zu 100 Tagen Verweilzeit, höheren Fermentertemperaturen und einem teilweise ausgefeilten Mikronährstoff- und Säuremanagement bessere Umwandlungsraten von Kohlenstoff in Biogas erreicht. So werden in heutigen Anlagen mit einer Gülle-C-Umwandlungsrate zu Biogas von über 35 % bereits die Werte erreicht, die 1988 nur durch Vergärung mit nachfolgender Bebrütung möglich waren. Zudem hat sich das Einsatzstoffspektrum weg von reiner Gülle hin zu einem stetig wachsenden Anteil von NaWaRo-Substraten grundlegend verändert.

In Abhängigkeit von der Art des Co-Substrates wird sich der Humus-C-Anteil des Gärrestes unterscheiden: Bei Getreide wird bis zu 85 % des C zu Biogas abgebaut, bei Stroh sind es nur ca. 35 %. Dabei schwanken die C-Gehalte in der Gärrest-TM zwischen 20 und 35 % bei organischen Düngern und zwischen 10 und 40 % bei den Substraten aus NaWaRo's.

Hier sind neue Untersuchungen erforderlich, um belastbare Aussagen

- a) zum C-Anteil in den Gärresten und
- b) zur Humuswirkung von Gärresten

aus modernen Biogasanlagen abschätzen zu können. Gegebenenfalls ist in der Folge der Humus-C-Faktor des VDLUFA-Standpunktes für Gärreste von 142 kg Humus-C je t TM zu modifizieren oder in mehrere Faktoren z.B. abhängig vom NaWaRo-Gülle-Verhältnis der Rohsubstrate aufzusplitten.

4. Literatur

[8] Breitschuh, Th.; Eckert, H.; Maier, U.; Gernand, U.; Müller, A.:

Folgenabschätzung einer zunehmenden Bereitstellung von Bioenergieträgern auf die Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Unternehmen, bewertet mit dem Kriteriensystem Nachhaltige Landwirtschaft (KSNL); Umweltbundesamt Dessau; ISSN 1862-4804 Juli 2009

Quelle: <http://www.umweltbundesamt.de>

[9] Goedecke, K.; Nehring, A.; Vetter, A.: Energiepflanzenanbau im

Fruchtfolgesystem zur Biogasgewinnung; Vortrag zum 16. Symposium Bioenergie des OTTI e.V., Regensburg 2007, ISBN 978-3-934681-62-0

[10] Willms, M.; Hufnagel, J.; Wagner, B.: Nutzen und Risiken des

Energiepflanzenanbaus für den Boden; ZALF Müncheberg und MLU Halle, VDLUFA Kongressband Schriftenreihe 64, 2008

Quelle: z2.zalf.de/oa/a5668995-960d-49b2-8a36-0ba0a9806cb0.pdf

[11] Reinhold, G.: „Einfluss der Biogaserzeugung auf das Restgaspotenzial und Eigenschaften der Gärreste sowie die Anforderungen an Gärrestlager“,

Tagungsband der Internationalen Fachtagung Bio- und Deponiegas in Weimar, Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt, Erfurt 2009

Quelle: www.tll.de/ainfo/pdf/biog0509.pdf

[12] Taube, F.; Herrmann, A.: „Kriterien für einen nachhaltigen Maisanbau zur Biogaserzeugung“, Christian-Albrechts-Universität Kiel

Quelle: www.grassland-organicfarming.uni-kiel.de

[13] Reinhold, G.: „Einfluss der Biogaserzeugung auf Rest-C im Gärrest und die Humusbilanz“

Vortrag zum DLG-Ausschuss für Ackerbau, Frankfurt 2007

Quelle: www.dlg.org/fileadmin/downloads/fachinfos/ackerbau/Reinhold.pdf