

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Seit dem Übereinkommen der Vereinten Nationen zur nachhaltigen Entwicklung, welches im Kyoto-Protokoll niedergeschrieben ist (UNFCCC, 1992), steht der Boden besonders im Fokus der Forschung, um diesen als Kohlenstoffdioxidsenke ausweisen zu können. Kohlenstoffdioxid hat mit 65% (IPCC et al., 1996) den größten Anteil am anthropogenen Treibhauseffekt. Der anthropogen bedingte Treibhauseffekt führt zu einer Erhöhung der mittleren Temperatur auf der Erde, welche vom IPCC et al. (1990) bis zum Jahre 2050 auf einen Anstieg um 1,8 K geschätzt wird. Das kann gravierende Auswirkungen z.B. die Verschiebung der Klimazonen, das Schmelzen der Poleiskappen und einen Anstieg des Meeresspiegels zur Folge haben (WALKER, 2001; MORTARI, 2004; LANGEMATZ et al., 2005).

Die Kohlenstoffdynamik und –speicherung in Böden haben als Landschaftsfunktion wesentliche Bedeutung für den globalen Kohlenstoffhaushalt und das Klimasystem der Erde.

Ziel zahlreicher Forschungsarbeiten ist es, Mechanismen zu identifizieren, die zur Stabilisierung des Kohlenstoffs im Boden führen. Zu den nachgewiesenen Stabilisierungsmechanismen gehören u. a. der physikalische Schutz vor mikrobiellem Abbau des Kohlenstoffs in Aggregaten (MILLER und DICK, 1995; BACHMANN et al., 2000; BALESSENT et al., 2000) und die DOC-Retention an Mineralclustern (GUGGENBERGER und KAISER, 2003; KLEBER et al., 2004).

Die Umstellung der Ackerbewirtschaftung auf konservierende Bodenbearbeitung stellt aufgrund der Aggregatstabilisierung einen effektiven Prozess zur Speicherung von Kohlenstoff in Ackerböden dar (RASMUSSEN und COLLINS, 1991; REEVES, 1997; LAL, 1997; PAUSTIAN et al., 1998). Dabei hängt die Menge des gespeicherten Kohlenstoffs von der Textur des Bodens ab (NEEDELMAN et al., 1999). SMITH et al. (1997) postulieren, dass europäische Böden mit verbessertem Management und alternativer Landnutzung zur Landwirtschaft als Nettosenke von 0,8% des momentan weltweit aus fossiler Verbrennung stammenden Kohlenstoffdioxids dienen könnten.

Mit Hilfe von Computermodellen können Prognosen über die Kohlenstoffdynamik und –akkumulation in Böden erstellen werden. Bei der Entwicklung dieser Modelle fließen Forschungsergebnisse von Experimentalexperimenten ein.

Modellvorstellungen über den Kohlenstoffhaushalt (SOM-Modelle) von Böden wurden schon seit den 50er Jahren publiziert (JENNY, 1941; HENIN und DUPUIS, 1945; NEWTON et al., 1945; WOODRUFF, 1949). In den letzten 50 Jahren wurden weitere SOM-Modelle entwickelt, die

sich nach PAUSTIAN (1994) in die Kategorien der prozessorientierten Modelle (JENKINSON und RAYNER, 1977; MOLINA et al., 1983; PARTON et al., 1987) und der organismenorientierten Modelle (HUNT et al., 1987; HASSINK et al., 1994; MOORE et al., 1996; DE RUITER et al., 1998) untergliedern lassen.

In den Modellen sind verschiedene Pools integriert, die sich in Bezug auf die Qualität des Kohlenstoffs und der Umsatzzeit unterscheiden. Die verschiedenen Umsatzzeiten der Pools ermöglichen eine gute Abbildung der Dynamik des Kohlenstoffs im Boden. Jedoch nicht alle der Pools lassen sich experimentell quantifizieren. Darunter zählt der Pool, der den rekalcitranten Kohlenstoff umfasst. Die Beschreibung des Kohlenstoffspeichervermögens im Boden erfolgt bisher unter Nutzung verschiedener konzeptioneller Ansätze, die eine Korrelation zwischen den Mineralbestandteilen des Bodens und dem minimalen Kohlenstoffgehalt zum Inhalt haben (FREYTAG, 1980; KÖRSCHENS, 1980; HASSINK, 1997; HASSINK and WHITMORE, 1997; HASSINK et al., 1997; RÜHLMANN, 1999). Empirisch entwickelte Pedotransferfunktionen (KÖRSCHENS, 1980; FALLOON et al., 1998; RÜHLMANN, 1999) dienen zur Berechnung des als inert angenommenen Kohlenstoffanteils (C_i -Pool) im Boden. Diese Pedotransferfunktionen sind in verschiedenen SOM-Modellen wie z.B. CANDY (FRANKO und OEHLISCHLÄGEL, 1993), RothC (COLEMAN und JENKINSON, 1995) und HSB-C (FU et al., 2000) implementiert. Der errechnete C_i -Pool wird getrennt vom Umsatz betrachtet. Die Größe des C_i -Pools ist nur von der Mineralogie des Bodens abhängig und unterliegt keiner Veränderung aufgrund verändertem Management, Kohlenstoffinput oder Klimaeinflüssen. Experimentelle Untersuchungen zeigen allerdings, dass die Rekalzitran des Kohlenstoffs vorwiegend in der ersten Abbauphase nach Eintrag in den Boden relevant ist (KÖGEL-KNABNER, 2002). Die Bodenmikroorganismen besitzen die Fähigkeit auch Kohlenstoff zu verarbeiten, der aufgrund seiner molekularen Struktur als schwer abbaubar bezeichnet wird (SKJEMSTAD, 2001, GLEIXNER et al., 2002 und BRODOWSKI et al., 2003). Daraus ergibt sich die Notwendigkeit, in einem neuen Modell die organische Substanz nicht nur in Pools zu unterteilen, die sich nach ihrer Abbaubarkeit klassifizieren, sondern verschiedene Stabilisierungsmechanismen zu implementieren.

Keines der bekannten Modelle bezieht die Struktur des Bodens in die Modellphilosophie mit ein. Gerade bei Ackerböden verursacht die häufige Strukturänderung infolge von Bearbeitungsmaßnahmen eine veränderte Kohlenstoffdynamik (ELLIOTT, 1986; GOLCHIN et al., 1994). Dabei spielt die Aufteilung des Porenraums und das Verhältnis zwischen Luft- und Wasserfüllung eine wichtige Rolle (SMITH et al., 1998; ROVER und KAISER, 1999; D'ODORICO et al., 2004).

1.2 Zielsetzung

Ziel dieser Arbeit ist die Entwicklung eines prozessorientierten Simulationsmodells zur Beschreibung des Kohlenstoffhaushaltes in Ackerböden auf der Grundlage bodenstrukturabhängiger Umsatzprozesse. Unter Bodenstruktur versteht man nach LIEBERROTH (1982) die Lagerungsverhältnisse der Bodenmasse und den Wandel des Bodengefüges im Bearbeitungshorizont von Ackerböden.

Im Gegensatz zu bisherigen Modellansätzen, die überwiegend auf der Grundlage von konzeptionellen Pools basieren, sollen in diesem Modell messbare Pools behandelt werden und der Umsatz der organischen Substanz auf die Reaktionsräume der Mikro-, Meso- und Makroporen bezogen werden.

Für die Parametrisierung des Modells werden Ergebnisse aus Laborinkubationsversuchen und von einem Dauerfreilandversuch genutzt.

Die Anwendungsmöglichkeit des SOM-Modells soll an einem breiten Spektrum von Böden verschiedener Dauerversuchsstandorte, die sich in der Bodentextur und den klimatischen Bedingungen unterscheiden, getestet werden.

Dichtemessungen dienen dazu, den Einfluss der Trockenrohddichte auf die Kohlenstoffspeicherung im Boden zu untersuchen.

1.3 Lösungsweg

Ausgehend von der Hypothese, dass alle sich im Boden befindliche organische Substanz am Umsatz beteiligt ist, aber zeitweise aufgrund der Lokalisierung im Porenraum geschützt ist, wurde ein SOM-Modell, welches unter dem Namen CIPS (Carbon turnover In Pore Space) geführt wird, als mathematisches Modell in ModelMaker© realisiert.

Die Aufteilung der organischen Substanz erfolgt nach qualitativen Stufen in die Pools der frischen organischen Substanz (FOM = Fresh Organic Matter), der aktiven organischen Substanz (AOM = Active Organic Matter), der stabilisierten organischen Substanz (ROM = Refractory Organic Matter), der gelösten organischen Substanz (DOM = Dissolved Organic Matter) und des Kohlenstoffdioxides (CO₂). Bei der Klassifizierung der organischen Substanz ist die Übereinstimmung von Poolgrößen zu experimentell bestimmungsfähigen Parametern sehr wichtig.

Der Boden als Reaktionsraum, in dem sich die organische Substanz umsetzt, wird in Kompartimente mit unterschiedlichen Reaktionsbedingungen untergliedert. Die Einteilung erfolgt anhand der Beziehung zwischen Wasserspannung und Wassergehalt (pF-Kurve) in die Klasse der Mikro-, Meso- und Makroporen. Um die Reaktionsbedingungen in den einzelnen Porenklassen zu ermitteln, wird das Wasserhaushalt-Modul (Kapazitätsmodell) aus dem CANDY-Modell (FRANKO et al., 1995 b) verwendet.

Die Verteilung des Kohlenstoffs innerhalb des Reaktionsraumes erfolgt in Abhängigkeit des Anteils der Porenoberfläche einer Porenklasse an der Gesamtporenoberfläche, die mittels Porenvolumina und Äquivalentporendurchmesser berechnet wird.

Die Parameter des CIPS-Modells resultieren aus der Anpassung der Simulationsergebnisse an die Experimentaldaten eines Laborinkubationsversuches mit ^{14}C -markiertem Weizenstroh (MARTENS und VOGT, 2001), einem DOC-Inkubationsexperiment (KALBITZ et al., 2003 a und b), unter Verwendung von Parametern aus der Literatur (FRANKO, 1989; JENSEN et al., 1997) als Startparameter sowie aus der Anpassung an Messergebnisse des Freilandversuches „Statischer Dauerdüngungsversuch“ Bad Lauchstädt (KÖRSCHENS et al., 2002). Für die Durchführung der Inkubationsversuche wurden die Bodenproben aus dem Freilandversuch „Statischer Dauerdüngungsversuch“ Bad Lauchstädt entnommen.

Eine Sensitivitätsanalyse dient zur quantitativen Abschätzung, welche Parameter des Modells die numerische Änderung der Outputdaten besonders beeinflussen.

Die Porenraumverteilung ist eine entscheidende Komponente, welche den Umsatz der organischen Substanz im Boden bestimmt. Die Änderung der Trockenrohddichte innerhalb eines Bewirtschaftungsjahres bewirkt eine Neuaufteilung der Porenräume, was zu einem veränderten Kohlenstoffhaushalt führt. Die Dynamik der Trockenrohddichte innerhalb eines Bewirtschaftungsjahres und die Heterogenität auf dem Feld werden anhand von Scannermessungen ermittelt. Die Ergebnisse sollen als Grundlage für eine spätere Modellerweiterung dienen, in denen die Porenräume unter dem Einfluss von Bewirtschaftungsmaßnahmen im Verlauf eines Versuchsjahres dynamisch betrachtet werden.

Die Validierung des Modells erfolgt an Dauerversuchsstandorten, die sich klimatisch, pedogenetisch und in ihrer Bewirtschaftung unterscheiden. Dazu werden der „Statische Dauerdüngungsversuch“ in Bad Lauchstädt (Deutschland), der „Ewige Roggenbau“ in Halle (Deutschland), das „Prag-Ruzyně Feld B“ in Prag (Tschechien), das „Grakov Versuchsfeld“ in Grakov (Ukraine) und der „Dauerfeldversuch zur Untersuchung der organischen Substanz“ in Keszthely (Ungarn) herangezogen.