

## 6 Kohlenstoffvorräte und deren zeitliche Veränderungen in Waldböden

*E. Grüneberg<sup>1</sup>, W. Riek<sup>9</sup>, I. Schöning<sup>15</sup>, J. Evers<sup>16</sup>, P. Hartmann<sup>6</sup>, D. Ziche<sup>1</sup>*

### 6.1 Einleitung

Wälder spielen eine wichtige Rolle im globalen Kohlenstoffkreislauf. Atmosphärisches Kohlenstoffdioxid (CO<sub>2</sub>) wird durch Photosynthese in pflanzlicher Biomasse fixiert, wobei etwa die Hälfte des zuvor in der pflanzlichen Biomasse gespeicherten Kohlenstoffs (C) durch die Respiration der Pflanzen wieder an die Atmosphäre abgegeben wird. Auch der verbleibende Anteil an C gelangt nach dem Absterben der Pflanzenbestandteile z.B. in Form von Blattstreu oder Wurzelstreu in den Boden. Böden sind das größte Reservoir im aktiven C-Kreislauf terrestrischer Ökosysteme. Weltweit enthalten diese bis in eine Tiefe von 1 m ca. 1,5-2,0 x 10<sup>15</sup> t C (Amundson 2001). Waldböden allein speichern ein Drittel des organischen C weltweit und sind somit ein größeres Reservoir für C als Pflanzen und Atmosphäre zusammen (Schlesinger 1997).

Der in unterschiedlichster Form – angefangen von kaum zersetzter Pflanzenstreu, über Holzkohle bis hin zu sehr alten, humifizierten Komponenten – nicht mineralisierte C wird im Boden als organische Bodensubstanz festgelegt. Diese erfüllt wichtige Bodenfunktionen, indem sie u.a. ein wichtiger Sorbent für organische und anorganische Stoffe ist und somit z.B. das Wasserspeichervermögen und die Nährstoffverfügbarkeit für Pflanzen beeinflusst. Weiterhin dient sie den heterotrophen Bodenorganismen als Lebensgrundlage und der Fauna und Mikroflora des Bodens als Energiequelle, was die biologische Aktivität des Bodens beeinflusst. Im Boden kann C z.B. durch Bindung an Bodenminerale über lange Zeit stabilisiert werden. Ein Teil des Boden-C wird ständig durch Mikroorganismen mineralisiert. Damit verbunden ist die Freisetzung von Boden-C in Form von CO<sub>2</sub> und Methan (CH<sub>4</sub>). Zudem kann C in Form von gelösten und partikulären C-Komponenten ausgewaschen werden. Mit Blick auf den Klimaschutz wird die Sequestrierung von atmosphärischem C in Böden als stabile organische Bodensubstanz als ein möglicher Beitrag zur Minderung der atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentrationen diskutiert (Janzen 2004).

Die Mineralisierung von organischer Bodensubstanz ist, wie alle chemischen und biochemischen Prozesse, temperaturlimitiert und von der Wasserverfügbarkeit abhängig. Somit werden die Höhe und Dynamik von C-Vorräten in Böden wesentlich vom Klima und durch Klimaänderungen beeinflusst (Davidson & Janssens 2006, Lal & Lorenz 2012). Es ist jedoch noch weitgehend unklar, warum ein Teil des C im Boden schnell umgesetzt wird, während ein anderer über lange Zeiträume im Boden verbleibt. Bei der Anreicherung von C im Boden wird davon ausgegangen, dass bestimmte Moleküle für abbauende Organismen und ihre Enzyme nur begrenzt verfügbar sind. Weiterhin kann der Mangel an Nährstoffen oder Energiequellen (Oxydation anorganischer Substanzen durch autotrophe Mikroorganismen bzw. Oxidation von Kohlenhydraten oder

anderen energiereichen organischen Verbindungen durch heterotrophe Mikroorganismen) das Wachstum der Mikroorganismen beschränken. Durch Bindung an Bodenminerale oder durch den Einschluss organischer Substanz in Mikroaggregate können C-Verbindungen vor dem Abbau geschützt werden. Untersuchungen haben gezeigt, dass Böden weniger CO<sub>2</sub> freisetzen, wenn ein großer Teil des C an Minerale gebunden ist (Six *et al.* 2000). Entscheidend für eine langfristige Stabilisierung des organischen C ist die Bindung von organischer Substanz an Bodenminerale in sogenannten Ton-Humus-Komplexen, deren Bildung vom Schluff- und Tongehalt eines Bodens abhängt (Torn *et al.* 1997, Vogel *et al.* 2015). Somit sind die Mineralzusammensetzung der Böden sowie deren bodenphysikalische Eigenschaften bedeutende Faktoren der C-Speicherung (Tan *et al.* 2004). Zudem fördern höhere pH-Werte und eine hohe Austauschkapazität die mikrobielle Umsetzung der organischen Substanz des Bodens, während deren Abbau durch niedrige pH-Werte und eine niedrige Austauschkapazität gehemmt wird (Ladegaard-Pedersen *et al.* 2005, Leuschner *et al.* 2013).

Neben klimatischen sowie bodenphysikalischen und -chemischen Eigenschaften steuern sowohl direkte als auch indirekte Eingriffe des Menschen die C-Dynamik in Waldböden. Die Wahl der Baumart und die damit einhergehende Zusammensetzung der Bestockung üben einen Einfluss auf die C-Vorräte aus, wobei ein umfangreiches Verständnis bezüglich Höhe und Dynamik bisher fehlt (Ladegaard-Pedersen *et al.* 2005, Prietzel & Bachmann 2012). Daneben wirken sich Waldbewirtschaftungspraktiken wie Drainage, Durchforstung, Holzernte, Bodenvorbereitung oder Kalkung auf die Speicherung von C in Waldböden aus. Untersuchungen zum Einfluss der Kalkung auf die C-Vorräte ergeben widersprüchliche Ergebnisse. Häufig wird von einem verstärkten Abbau des Auflagehumus in Folge von Kalkungen und einer damit einhergehenden reduzierten Akkumulation von organischer Substanz berichtet (Andersson & Nilsson 2001). In Kalkungsversuchen zur Buche zeigte sich in den gekalkten Varianten im oberen Mineralboden eine Zunahme von C, was die C-Verluste im Auflagehumus weitgehend ausglich (Evers *et al.* 2008). Andere Studien beobachteten wiederum nach einer initialen Erhöhung eine nach wenigen Wochen bis zu einigen Jahren andauernde Abnahme der Bodenatmung (Illmer & Schinner 1991, Melvin *et al.* 2013). Dies zeigt, dass sowohl die kurzfristigen als auch die langfristigen Folgen einer Kalkung auf die Dynamik des Boden-C noch unzureichend verstanden sind. Weiterhin belegen eine Reihe von Untersuchungen einen indirekten anthropogenen Einfluss auf die C-Vorräte in Waldböden durch Stickstoff-(N)-Depositionen (de Vries & Posch 2011, de Vries *et al.* 2009, Janssens *et al.* 2010). Ein Anstieg der N-Depositionen in Wäldern kann über einen längeren Zeitraum mit einer Reduzierung des Abbaus von organischer Substanz einhergehen. Zudem kann organische Bodensubstanz durch einen Anstieg der Streuproduktion und/oder durch die zunehmende Rekalzitranz (schwer mikrobiell abbaubare makromolekulare Komponenten aufgrund ihrer strukturchemisch bedingten Eigenschaften) einem N-angereicherten Auflagehumus akkumulieren (de Vries *et al.* 2009). Aussagen über den Einfluss von N-Depositionen auf die Speicherung von C in Wäldern sind bisher unsicher und können um ein bis zwei Größenordnungen variieren (Janssens *et al.* 2010).

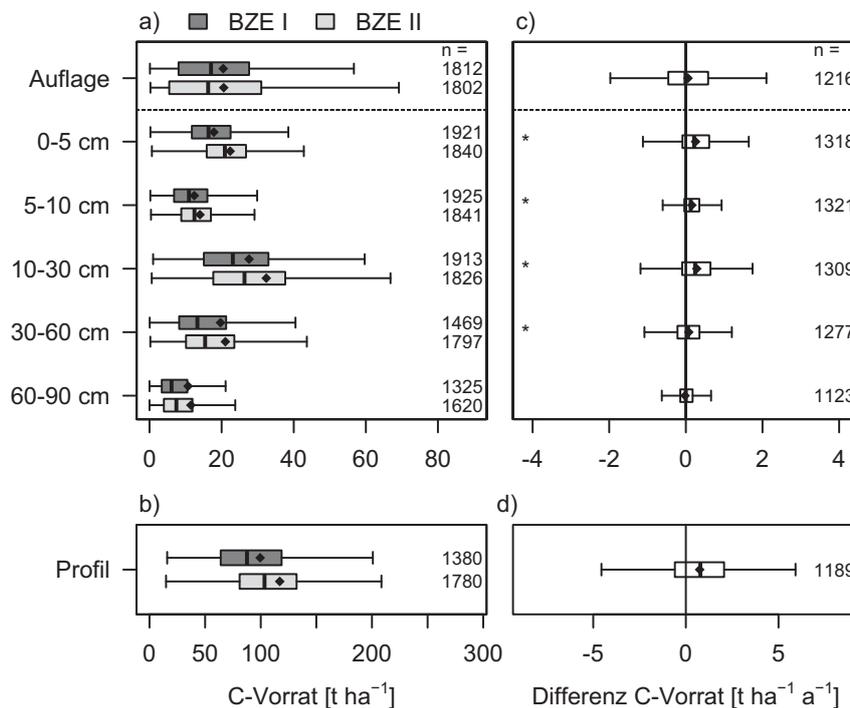
Bereits mit der Auswertung der ersten bundesweiten Bodenzustandserhebung (BZE I) wurden für die Waldböden Deutschlands räumliche Muster von C-Vorräten sowie Zusammenhänge mit dem Ausgangsgestein, der Textur und den Hauptbodentypen präsentiert (Wolff & Riek 1996). Allerdings zeigten die Ergebnisse auch eine partielle Entkopplung von Stoffkreisläufen auf die Dynamik von C-Vorräten im Boden hinsichtlich depositionsbedingter saurer Niederschläge und N-Einträge. In den letzten Jahren sind einige Studien über C-Vorräte in Waldböden veröffentlicht worden. Auswertungen nationaler Inventuren in Bezug auf zeitliche Änderungen von C-Vorräten sind hingegen selten, obwohl Informationen hierzu für die Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention und dem Kyoto-Protokoll benötigt werden (Jandl *et al.* 2007, Smith 2004). Auf europäischer Ebene variieren die abgeschätzten jährlichen Änderungsraten der C-Vorräte zwischen  $0,1-1,0 \text{ t ha}^{-1}$ . Die Zunahme der C-Vorräte in Waldböden wird durch höhere N-Depositionen und/oder veränderte Bewirtschaftungsformen erklärt (de Vries *et al.* 2009, Liski *et al.* 2002, Luyssaert *et al.* 2010). Für Deutschland zeigen bereits regionalisierte Ergebnisse der zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebung (BZE II) für den Zeitraum zwischen 1990 und 2006 eine marginale jährliche Vorratsabnahme von  $-0,02 \text{ t ha}^{-1}$  im Auflagehumus, jedoch eine Zunahme in den oberen 30 cm des Mineralbodens von jährlich  $0,41 \text{ t ha}^{-1}$  (Grüneberg *et al.* 2014). Unterzeichnerstaaten des Kyoto-Protokolls sind aufgefordert, Änderungen von C-Vorräten zu dokumentieren, um C-Kredite erhalten zu können. Des Weiteren sind sie verpflichtet, Rechenschaft über landnutzungsbedingte Änderungen von C-Vorräten abzulegen. Mit der Wiederholung der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald war es nun erstmalig möglich, nicht nur den Status von C-Vorräten zu erfassen, sondern auch den Einfluss von verschiedensten Umweltparametern auf die Änderungen der C-Vorräte über die Zeit zu beleuchten.

## 6.2 Kohlenstoffvorräte

### 6.2.1 Kohlenstoffstatus

Die Menge des im Profil (Auflagehumus und Mineralboden bis in eine maximale Tiefe von 90 cm) gespeicherten C beläuft sich im Mittel auf  $117,1 \pm 1,7 \text{ t ha}^{-1}$  (Abb. I-6-1b; Kartenband Tab. II-6-1). Der im Profil vorhandene C-Vorrat liegt nach der Forstlichen Standortaufnahme (AK Standortkartierung 2003) im mittleren Bewertungsbereich. In Bezug auf diesen Bewertungsrahmen weisen auf Profilebene 5 % der Standorte mit  $> 200 \text{ t ha}^{-1}$  hohe und 1 % der Standorte mit  $> 400 \text{ t ha}^{-1}$  sehr hohe C-Vorräte auf (Kartenband Tab. II-6-4). Häufig sind Standorte mit sehr hohen C-Vorräten organisch geprägt, wie z.B. ehemalige Hoch- oder Niedermoore, die bewaldet sind. Die C-Vorräte von 46 % der Standorte sind als gering ( $< 100 \text{ t ha}^{-1}$ ) oder sehr gering ( $< 50 \text{ t ha}^{-1}$ ) zu bewerten. Dies trifft besonders für flachgründige Standorte zu. Ähnlich den N-Vorräten (Kap. 5.2) zeigen die C-Vorräte einen typisch abnehmenden Verlauf mit zunehmender Bodentiefe (Abb. I-6-1a, Kartenband Tab. II-6-1). Bezogen auf das Profil sind im Auflagehumus 18 % des gesamten C-Vorrats enthalten. Allerdings streuen im Auflagehumus die C-Vorräte beträchtlich, was die große Spannweite der Werte zwischen  $0,2$  bis  $190,0 \text{ t ha}^{-1}$  und der sich

daraus ergebende hohe Variationskoeffizient von 94 % verdeutlichen. Allein in den oberen 30 cm des Mineralbodens sind 59 % des im Profil enthaltenen organischen C enthalten. Mit zunehmender Bodentiefe nehmen die C-Vorräte jedoch deutlich ab. Im Mineralboden in 30-60 cm sind noch 18 % und in 60-90 cm sind noch 9 % des C gespeichert. Gleichzeitig steigt mit zunehmender Profiltiefe die Variabilität der C-Vorräte. Während der Variationskoeffizient in der obersten Tiefenstufe (5-10 cm) bei 50 % liegt, steigt dieser kontinuierlich mit jeder weiteren Tiefenstufe an, um in der Tiefenstufe 60-90 cm ein Maxima bei 169 % einzunehmen. Die Spannweite der Werte in den verschiedenen Tiefenstufen ist sehr unterschiedlich und schwankt von 0,4 bis 142,5 t C ha<sup>-1</sup> in Tiefenstufe 0-5 cm und von 0,6 bis 590,9 t C ha<sup>-1</sup> in Tiefenstufe 10-30 cm.



**Abb. I-6-1:** Kohlenstoffvorräte in der Auflage und den fünf Tiefenstufen (a) und im Profil (b) in den Wäldern Deutschlands im Zeitraum der BZE I und BZE II sowie Veränderungen der Vorräte von der BZE II zur BZE I (c + d). Die Vorräte beinhalten Moor- und organisch geprägte Standorte, ebenso wie BZE-Punkte, die nur in einer der beiden BZE-Erhebungen angesprochen wurden. Die abgebildeten Veränderungsdaten beziehen sich auf die gepaarte Stichprobe, Moore und Anmoore werden nicht berücksichtigt. Ausreißer sind nicht abgebildet. Das Profil beinhaltet die Auflage sowie den Mineralboden bis maximal 90 cm Bodentiefe.

## 6.2.2 Veränderungen der Kohlenstoffvorräte

Die Abschätzung der Veränderungen von C-Vorräten im Auflagehumus und im Mineralboden zwischen den beiden Inventuren bezieht nur Standorte ein, die zu beiden Terminen beprobt

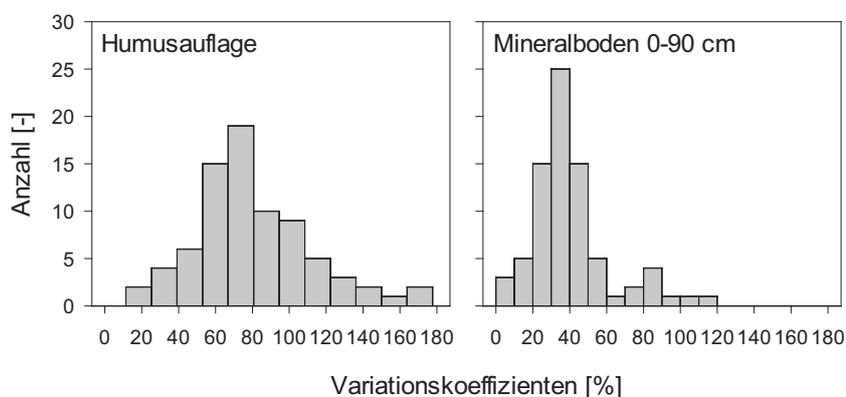
worden sind (gepaarte Stichprobe). Weiterhin werden Hoch- und Niedermoorstandorte nicht in die Auswertung einbezogen, da aufgrund des häufig sehr mächtigen Torfkörpers, der über die Zeit gesehen in seiner Mächtigkeit variiert, keine klare Bezugsebene für Wiederholungsmessungen gegeben ist. Im Auflagehumus sind die C-Vorräte seit der Erstinventur jährlich im Mittel um  $0,06 \pm 0,03 \text{ t ha}^{-1}$  geringfügig gestiegen, wobei diese Veränderung nicht signifikant ist (Abb. I-6-1c). Deutliche Veränderungen finden sich hingegen im Mineralboden, in dem in allen Tiefenstufen bis in 30 cm Tiefe eine Zunahme der C-Vorräte zu verzeichnen ist. In den oberen 5 cm ergibt sich eine signifikante jährliche Änderungsrate von  $0,25 \pm 0,02 \text{ t C ha}^{-1}$  ( $p < 0,001$ ). Weiterhin finden sich jährliche positive Änderungsraten in der Tiefenstufe 5-10 cm von  $0,16 \pm 0,01 \text{ t ha}^{-1}$  ( $p < 0,001$ ), in der Tiefenstufe 10-30 cm von  $0,28 \pm 0,03 \text{ t ha}^{-1}$  ( $p < 0,001$ ) und in der Tiefenstufe 30-60 cm von  $0,08 \pm 0,04 \text{ t ha}^{-1}$  ( $p = 0,0212$ ). Dem gegenüber ist die jährlichen Änderungsraten der C-Vorräte in der Tiefenstufe 60-90 cm mit  $-0,02 \pm 0,03 \text{ t ha}^{-1}$  negativ ( $p = 0,3809$ ). Auf Profilebene (Auflagehumus und Mineralboden bis in eine maximale Tiefe von 90 cm) ergibt sich im bundesweiten Mittel eine jährliche signifikante Zunahme der C-Vorräte um  $0,75 \pm 0,09 \text{ t ha}^{-1}$  (Abb. I-6-1d). Dies entspricht für einen durchschnittlichen Zeitraum zwischen den Inventuren von 15 Jahren einer Zunahme von  $11,3 \text{ t C ha}^{-1}$ . Mit der Auswertung des Datensatzes der BZE zu einem früheren Zeitpunkt wurde der Auflagehumus mit einer jährlichen Änderungsrate von  $-0,02 \text{ t ha}^{-1}$  als C-Quelle identifiziert, während für den Mineralboden in 0-30 cm Tiefe eine jährliche Sequestrierung von  $0,41 \text{ t C ha}^{-1}$  abgeschätzt wurde (Grüneberg *et al.* 2014). Daneben treten Unterschiede in den C-Vorräten des Auflagehumus und den oberen 30 cm des Mineralbodens auf. Die Abweichungen besonders der Vorräte zwischen beiden Untersuchungen haben unterschiedliche Gründe. In der Studie von Grüneberg *et al.* (2014) wurden sowohl die gepaarten als auch die nicht gepaarten Inventurpunkte einbezogen. Zudem handelte es sich um einen flächenbezogenen Ansatz, bei dem das unterschiedliche Potenzial von Bodensubstratgruppen zur C-Sequestrierung Berücksichtigung fand.

### 6.3 Räumliche Ausprägungen von Kohlenstoffvorräten und deren Änderungsraten

Die Untersuchung der räumlichen Ausprägung von C-Vorräten im Auflagehumus und Mineralboden und die Änderung von C-Vorräten zwischen BZE I und BZE II erfolgt stratifiziert nach waldökologischen Wuchsräumen (Aldinger & Gauer 2005, Gauer & Kroiher 2012). Die forstlichen Wuchsgebiete basieren im Wesentlichen auf den Standortfaktoren Klima, Geologie und Geomorphologie. Von diesen Faktoren geht ein bedeutender Einfluss auf den C-Haushalt der Böden aus, der mehr oder weniger stark durch die Nutzung und die Nutzungsgeschichte überlagert wird. Der Einfluss der anthropogenen Faktoren betrifft vor allem den Auflagehumus und den Mineralboden in 0-30 cm Tiefe. Die Humusvorräte im mineralischen Unterboden sind dagegen aufgrund der höheren Persistenz der Huminstoffe stärker von den abiotischen Standortfaktoren abhängig, deren großräumige Ausprägung durch die Wuchsgebietszugehörigkeit zum Ausdruck kommt. Einer der Vorteile der nach Wuchsgebieten stratifizierten Auswertung besteht darin, dass auch nicht gepaarte BZE-Punkte mit in die statistischen Analysen

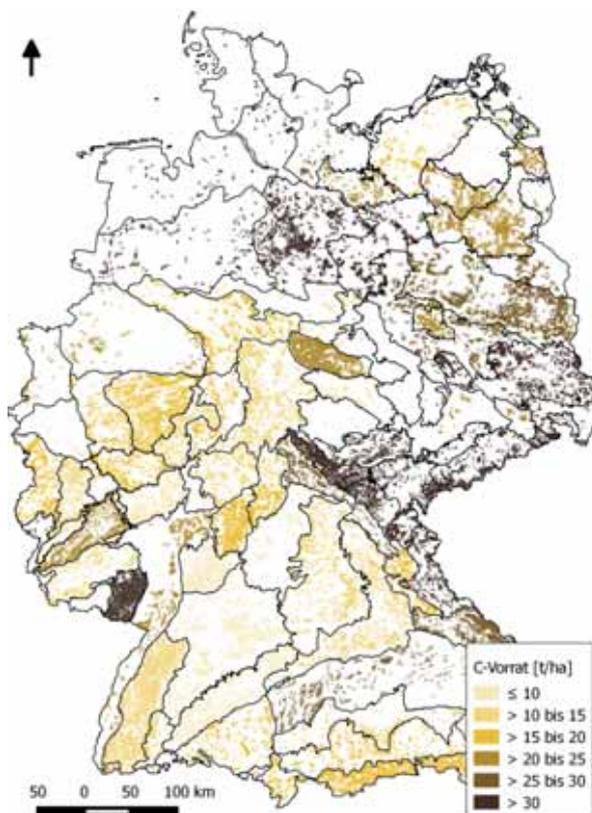
einfließen können und somit eine größere Stichprobe für die flächendeckende Beschreibung von regionalen Mustern der C-Vorratsveränderung zur Verfügung steht. Zu beachten ist, dass auch sehr kleine bzw. wenig bewaldete Wuchsgebiete in die Auswertung eingehen, wenn dieses im Text nicht anders angegeben ist. Insgesamt sind in der BZE-Stichprobe 81 Wuchsgebiete vertreten, davon weisen 17 weniger als fünf BZE-Punkte auf. Hierbei handelt es sich entweder um Wuchsgebiete mit sehr geringer Flächengröße (z.B. das Wuchsgebiet Zittauer Gebirge, WG 27) oder um größere Gebiete mit geringer Waldfläche, wie z.B. das nur zu etwa 4 % bewaldete Wuchsgebiet Thüringer Becken (WG 34).

Die Streuung der C-Vorräte innerhalb der Wuchsgebiete lässt sich mittels Variationskoeffizienten beurteilen. Im Auflagehumus ist die Variation der C-Vorräte deutlich größer als im Mineralboden (Abb. I-6-2). Im Durchschnitt liegen die Variationskoeffizienten der Auflage bei 81 % gegenüber 39 % in 0-30 cm bzw. 40 % in 0-90 cm Tiefe. Der geringste mittlere Variationskoeffizient von 35 % ergibt sich bei der Berechnung der Gesamtvorräte (Auflagehumus und Mineralboden bis 90 cm Tiefe). Hierin zeigt sich, dass kleinräumig wirksame Faktoren, wie z.B. unterschiedliche Bestockungstypen, zwar deutlich zur Variabilität der Auflagemassen beitragen, der Mineralboden- und Gesamt-C-Vorrat aber eher das Produkt von langfristig wirksamen, besonders klimabedingten Steuergrößen ist, die durch die Differenzierung nach Wuchsgebieten offensichtlich gut erfasst werden. Ein weiterer bedeutender und v.a. lokal wirksamer Faktor für die Akkumulation von C ist das Grundwasser. Daher sind die höchsten Variationskoeffizienten in Wuchsgebieten zu verzeichnen, in denen aufgrund unterschiedlicher Grundwasserverhältnisse BZE-Standorte mit sowohl stark hydromorph geprägten Böden (v.a. Moore und Anmoore) als auch terrestrischen Böden vertreten sind. Hierzu gehören z.B. das Wuchsgebiet Mittelbrandenburger Talsand- und Moränenland (WG 24) mit humusarmen BZE-Punkten auf trockenen Sandböden sowie Gleyen und (An-)Mooren beispielsweise in der Spreewaldniederung. Ähnliches gilt für das Wuchsgebiet Schwäbisch-Bayerische Jungmoräne und Molassevorberge (WG 81) in dem sich neben terrestrischen Standorten geländemorphologisch bedingt auch zahlreiche Moorstandorte konzentrieren.

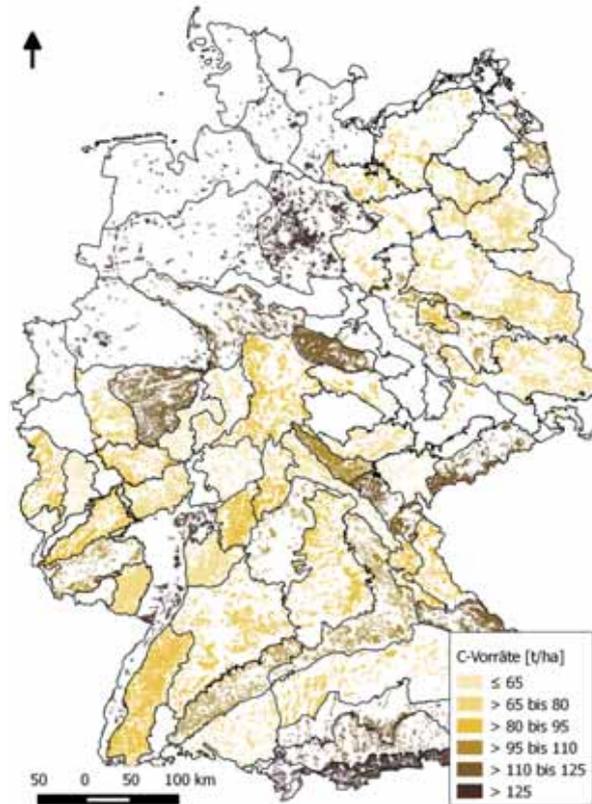


**Abb. I-6-2: Histogramme der Variationskoeffizienten von Kohlenstoffvorräten innerhalb der Wuchsgebiete für den Auflagehumus und den Mineralboden in 0-90 cm Tiefe.**

Um den heterogenen Standortbedingungen und der unterschiedlichen Bestockung innerhalb der Wuchsgebiete zu begegnen, erfolgte eine flächenbezogene Verschneidung der Wuchsgebiete mit der Bodenübersichtskarte (BGR 1998) und den CORINE Landnutzungsdaten (EEA 2002). Die Verschneidung für die C-Vorräte des Auflagehumus basiert auf den Flächenzuordnungen von Laub-, Misch- und Nadelwald entsprechend der CORINE Landnutzungsdaten sowie den bis auf vier Bodensubstratgruppen aggregierten Leitbodeneinheiten der Bodenübersichtskarte. Für den Mineralboden basiert die Verschneidung lediglich auf den Leitbodeneinheiten der Bodenübersichtskarte, die in 17 Bodensubstratgruppen zusammengefasst wurden. Das methodische Vorgehen basiert auf einer Arbeit von Grüneberg *et al.* (2014) und berücksichtigt, dass Vorratsunterschiede in Auflagehumus und Mineralboden durch den Bestand und/oder das Substrat erklärt werden können (Kap. 6.4). Anhand der mittleren C-Vorräte der Wuchsgebiete lassen sich großräumige Muster der C-Speicherung ableiten. Der Vergleich von C-Vorräten in Auflagehumus (Abb. I-6-3) und Mineralboden (Abb. I-6-4) zeigt oftmals eine Gegenläufigkeit. Dieses entspricht den bekannten Prozessen, wonach bei reduzierter Zersetzertätigkeit Humus in der Auflage akkumuliert und die Vorräte an organischer Substanz im Mineralboden entsprechend gering sind. Exemplarisch zeigt sich dieses sehr anschaulich für zahlreiche Wuchsgebiete des Nordostdeutschen Tieflands oder in den Wuchsgebieten des Alpenvorlands wie z.B. dem Südwestdeutschen Alpenvorland (WG 77) und dem Tertiärem Hügelland (WG 78) oder auch im Wuchsgebiet der Bayerischen Alpen (WG 82).



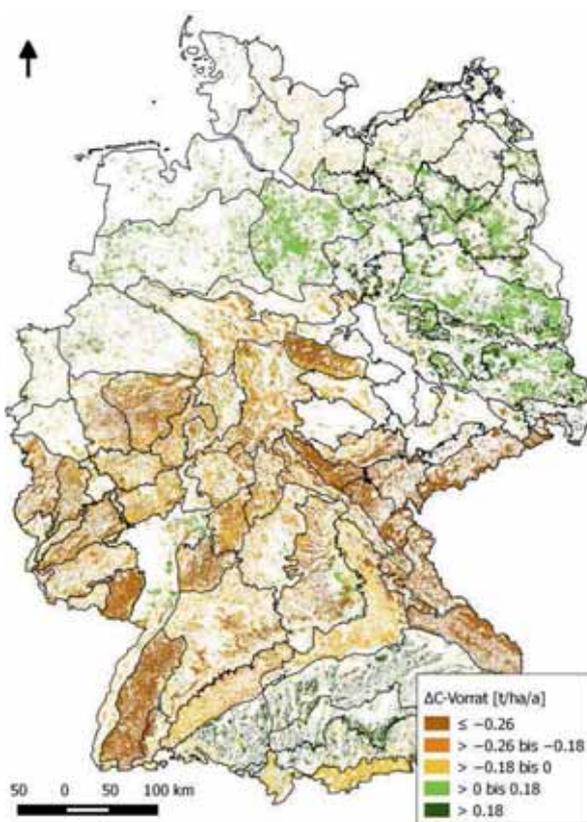
**Abb. I-6-3: Räumliche Verteilung der Kohlenstoffvorräte (C-Vorrat) des Auflagehumus auf Wuchsgebietsebene.**



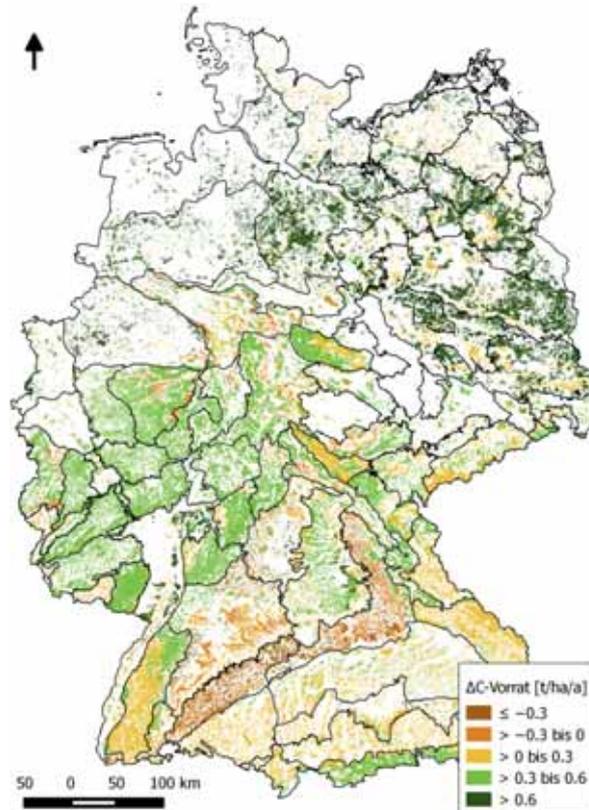
**Abb. I-6-4: Räumliche Verteilung der Kohlenstoffvorräte (C-Vorrat) des Mineralbodens in 0-90 cm Tiefe auf Wuchsgebietsebene.**

Überwiegend treten im gesamten Tiefland und vor allem im Nordostdeutschen Tiefland im Auflagehumus besonders hohe C-Vorräte zwischen  $24,1$  und  $31,9 \text{ t ha}^{-1}$  auf. Davon ausgenommen sind die Wuchsgebiete im nördlichen Mecklenburg-Vorpommern und östlichen Schleswig-Holstein, die jedoch aufgrund des sehr geringen Stichprobenumfangs nicht repräsentativ sind. Im Tiefland Nordwestdeutschlands sind die Mineralbodenvorräte (soweit die Wuchsgebiete ausreichend durch BZE-Punkte repräsentiert werden) vergleichsweise hoch und schwanken zwischen  $131,5 \text{ t ha}^{-1}$  im Ostniedersächsischem Tiefland (WG 13) und  $184,5 \text{ t ha}^{-1}$  im Niedersächsischem Küstenraum (WG 14) in 0-90 cm Tiefe. Im östlichen Bereich des Norddeutschen Tieflands treten abgesehen vom Ostvorpommerschen Küstenland (WG 8) die Werte deutlich zurück. Das Ostholsteinisch-Westmecklenburgische Jungmoränenland (WG 5) sowie die Wuchsgebiete (Mittel-) Mecklenburger Jungmoränenland (WG 6), Nordostbrandenburger Jungmoränenland (WG 09), Ostmecklenburger-Nordbrandenburger Jungmoränenland (WG 10) oder das Ostniedersächsisch-altmärkische Altmoränenland (WG 11) zeichnen sich mit Werten zwischen  $57,5$  und  $85,9 \text{ t ha}^{-1}$  eher durch geringe Vorräte in 0-90 cm Tiefe aus. Die höchsten C-Vorräte des Tieflands sind mit  $97,9 \text{ t ha}^{-1}$  im Mittleren Nordostdeutschen Altmoränenland (WG 22) zu verzeichnen. Die geringen C-Vorräte im Tiefland stimmen mit den Befunden des ersten Waldbodenberichts von Wolff & Riek (1996) überein, wonach sich die Mineralböden besonders der altpleistozänen Sandstandorte durch besonders geringe C-Vorräte auszeichneten. Die anhand der Differenzen der wuchsgebietsbezogenen Mittelwerte aus BZE I und BZE II berechneten Veränderungsrate pro Jahr bestätigen mithin, dass die bundesweit stärksten

C-Zunahmen im norddeutschen Tiefland zu verzeichnen sind. Dieses trifft sowohl für die Vorräte im Auflagehumus (Abb. I-6-5) als auch für die Mineralbodenvorräte in 0-30 cm Tiefe zu (Abb. I-6-6). Bei letzteren konzentrieren sich die stärksten Zunahmen im östlichen Bereich des Tieflands und umfassen jährliche Änderungsraten von  $> 0,6 \text{ t C ha}^{-1}$ . Außerhalb des Tieflands sind vergleichbare Zunahmen der Mineralbodenvorräte nur im nördlichen Bereich des Oberrheinischen Tieflands und der Rhein-Mainebene (WG 65) zu beobachten. Im Bereich der Berg- und Hügelländer sind überwiegend jährliche Abnahmeraten der C-Vorräte von  $> 0,26 \text{ t ha}^{-1}$  im Auflagehumus zu verzeichnen. Als Ausnahme erscheint das gesamte Alpenvorland (WG 77, WG 78, WG 80 und WG 81), wo die im Auflagehumus gespeicherten C-Vorräte jährlich z.T. um  $> 0,18 \text{ t ha}^{-1}$  zugenommen haben. Die Mineralbodenvorräte weisen in der Region der Berg- und Hügelländer überwiegend leichte Zunahmen auf. Davon abweichend treten die Kalkstandorte der beiden Wuchsgebiete Schwäbische Alb (WG 76) sowie Frankenalb und Oberpfälzer Jura (WG 6) mit einer deutlichen jährlichen Abnahme um  $> 0,3 \text{ t ha}^{-1}$  innerhalb der oberen 30 cm des Mineralbodens in Erscheinung. Auch für das nördlich angrenzende Neckarland (WG 75) ist im Durchschnitt eine jährliche C-Abnahmerate im Mineralboden um bis zu  $0,3 \text{ t ha}^{-1}$  zu verzeichnen.



**Abb. I-6-5: Räumliche Verteilung der Kohlenstoffvorratsänderungen zwischen beiden Inventuren ( $\Delta$ C-Vorrat) im Auflagehumus auf Wuchsgebietsebene.**



**Abb. I-6-6: Räumliche Verteilung der Kohlenstoffvorratsänderungen ( $\Delta C$ -Vorrat) im Mineralboden in 0-30 cm Tiefe auf Wuchsgebietsebene.**

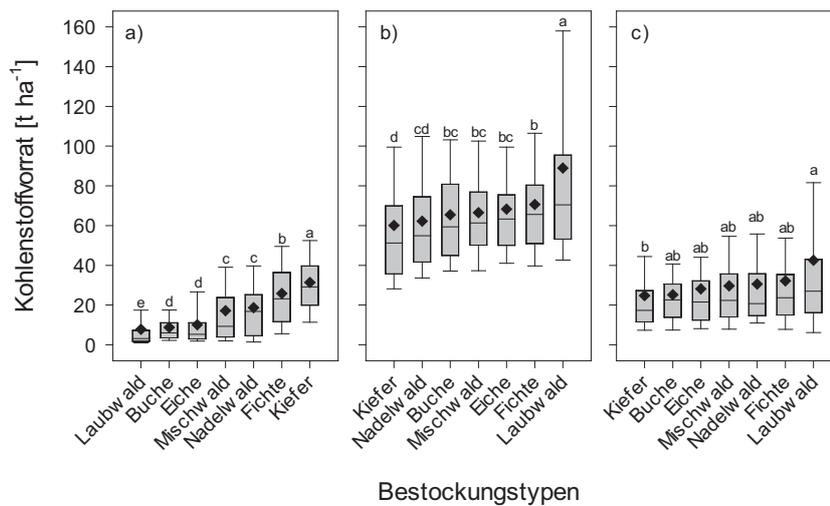
Als Erklärung für die auftretenden mehr oder weniger großräumigen Muster der C-Veränderungsraten kommen regional unterschiedliche Faktoren in Betracht. Im Tiefland waren besonders die von Natur aus schwachen (alt)-pleistozänen Sandböden nach Übernutzung großflächig an organischer Substanz verarmt und die generelle Verbesserung der Standortsqualität durch bewusst bodenpflegliche Waldbewirtschaftung macht sich seit der BZE I auf diesen degradierten Standorten besonders bemerkbar. Im Einzelfall ist aber davon auszugehen, dass weniger generelle als vielmehr lokal wirksame Prozesse für die Veränderungen der C-Gehalte ausschlaggebend sind. So können Zu- und Abnahmen der C-Vorräte sowohl im Auflagehumus als auch im Mineralboden von Einflüssen wie Kalkung, Waldumbaumaßnahmen, klimabedingt zunehmendem Wassermangel oder durch die spezifische Wirkung regional unterschiedlicher N-Einträge abhängen. Diese Faktoren sollen in den folgenden Abschnitten deskriptiv beschrieben und multivariat analysiert werden.

## 6.4 Einfluss von Bestockung und Bodensubstrat auf die Kohlenstoffvorräte

### 6.4.1 Bestandsspezifische Kohlenstoffvorräte

Um den Einfluss des Bestands auf die C-Vorräte des Auflagehumus und Mineralbodens zu untersuchen, wurde eine Varianz-Analyse (ANOVA) mit anschließenden Paarvergleichen zwischen den einzelnen Gruppen durch den LSD-Bonferroni Test ( $p < 0,05$ ) durchgeführt. In Bezug auf die Bestockungstypen zeigen sich besonders bei den C-Vorräten im Auflagehumus deutliche Unterschiede (ANOVA;  $p < 0,001$ ). Hierbei schwanken die mittleren Vorräte zwischen  $7,8 \pm 1,1 \text{ t C ha}^{-1}$  unter sonstigem Laubwald und  $31,4 \pm 0,9 \text{ t C ha}^{-1}$  unter Kiefer beträchtlich (Abb. I-6-7a). Bis auf die Vergleiche von Buchen- mit Eichenbeständen und von sonstigem Nadelwald- mit Mischwaldbeständen sind die Vorratsunterschiede zwischen allen weiteren Gruppen signifikant. Generell weisen Laubwaldbestände (sonstiger Laubwald, Buchen- und Eichenbestände) die geringsten Vorräte und Nadelwaldbestände (sonstiger Nadelwald, Fichten- und Kiefernbestände) um bis zu eine Zehnerpotenz höhere Werte auf. Dies ist dem gehemmten Abbau von Nadelstreu und einer damit einhergehenden Anreicherung organischer Substanz im Auflagehumus geschuldet.

Die mittleren Vorräte im Mineralboden in 0-30 cm Tiefe schwanken zwischen den Gruppen weniger deutlich als im Auflagehumus (ANOVA;  $p < 0,001$ ), wobei Laubmischbestände mit  $88,9 \pm 5,0 \text{ t ha}^{-1}$  im Mittel die höchsten Werte aufweisen, während unter Kiefernbeständen mit  $60,0 \pm 1,9 \text{ t ha}^{-1}$  die geringsten Werte zu verzeichnen sind (Abb. I-6-7b). Unter den sonstigen Laubwaldbeständen sind die C-Vorräte signifikant höher als unter allen anderen Beständen, während unter Kiefern, abgesehen vom sonstigen Laubwald, signifikant weniger C gespeichert wird als unter den verbleibenden Gruppen. Im Mineralboden in 30-90 cm Tiefe ist die Variation der Vorräte zwischen den Gruppen noch geringer (ANOVA;  $p < 0,001$ ), wobei die C-Vorräte etwa halb so hoch wie in Tiefe 0-30 cm sind (Abb. I-6-7c). Somit ist ein nicht unerheblicher Teil an C in tieferen Bereichen des Bodens angereichert, was die Bedeutung des Unterbodens als langfristigen C-Speicher unterstreicht. Die Streuung der Werte innerhalb der Gruppen ist in der Tiefenstufe 30-90 cm auf ähnlichem Niveau wie in den oberen 30 cm des Mineralbodens. Tendenziell speichern Laubwälder weniger C in 30-90 cm des Mineralbodens als Nadelwälder. Dennoch sind die C-Vorräte mit  $24,8 \pm 1,7 \text{ t ha}^{-1}$  unter Kiefernbeständen am geringsten. Die sonstigen Laubwälder weisen mit einem Vorrat von  $42,6 \pm 4,0 \text{ t C ha}^{-1}$  dagegen die höchsten Werte auf; jedoch findet sich hier auch die größte Streuung, vermutlich hervorgerufen durch eine sehr hohe Variation der Standorteigenschaften. Ähnlich wie in 0-30 cm zeichnen sich die sonstigen Laubwälder durch signifikant höhere C-Vorräte aus als die verbleibenden Bestände. Weitere signifikante Unterschiede sind nicht ausgeprägt. Dennoch können hinter dem Muster, dass sonstige Laubwälder höhere und Kieferbestände niedrige Vorräte sowohl im Ober- als auch Unterboden aufweisen, auch regionale bzw. durch unterschiedliche Bodensubstrate bedingte Effekte stehen (Kap. 6.4.2 und 6.4.3).



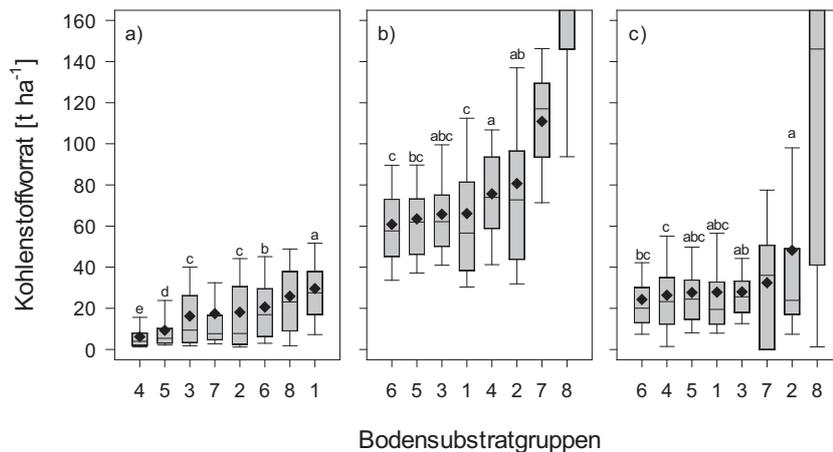
**Abb. I-6-7:** Kohlenstoffvorräte im Auflagehumus (a), in 0-30 cm (b) sowie in 30-90 cm des Mineralbodens (c) gruppiert nach dem Bestockungstyp. Definition sowie minimale und maximale Anzahl der Wiederholungen je Bestockungstyp: Buche (N = 249-250), Eiche (N = 107-108), Fichte (N = 438-442), Kiefer (N = 394-399), Laubwald (N = 196-208), Mischwald (N = 284-286), Nadelwald (N = 135). Bestockungstypen mit gleichem Buchstaben sind nicht signifikant verschieden ( $p < 0,05$ ). Ausreißer sind nicht abgebildet. Median = Strich, Mittelwert = Raute.

## 6.4.2 Bodensubstratspezifische Kohlenstoffvorräte

Das Bodensubstrat bestimmt zum großen Teil die bodenphysikalischen und -chemischen Eigenschaften eines Standorts, die wiederum die Höhe und den Umsatz des organischen C sowohl im Auflagehumus als auch im Mineralboden beeinflussen. Durch unterschiedliche Bodensubstrate hervorgerufene Unterschiede in den C-Vorräten werden wie in Kapitel 6.4.1 durch eine ANOVA mit anschließendem Paarvergleichen untersucht. Der Paarvergleich erfolgte jedoch ohne die Bodensubstratgruppen der Moore und Anmoore (8) sowie der Böden der Alpen (7). Aufgrund des geringen Stichprobenumfangs in der Gruppe „Böden der Alpen“ wird auf den Paarvergleich verzichtet. Da sich nicht-mineralische Böden wie Moore und Anmoore hinsichtlich ihrer Genese, Eigenschaften und Reaktionen auf Umwelteinflüsse deutlich von Mineralbodenstandorten unterscheiden, ist ein Paarvergleich innerhalb der Substratklassifizierung ebenfalls nicht sinnvoll. Ausschlaggebend für den C-Vorrat dieser Böden ist die Mächtigkeit des Torfkörpers. Dieser bedingt ausgesprochen hohe C-Vorräte, die mit einer beträchtlichen Variabilität behaftet sind. Durch die bodensubstratspezifische Gruppierung kann die Streuung innerhalb der Klassen im Vergleich zu den Bestockungstypen reduziert werden, da die hohen Vorräte der (An-)Moorstandorte nicht mehr ungefiltert eingehen.

Die Ergebnisse der ANOVA für den Auflagehumus zeigen, dass die Höhe der C-Vorräte mit dem Ausgangssubstrat zusammenhängt (ANOVA;  $p < 0,001$ ). Im Auflagehumus schwanken die Mittelwerte zwischen  $6,2 \pm 0,5 \text{ t C ha}^{-1}$  auf Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) und  $29,6 \pm 1,1 \text{ t C ha}^{-1}$  auf Böden aus basenarmem Lockergestein (1) (Abb. I-6-8a). Generell werden nährstoff- und basenreiche Standorte durch geringe C-Vorräte im Auflagehumus geprägt, was auf günstige Abbaubedingungen und geringe Verweilzeiten der organischen Substanz hindeutet. Hingegen bei höheren C-Vorräten wie in Böden sowohl aus basenarmem Lockergestein sowie in Mooren und Anmooren wird der Abbau der organischen Substanz bei ersteren durch eine geringere Nährstoffverfügbarkeit und bei letzteren durch anaerobe Bedingungen gehemmt. Die C-Vorräte sind im Auflagehumus von Böden aus basenarmem Lockergestein signifikant höher als in allen anderen Gruppen. Böden aus basenarmem Festgestein (6) weisen signifikant höhere Vorräte im Auflagehumus auf als Böden aus verwittertem Karbonatgestein und aus basisch-intermediärem Festgestein (5), als Tieflandböden aus Lösslehm (3) sowie als semiterrestrische Böden breiter Flusstäler (2). Des Weiteren speichern Böden aus verwittertem Karbonatgestein und basisch-intermediärem Festgestein signifikant weniger C als Semiterrestrische Böden breiter Flusstäler sowie Tieflandböden aus Lösslehm.

Der Mineralboden in den oberen 30 cm ist durch deutlich höhere C-Vorräte und eine weitaus höhere Variabilität gekennzeichnet als der Auflagehumus (Abb. I-6-8b). Darüber hinaus verhalten sich die nach Bodensubstrat stratifizierten Vorräte konträr zum Auflagehumus mit niedrigen Werten für basenarme Standorte und hohen Werten für nährstoffreiche Standorte. Die Spannweite der Mittelwerte terrestrisch-mineralischer Böden reicht von  $60,9 \pm 0,9 \text{ t C ha}^{-1}$  in Böden aus basenarmem Festgestein bis  $110,9 \pm 5,7 \text{ t C ha}^{-1}$  in den Böden der Alpen. Die hohen Vorräte der Böden der Alpen sind auf die infolge der Höhenlage stark eingeschränkte Humusabbaubedingungen zurückzuführen. Als organische Böden speichern die Moore und Anmoore mit  $216,6 \pm 19,0 \text{ t ha}^{-1}$  deutlich mehr C als die mineralischen Böden. Die semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler und die Böden aus verwittertem Karbonatgestein weisen gegenüber den Böden aus basenarmem Locker- und Festgestein signifikant höhere C-Anreicherungen auf. Im Mineralboden in 30-90 cm Tiefe differenzieren die terrestrisch-mineralischen Standorte kaum (Abb. I-6-8c). Weiterhin ist im Vergleich zum Mineralboden in 0-30 cm Tiefe die Variabilität innerhalb der meisten Gruppen deutlich geringer. Die mittleren C-Vorräte der Unterböden schwanken von  $24,3 \pm 0,8 \text{ t ha}^{-1}$  in Böden aus basenarmem Festgestein bis  $48,2 \pm 8,8 \text{ t ha}^{-1}$  in semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler. Moore und Anmoore speichern mit  $179,3 \pm 24,8 \text{ t ha}^{-1}$  jedoch bedeutend mehr C in 30-90 cm Tiefe. Anders als in 0-30 cm Tiefe speichern die semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler signifikant mehr C als Böden aus verwittertem Karbonatgestein. Möglicherweise sind diese Vorratsunterschiede zwischen Ober- und Unterboden den höheren Steingehalten der Karbonatgesteinstandorte geschuldet. Die C-Vorräte in den Tieflandböden aus Lösslehm oder in den Böden aus basisch-intermediärem Festgestein sind nicht signifikant verschieden von basenärmeren Standorten, obwohl diese Böden aufgrund ihrer mineralogischen Ausstattung das Potenzial besitzen, größere Mengen C zu fixieren und somit organische Bodensubstanz auch langfristig zu stabilisieren.



**Abb. I-6-8: Kohlenstoffvorräte im Auflagehumus (a), in 0-30 cm (b) sowie in 30-90 cm (c) des Mineralbodens gruppiert nach Bodensubstratgruppe. Definition sowie minimale und maximale Anzahl der Wiederholungen je Bodensubstratgruppe: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein (N = 386-395); 2 = Semiterrestrische Böden breiter Flusstäler (N = 62-63); 3 = Tieflandböden aus Lösslehm (N = 245-246); 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein (N = 161-163); 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (N = 133-134); 6 = Böden aus basenarmem Festgestein (N = 767-773); 7 = Böden der Alpen (N = 23-27); 8 = Moore und Anmoore (N = 33-40). Bodensubstratgruppen mit gleichem Buchstaben sind nicht signifikant verschieden ( $p < 0,05$ ). Ausreißer sind nicht abgebildet. Median = Strich, Mittelwert = Raute.**

### 6.4.3 Kohlenstoffvorräte in Abhängigkeit von der Interaktion zwischen Bestockung und Bodensubstrat

Die Wechselwirkungen zwischen Bestockung und Bodensubstrat lassen sich durch eine eindimensionale Betrachtung nicht differenzieren, da die Klassen teilweise zu gering besetzt sind und eine hohe Variabilität aufweisen. Die BZE-Methode zur Klassifizierung der Bestockungstypen grenzt die verschiedenen Nadel- oder Laubholzbestände nur unzureichend ab, da die Klassengrenze bei 70 % liegt und diese Reinbestände einen Anteil von bis zu 29 % andere Baumarten enthalten können. Um die Klassenbelegung auf ein statistisch auswertbares Maß anzuheben, erfolgte die Ausweisung von Nadel- und Laubholz(rein)beständen basierend auf einem Reinbestandsanteil von 90 % für die folgenden häufig vorkommenden Bodensubstratklassen: Böden aus basenarmem Festgestein, Böden aus basenarmem Lockergestein, Tieflandböden aus Lösslehm und Böden aus verwittertem Karbonatgestein. Durch die Kombination von Reinbestand und ausgesuchten Bodensubstratgruppen lassen sich nun ökologische Unterschiede deutlicher beleuchten.

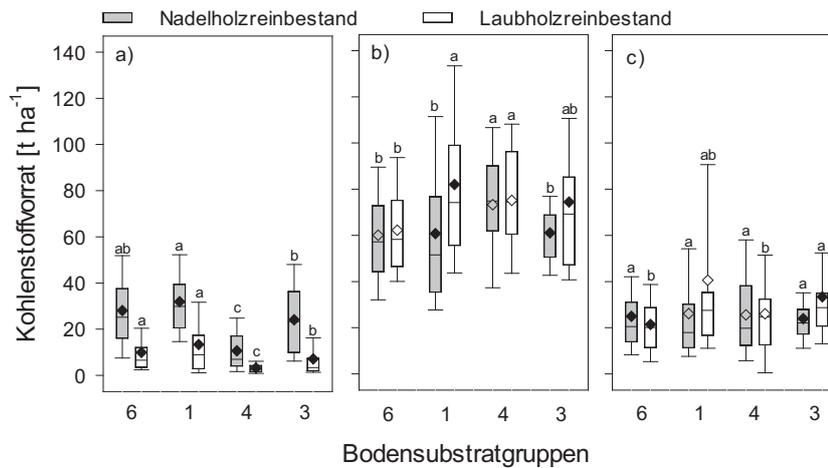
Die nach Reinbestand und Bodensubstrat differenzierten mittleren C-Vorräte des Auflagehumus reichen von  $3,2 \pm 0,3 \text{ t ha}^{-1}$  unter Laubwaldbeständen auf Böden aus verwittertem Karbonat-

gestein bis  $31,9 \pm 1,04 \text{ t ha}^{-1}$  unter Nadelwaldbeständen auf Böden aus basenarmem Lockergestein (Abb. I-6-9a). Die Ergebnisse der ANOVA verdeutlichen einen signifikanten Zusammenhang von Bestand und C-Vorrat im Auflagehumus (Tab. I-6-1). Ähnlich wie in der bodensubstratunspezifischen Klassifizierung (Kap. 6.4.2), bei der die Nadelwaldstandorte die höchsten C-Vorräte des Auflagehumus aufweisen, ergeben sich auch hier Maxima unter Nadelwald auf allen Bodensubstraten. Die Unterschiede zwischen den Reinbeständen sind für alle Bodensubstratgruppen signifikant. In Bezug auf die Bodensubstratgruppen lässt sich durch die ANOVA ebenfalls ein signifikanter Zusammenhang von Bodensubstratgruppe und dem im Auflagehumus gespeicherten C zeigen. Unter Nadelwaldbeständen wurden lediglich zwischen den Böden aus basenarmem Festgestein und Tieflandböden aus Lösslehm bzw. Böden aus basenarmem Lockergestein keine signifikanten Unterschiede festgestellt. Bei den Laubwaldbeständen ergeben sich bis auf den Vergleich von Böden aus basenarmem Lockergestein mit Böden aus basenarmem Festgestein signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen. Insgesamt bestätigt sich die für Auflagehumus bereits beschriebene Tendenz, dass auf basenarmen Substraten tendenziell höhere C-Vorräte vorliegen als auf basenreichen Substraten.

**Tab. I-6-1: Ergebnisse einer Varianz-Analyse (ANOVA) zum Einfluss von Reinbeständen und Bodensubstratgruppen auf Kohlenstoffvorräte im Auflagehumus.**

Variablen	DF	MSE (Typ III)	F-Wert	p-Wert
Reinbestand	1	260,965	371,43	<0,0001
Bodensubstratgruppe	3	112,663	53,45	<0,0001
Bestand*Bodensubstratgruppe	3	4,788	2,27	0,0786

DF = Freiheitsgrade, MSE = Mittlerer quadratischer Fehler.



**Abb. I-6-9: Kohlenstoffvorräte im Auflagehumus (a), in 0-30 cm (b) sowie in 30-90 cm (c) des Mineralbodens für Nadel- und Laubholzreinbestände in verschiedenen Bodensubstratgruppen. Definition sowie minimale und maximale Anzahl der Wiederholungen je Reinbestand: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein (N = 265-270 für Nadelholz, N = 41-43 für Laubholz); 3 = Tieflandböden aus Lösslehm (N = 75 für Nadelholz, N = 92-93 für Laubholz); 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein (N = 40-42 für Nadelholz, N = 69 für Laubholz); 6 = Böden aus basenarmem Festgestein (N = 354-358 für Nadelholz, N = 185-186 für Laubholz). Schwarze Rauten kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen Reinbeständen innerhalb einer Bodensubstratgruppe ( $p < 0,05$ ) basierend auf einem Zweistichproben-t-Test. Vergleiche innerhalb eines Reinbestands zwischen Bodensubstratgruppen beruhen auf einem LSD-Bonferroni Test ( $p < 0,05$ ). Gleiche Buchstaben kennzeichnen keine signifikanten Unterschiede. Ausreißer sind nicht abgebildet. Median = Strich, Mittelwert = Raute.**

Die differenzierte Betrachtung der durchschnittlichen C-Vorräte des Mineralbodens in 0-30 cm Tiefe nach Reinbestand und Bodensubstratgruppe verdeutlicht, dass die Variabilität innerhalb der Klassen deutlich größer ist als zwischen den Klassen (Abb. I-6-9b). Die Werte reichen von  $60,2 \pm 1,3 \text{ t C ha}^{-1}$  in Böden aus basenarmem Festgestein im Nadelwaldbestand bis  $84,9 \pm 7,3 \text{ t C ha}^{-1}$  in Böden aus basenarmem Lockergestein im Laubwaldbestand. Im Vergleich zum Auflagehumus finden sich entsprechend der ANOVA signifikant höhere C-Vorräte in Laubwaldbeständen als in Nadelwaldbeständen (Tab. I-6-2). Die Betrachtung auf Bodensubstratgruppenebene ergibt lediglich für Böden aus basenarmem Lockergestein und für Tieflandböden aus Lösslehm einen signifikant höheren Vorrat in Laubwaldbeständen (Abb. I-6-9b). Weiterhin zeigt die ANOVA, dass die Menge des in den oberen 30 cm des Mineralbodens gespeicherten C signifikant von der Bodensubstratgruppe bestimmt wird (Tab. I-6-1). Sowohl in Nadel- als auch in Laubwaldbeständen sind die Vorräte an C in Böden aus verwittertem Karbonatgestein signifikant höher als in Böden aus basenarmem Festgestein (Abb. I-6-9b). Zusätzlich speichern Böden aus verwittertem Karbonatgestein unter Nadelwaldbeständen signifikant mehr C als Böden aus basenarmem Lockergestein und Tieflandböden aus Lösslehm. Weiterhin ergeben sich in Laubwaldbeständen signifikant höhere Vorräte in Böden aus basenarmem Lockergestein als in Böden

aus basenarmem Festgestein. Allerdings weisen die Ergebnisse der ANOVA auf signifikante Interaktionen zwischen Reinbestand und Bodensubstratgruppe hin.

**Tab. I-6-2: Ergebnisse einer Varianz-Analyse (ANOVA) zum Einfluss von Reinbeständen und Bodensubstratgruppen auf Kohlenstoffvorräte in 0-30 cm des Mineralbodens.**

Variablen	DF	MSE (Typ III)	F-Wert	p-Wert
Reinbestand	1	2,729	14,93	0,0001
Bodensubstratgruppe	3	4,171	7,61	<0,0001
Bestand*Bodensubstratgruppe	3	2,323	4,23	0,0055

DF = Freiheitsgrade, MSE = Mittlerer quadratischer Fehler.

Im Mineralboden in 30-90 cm Tiefe schwanken die mittleren C-Vorräte von  $22,4 \pm 1,2 \text{ t ha}^{-1}$  in Böden aus basenarmem Festgestein bis  $37,8 \pm 6,5 \text{ t ha}^{-1}$  in Böden aus basenarmem Lockergestein (Abb. I-6-9c). Sowohl die höchsten als auch die niedrigsten Vorräte finden sich unabhängig von den Bodensubstratgruppen im Laubwaldbestand. Die Variabilität der C-Vorräte in 30-90 cm des Mineralbodens entspricht etwa der in 0-30 cm Tiefe, allerdings ist im Unterboden nur etwa halb so viel C gespeichert wie in den oberen 30 cm des Mineralbodens. Die ANOVA verdeutlicht auch für die 30-90 cm Mineralboden einen Zusammenhang zur Bestockung (Tab. I-6-3). Signifikant mehr C speichern Laubwaldbestände in Tieflandböden aus Lösslehm (Abb. I-6-9c). Andererseits sind die C-Vorräte unter Nadelwaldbeständen auf Böden aus basenarmem Festgestein signifikant höher als unter Laubwaldbeständen. Die Höhe der C-Vorräte unter Laubwaldbeständen in 30-90 cm Tiefe ist teilweise mit dem Bodensubstrat verknüpft. So wird in Tieflandböden aus Lösslehm signifikant mehr C gespeichert als in Böden aus basenarmem Festgestein oder in Böden aus verwittertem Karbonatgestein. Hingegen zeigen sich in Nadelwaldbeständen keine Unterschiede zwischen den Bodensubstratgruppen. Wie schon in den oberen 30 cm des Mineralbodens treten signifikante Interaktionen zwischen den untersuchten Gruppen auf.

**Tab. I-6-3: Ergebnisse einer Varianz-Analyse (ANOVA) zum Einfluss von Reinbeständen und Bodensubstratgruppen auf Kohlenstoffvorräte in 30-90 cm des Mineralbodens.**

Variablen	DF	MSE (Typ III)	F-Wert	p-Wert
Reinbestand	1	4,524	8,67	0,0033
Bodensubstratgruppe	3	9,521	6,08	0,0004
Bestand*Bodensubstratgruppe	3	11,420	7,30	<0,0001

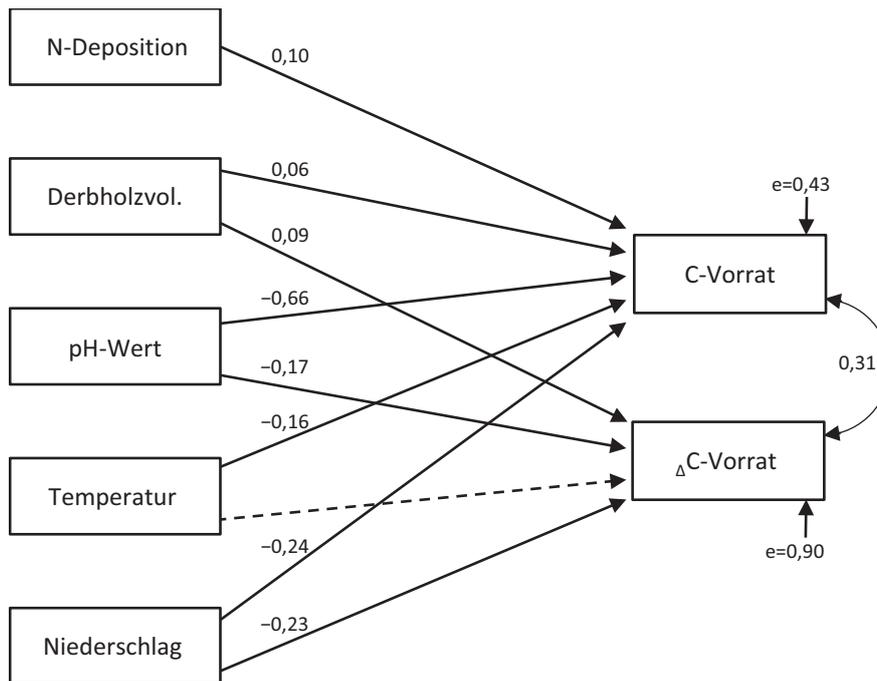
DF = Freiheitsgrade, MSE = Mittlerer quadratischer Fehler.

## 6.5 Wirkungspfade von natürlichen und anthropogenen Umweltfaktoren bei der Speicherung von Kohlenstoff

Mit Strukturgleichungsmodellen (SGM) lässt sich der Einfluss verschiedener Faktoren auf organische C-Vorräte und ihre Änderungsraten in Waldböden untersuchen. Dabei wird zunächst

ein hypothetisches Modell formuliert, bevor die vorab postulierten Ursache-Wirkungsbeziehungen mit Hilfe der BZE-Daten überprüft werden. Strukturgleichungsmodelle können zudem Größen enthalten, die unabhängige und abhängige Variablen zugleich sind, wodurch sich komplexere Beziehungen zwischen den Variablen untersuchen lassen. Dabei werden unabhängige Größen als exogene und abhängige Größen als endogene Variablen bezeichnet. Die Strukturgleichungsmodellierung erfolgte durch das Statistikprogramm R 3.2.3 (R Development Core Team 2015) anhand des Arbeitspakets *lavaan* (Rosseel 2012). Mit einer Pfaddiagrammanalyse lassen sich die Ergebnisse des SGM grafisch darstellen (Abb. I-6-10-Abb. I-6-11). Die Stärke eines kausalen Zusammenhangs wird durch den zugehörigen Pfadkoeffizienten ausgedrückt. Alle im Modell behaupteten direkten Effekte sind durch gerichtete Pfeile dargestellt. Kovarianzen werden hingegen mit einem gebogenen Doppelpfeil beschrieben. Durch Weglassen eines gerichteten Pfeils oder eines gebogenen Doppelpfeils wird der zugehörige Koeffizient gleich Null gesetzt. Aufgrund bisheriger Untersuchungen wird davon ausgegangen, dass die Speicherung von C des Auflagehumus und Mineralbodens u.a. vom Klima sowie von physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften abhängt. Darüber hinaus können die Waldbewirtschaftung und die N-Deposition entscheidend sein. Das Modell für den Auflagehumus berücksichtigt daher die Jahresmittelwerte von Temperatur und Niederschlag, das auf einen Hektar bezogene Derbholzvolumen, die N-Deposition sowie den pH-Wert als Variable für die lokalen Standortverhältnisse (Abb. I-6-10). Das komplexere Modell für den Mineralboden schließt als exogene Variable zusätzlich den Tongehalt und als endogene Variable die effektive Kationenaustauschkapazität und die C-Gehalte ein (Abb. I-6-11). Allerdings wird die Kationenaustauschkapazität u.a. durch den C-Gehalt im Boden mitbestimmt.

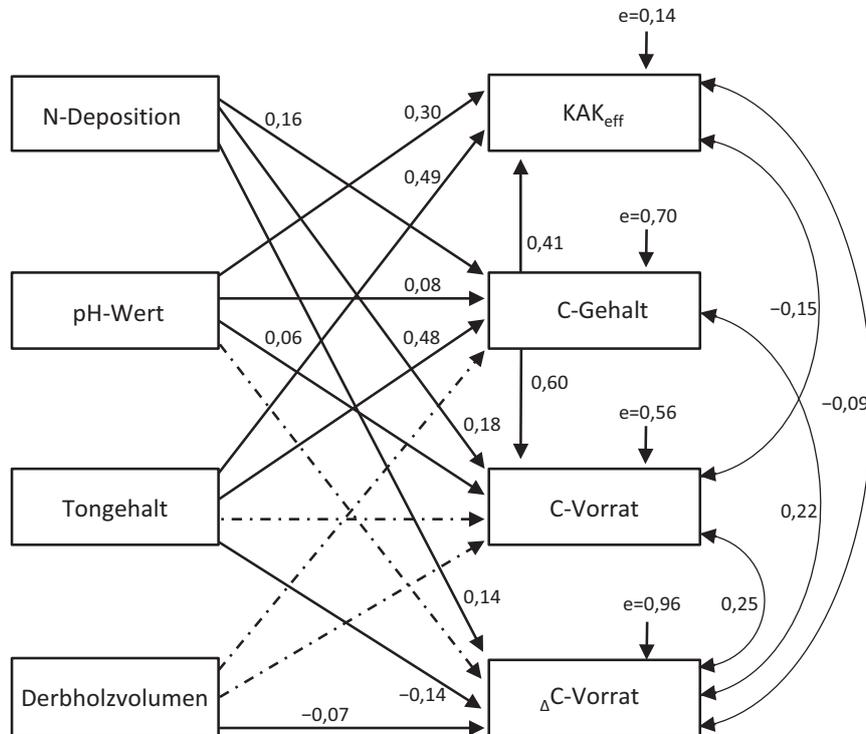
Das SGM für den Auflagehumus zeigt, dass der pH-Wert (-0,66) am stärksten mit den C-Vorräten korreliert, während die Zusammenhänge mit den Klimavariablen Temperatur (-0,16) und Niederschlag (-0,24) weniger deutlich und mit der N-Deposition (0,10) und dem Derbholzvolumen (0,06) nur noch schwach ausgeprägt sind (Abb. I-6-10). Weiterhin wirken das Derbholzvolumen (0,09), der pH-Wert (-0,17) und der Niederschlag (-0,23) direkt auf die Änderungsrate. Die exogenen Faktoren N-Deposition (0,12), pH-Wert (0,06), Tongehalt (-0,08) und Derbholzvolumen (-0,05) im Modell für den Mineralboden zeigen einen nur schwachen direkten Zusammenhang mit den C-Vorräten (Abb. I-6-11). Eine Schlüsselposition spielt jedoch die endogene Variable C-Gehalt, der stark durch den Tongehalt (0,48) beeinflusst wird. Die C-Gehalte fließen lediglich in das Modell für den Mineralboden ein, da die Höhe der C-Vorräte im Auflagehumus v.a. von der Mächtigkeit und Masse des Auflagehumus, jedoch nicht – wie im Mineralboden – von den C-Gehalten abhängt. Die Pfadkoeffizienten für den Mineralboden zeigen zusätzlich zum direkten Bezug von N-Deposition (0,15) und pH-Wert (0,07) auf den C-Vorrat einen darüber hinaus gehenden indirekten Pfad über die C-Gehalte. Für die N-Deposition (0,10) und den pH-Wert (0,05) ist dieser indirekte Effekt schwächer ausgeprägt als der direkte. Für den Tongehalt ergibt sich ein indirekter Einfluss (0,32) auf den C-Vorrat über die Gehalte, der deutlich größer ist und den negativen direkten Zusammenhang zwischen Tongehalt und Vorrat überprägt.



**Abb. I-6-10: Ergebnisse des Strukturgleichungsmodells mit  $N = 1114$ ,  $P(\chi^2) = 0,831$ , elf Freiheitsgraden und einem RMSEA (Root Mean Square Error of Approximation) von 0 (90 %iges Konfidenzintervall, [0; 0,047]) für den Auflagehumus mit den exogenen (Derbholzvolumen, pH-Wert [1 M KCl], Temperatur = Jahresmitteltemperatur, Niederschlag = mittlerer Jahresniederschlag) und endogenen (C-Vorrat = organischer Kohlenstoffvorrat,  $\Delta$ C-Vorrat = jährliche Veränderungsrate der organischen Kohlenstoffvorräte) Variablen in den Kästen und den Pfadkoeffizienten mit signifikanten (durchgezogener Pfeil) und nicht signifikanten (gestrichelter Pfeil) Zuweisungen sowie den Fehlervarianzen (e).**

Wie die Ergebnisse des SGM für den Mineralboden zeigen, lassen sich Veränderungen von C-Vorräten z.T. auf die N-Deposition (0,14), den Tongehalt (-0,14) und das Derbholzvolumen des stockenden Bestands (-0,07) zurückführen, da alle drei exogenen Variablen einen Zusammenhang aufzeigen. Zusätzlich findet sich eine Kovarianz (0,25) zwischen dem C-Vorrat und der Änderungsrate, deren Einbeziehung einen Zusammenhang zur N-Deposition (0,05) nahelegt. Weitere Zusammenhänge mit der Änderungsrate ergeben sich aus indirekten Effekten der exogenen Variablen N-Deposition (0,04), pH-Wert (0,02) und Tongehalt (0,11) über die C-Gehalte und deren Kovarianzen auf die Änderungsrate. Weiterhin ist der Tongehalt (0,05) über die Kovarianz der effektiven Kationenaustauschkapazität mit der Änderungsrate negativ assoziiert. Allerdings sind alle über die Kovarianzen aufgedeckten Einflüsse deutlich schwächer ausgeprägt als die direkten Effekte. Letztendlich ist das Ausmaß der C-Sequestrierung in beiden Modellen stark von der Höhe der Vorräte abhängig. Es gibt bereits Untersuchungen, die eine negative Beziehung zwischen den initialen C-Vorräten und deren Veränderungen aufzeigen, die entweder durch einen Wechsel der Bewirtschaftung (Goidts & van Wesemael 2007, Riley & Bakkegard 2006) oder durch veränderte Umweltbedingungen (Bellamy et al. 2005, Saby et al. 2008) erklärt wurden. Eine weitere Erklärung hierfür wäre die sog. „Regression zur Mitte“

(Barnett et al. 2005). Dieser rein statistische Effekt führt dazu, dass die Wahrscheinlichkeit höher ist, wenn die erste Messung besonders niedrig (oder hoch) ist, dass die zweite Messung darüber (oder darunter) liegt (Callesen et al. 2015). Dies wird u.a. durch die Kovarianzen zwischen den Änderungsraten und den Vorräten deutlich.



**Abb. I-6-11:** Ergebnisse des Strukturgleichungsmodells mit  $N = 886$ ,  $P(\chi^2) = 0,330$ , 22 Freiheitsgraden und einem RMSEA (Root Mean Square Error of Approximation) von 0,011 (90 %iges Konfidenzintervall, [0; 0,069]) für die oberen 30 cm des Mineralbodens mit den exogenen (Derbholzvolumen, Tongehalt, pH-Wert [M 0,01 KCl], N-Deposition = mittlere Jahresstickstoffdeposition) und endogenen Variablen (KAK<sub>eff</sub> = effektive Kationenaustauschkapazität; C-Gehalt = organischer Kohlenstoffgehalt; C-Vorrat = organischer Kohlenstoffvorrat, ΔC-Vorrat = jährliche Veränderungsrate der organischen Kohlenstoffvorräte) in den Kästen und den Pfadkoeffizienten mit signifikanten (durchgezogener Pfeil) und nicht signifikanten (gestrichelter Pfeil) Zuweisungen sowie den Fehlervarianzen (e).

## 6.6 Einflüsse natürlicher Umweltfaktoren

Die Resultate der nach Bodensubstratgruppen stratifizierten Auswertung (Kap. 6.4.2 und 6.4.3) als auch die Ergebnisse des SGM (Kap. 6.5) zeigen, dass die Standortsqualität eine entscheidende Rolle bezüglich der C-Speicherung spielt. Der Auflagehumus basenarmer Standorte (Böden aus basenarmem Locker- und Festgestein) enthalten die höchsten C-Vorräte, während basenreiche Standorte (Tieflandböden aus Lösslehm, Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, Böden der Alpen) deutlich geringere C-Vorräte aufweisen. Ein substratspezifischer Einfluss auf die Höhe

der C-Vorräte bestätigen besonders Studien, in denen den nährstoffreicheren Standorten ein stärkerer Streuabbau unterstellt oder die Akkumulation von C auf nährstoffärmeren Standorten durch die Reduzierung des Streuabbaus erklärt wird (Ladegaard-Pedersen *et al.* 2005, Vesterdal *et al.* 2008). Auch der im Mineralboden gespeicherte C hängt mit den Bodensubstratgruppen zusammen. In basenreicheren Böden sind die Vorräte höher als in basenärmeren Böden. Während Untersuchungen von Vesterdal *et al.* (2008) oder Ladegaard-Pedersen *et al.* (2005) ähnliche Ergebnisse präsentieren, ergab eine Studie über Waldböden in Bayern keinen Zusammenhang zwischen dem Bodenausgangsmaterial und der Höhe des C-Vorrats (Wiesmeier *et al.* 2013).

Die verschiedenen Bodensubstratgruppen sind durch unterschiedliche Texturen geprägt. Es ist hinlänglich bekannt, dass tonreiche Böden größere Mengen C speichern als sandige Böden. In den Standardwerten für C-Vorräte in Oberböden warm-temperierter feuchter Klimate des IPCC-Leitfadens wird dies berücksichtigt, indem unterschiedliche Werte für sandige Böden ( $34 \text{ t ha}^{-1}$ ) und für Böden mit hohem Anteil von Drei- und Vierschichttonmineralen ( $88 \text{ t ha}^{-1}$ ) vorgeschlagen werden (IPCC 2003). Untersuchungen über texturabhängige Vorratsunterschiede deuten darauf hin, dass die Umsetzungszeit von organischer Substanz von Sand über Schluff hin zur Tonfraktion sinkt (Guggenberger *et al.* 1995). Das kann durch den positiven Zusammenhang zwischen dem C- und dem Tongehalt erklärt werden, was der Stabilisierung organischer Bodensubstanz durch die Formierung stabilisierender Komplexe mit Tonmineralen (Six *et al.* 2002, Torn *et al.* 1997) und pedogenen Oxiden (Eusterhues *et al.* 2003, Schöning *et al.* 2005) zugeschrieben wird. Mit zunehmendem Anteil von Ton und pedogenen Oxiden erhöht sich die spezifische Oberfläche des Bodens, wodurch verstärkt organische Bodensubstanz mit der Mineralphase interagieren kann. Des Weiteren begünstigen höhere Tongehalte den Einschluss von organischer Substanz im Inneren von Aggregaten, wodurch der Zugang von Mikroorganismen zur organischen Substanz durch räumliche Trennung gehemmt ist und sich der mikrobielle Abbau reduziert (Christensen 2001, Golchin *et al.* 1997). Ein weiterer Grund für eine erhöhte C-Speicherung kann die Abhängigkeit des Wassergehalts vom Tongehalt sein. Tonige Böden sind häufig wassergesättigt, wodurch die mikrobielle Abbautätigkeit herabgesetzt ist (Grüneberg *et al.* 2013). Somit ist der Tongehalt nicht nur eine entscheidende Einflussgröße für den Boden-C und dessen Dynamik sondern auch für bodenchemische Parameter wie der effektiven Kationenaustauschkapazität. So verdeutlicht das SGM eine verstärkte C-Sequestrierung mit abnehmendem Tongehalt (Abb. I-6-11). Ähnlich verhält es sich mit der Kationenaustauschkapazität, die ebenfalls negativ über die Kovarianzen mit den C-Vorräten und Änderungen korreliert.

Mit dem SGM ergaben sich für den Auflagehumus (Abb. I-6-10) deutliche und für den Mineralboden (Abb. I-6-11) geringfügige Hinweise auf einen Zusammenhang zwischen der Bodenacidität (pH-Wert) und dem C-Vorrat. Während im Auflagehumus der Zusammenhang negativ ausfällt, findet sich für den Mineralboden eine positive Korrelation. Weiterhin deuten die Resultate der Auswertungen nach Bestockungstyp (Abb. I-6-7) und dem Bodensubstrat (Abb. I-6-8) besonders für den Auflagehumus auf einen Einfluss des pH-Werts auf die C-Vorräte

hin, da sowohl bei den Bodensubstratgruppen, die ein breites Spektrum der Bodenacidität abdecken, als auch bei den Bestockungstypen, die aufgrund einer unterschiedlichen Ausstattung von Nadeln und Blättern mit Basen- und Säurekationen, ein deutlicher Säuregradient ausgeprägt ist (Kap. 4.2). Darüber hinaus sind im Auflagehumus die Änderungsraten vom pH-Wert abhängig (Abb. I-6-10). Verschiedene Studien belegen, dass die Akkumulation von C im Auflagehumus auf weniger sauren Böden geringer ist als auf stärker versauerten nährstoffärmeren Standorten (Oostra *et al.* 2006, Vesterdal 1999, Vesterdal *et al.* 2013). Höhere pH-Werte sorgen für eine bessere Einarbeitung der oberirdischen Streu in den Mineralboden. Durch die intensive Einarbeitung und einen gleichzeitig höheren mikrobiellen Umsatz im Mineralboden kann dort dementsprechend mehr stabilisiert werden.

## 6.7 Einflüsse anthropogener Faktoren

### 6.7.1 Struktur des Bestands

Im Auflagehumus bestehen eindeutige Unterschiede in den C-Vorräten sowohl zwischen den einzelnen Bestockungstypen (Abb. I-6-7a) als auch zwischen Nadel- und Laubholzreinbeständen (Abb. I-6-9a). Das Nadelwälder mehr C im Auflagehumus speichern als Buchenwälder und diese wiederum höhere Vorräte als sonstige Laubbaumarten aufweisen, korrespondiert mit Erkenntnissen aus einer Zusammenschau von verschiedenen europäischen und nordamerikanischen Untersuchungen von Vesterdal *et al.* (2013). Trotz unterschiedlicher methodischer Ansätze sind in den dort betrachteten Arbeiten baumartenspezifische Unterschiede in C-Vorräten festgestellt worden. In den allermeisten Fällen war die Reihenfolge der Anordnung der Baumarten konsistent, wobei Koniferen die höchsten C-Vorräte aufwiesen. Buchenstandorte akkumulierten mehr C als Edellaubhölzer, während Eichenbestände eine Zwischenstellung einnehmen. Die in den Studien vorgestellten Ergebnisse stimmen mit den hier präsentierten Ergebnissen überein. Die Akkumulation von C lässt sich durch die unterschiedliche Streuqualität erklären (Kap. 5.4). Verschiedene Untersuchungen wiesen weitere C/N-Verhältnisse in der Streu von Koniferen im Vergleich zur Laubstreu nach, wobei Buchenstreu weitere C/N-Verhältnisse aufwies als Eichenstreu und die Streu von Edellaubhölzern (Guckland *et al.* 2009, Vesterdal *et al.* 2008). Das C/N-Verhältnis der Streu stellt jedoch auch ein Proxy für andere wichtige chemische Parameter des Auflagehumus wie etwa dem Gehalt an Lignin dar (Hobbie *et al.* 2006). Das Lignin/N-Verhältnis steht wiederum in enger Beziehung zum Umsatz und Anreicherung des Auflagehumus (Vesterdal *et al.* 2013). Basierend auf in der Literatur beschriebenen Lignin/N-Verhältnissen sinkt dieses für die entsprechenden Baumarten in folgender Weise: Fichte, Kiefer, Buche > Eiche > Edellaubhölzer (Kalbitz *et al.* 2006, Lovett *et al.* 2004).

Abgesehen vom Einfluss der Bestockung auf die C-Vorräte des Auflagehumus untermauern die Ergebnisse der BZE-Auswertung auch eine baumartenspezifische Vorratsdifferenzierung im Mineralboden (Abb. I-6-7). Besonders in den Unterböden der Laubholzreinbestände akkumuliert

mehr C als unter Nadelholzreinbeständen (Abb. I-6-9c). Bisher finden sich in nur wenigen Studien Hinweise auf eine baumartenabhängige C-Akkumulation im Mineralboden, da ein solcher Effekt häufig nur schwach ausgeprägt oder wenig konsistent erscheint. Allerdings berichten einige Studien über die Tendenz zu höheren Vorräten unter Laubholzarten im Vergleich zu Koniferen oder unter Edellaubhölzern im Vergleich zu Buchenbeständen (Langenbruch *et al.* 2011, Oostr *et al.* 2006, Vesterdal *et al.* 2008). Mechanismen und Prozesse, die baumartenspezifische Unterschiede im Mineralboden hervorrufen, können jedoch verschiedene Ursachen haben. Zum einen kann Streumaterial durch die Bodenfauna in den Mineralboden eingebracht werden. Untersuchungen zeigen, dass die Variation der Abundanz von Bodenorganismen von der Baumart abhängt (de Schrijver *et al.* 2012, Reich *et al.* 2005, Schrijver *et al.* 2012). Diese Studien belegen eine Zunahme der Regenwurmabundanz von Fichte über Buche, Eiche und Edellaubhölzer, was mit Unterschieden in den Boden-C-Vorräten und einem entsprechenden Anstieg des Eintrags von Streumaterial in den Mineralboden einhergeht. Ein weiterer Mechanismus des Eintrags von C in den Mineralboden liegt in den baumartenspezifischen Unterschieden der Wurzelbiomasse und dessen Umsatz begründet. Für die temperierten Regionen ist bekannt, dass die Höhe des C-Eintrags durch Wurzeln dem der oberirdischen Streueinträge etwa gleicht (Kleja *et al.* 2007) und dass unter Laubwald die unterirdische Biomasse oft deutlich größer ist als unter Nadelwald (Finér *et al.* 2007). Darüber hinaus ist die Stabilität des über Wurzelstreu und Wurzelexsudate eingetragenen C deutlich größer als der durch die oberirdische Streu eingetragene C (Crow *et al.* 2009). Beide Mechanismen eignen sich zur Erklärung der Unterschiede zwischen den Laub- und den Nadelholzbeständen.

Das in das SGM integrierte Derbholzvolumen hängt nur in geringem Maße mit den C-Vorräten und den Änderungsraten im Auflagehumus zusammen (Abb. I-6-10). Allerdings zeigen die Ergebnisse, dass mit steigendem Derbholzvolumen und einem damit einhergehenden Anstieg des Bestandsalters die C-Vorräte des Auflagehumus ansteigen. Dagegen stellten die meisten Studien kaum Unterschiede im Eintrag von C über den Streufall zwischen verschiedenen Baumarten fest, so dass häufig direkte Auswirkungen auf die C-Vorräte im Auflagehumus nicht nachgewiesen worden sind (Binkley & Valentine 1991, Trum *et al.* 2011, Vesterdal *et al.* 2008). Vielmehr sind als Haupteinflüsse v.a. das Klima und die Bewirtschaftung des Bestands zu nennen, die einen Einfluss auf den Abbau organischer Substanz wie etwa die Aktivität der Zersetzer haben (Augusto *et al.* 2002). Höhere Derbholzvolumen implizieren jedoch auch, dass es seit den letzten größeren Waldbewirtschaftungsmaßnahmen eine relative Ruhephase gab, was den Einfluss größerer Störungen ausschließt, was wiederum die Akkumulation von C begünstigt (Schulze *et al.* 1999). Wachstums- und Ertragstafeln legen den Schluss eines Abfalls der Bestandsproduktivität alter Bestände nahe, deren Gleichgewichtszustand sich nach Jahrzehnten einstellt. Untersuchungen von Nadelwaldstandorten belegen einen Anstieg des Auflagehumus mit dem Bestandsalter, wobei sich auch hier ein Gleichgewichtszustand nach mehreren Jahrzehnten einstellt (Böttcher & Springob 2001). Die Altersklassenverteilung der Bestände auf den Standorten verdeutlicht jedoch (Kap. 3.3), dass sich der größte Teil der Bestände in einer Anreicherungsphase und nicht in einem Gleichgewichtszustand befindet. Im Gegensatz zum Auflagehumus zeigt sich für den Mineralboden kein Zusammenhang zwischen dem Derbholzvolumen und den C-Vorräten

(Abb. I-6-11). Untersuchungen zum Einfluss des Bestandsalters – das sich proportional zum Derbholzvolumen verhält – deckten ebenfalls nur marginale Zusammenhänge zum C-Vorrat auf (Böttcher & Springob 2001). Weiterhin ist bekannt, dass das Derbholzvolumen von Nadelbäumen höher als das von Laubbäumen ist, so dass dieser Einfluss durch unterschiedliche Baumarten bedingt sein kann. Hierfür spricht u.a. die höhere C-Akkumulationsleistung des Auflagehumus in Nadelwäldern im Vergleich zu Laubwäldern. Im Mineralboden ergeben sich mit zunehmendem Derbholzvolumen geringere C-Vorräte, da besonders auf den Standorten mit hohen C-Vorräten wie in Böden aus verwittertem Karbonatgestein oder in semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler ertragreiche Laubholzbestände etabliert sind, während sich auf den sauren Festgesteinsstandorten im Bergland häufig Nadelwälder finden, die geringere Mengen C speichern. Im Gegensatz zu den Vorräten ergab sich für die Änderungsraten ein schwacher negativer Effekt zwischen Derbholzvolumen und Änderungsraten. Dies ist damit zu erklären, dass sich die Böden unter alten Beständen bereits einem Fließgleichgewicht aus Kohlenstoffzu- und abfuhr angenähert haben, während die Böden unter jüngeren Beständen noch Potenzial aufweisen C zu binden (Covington 1981).

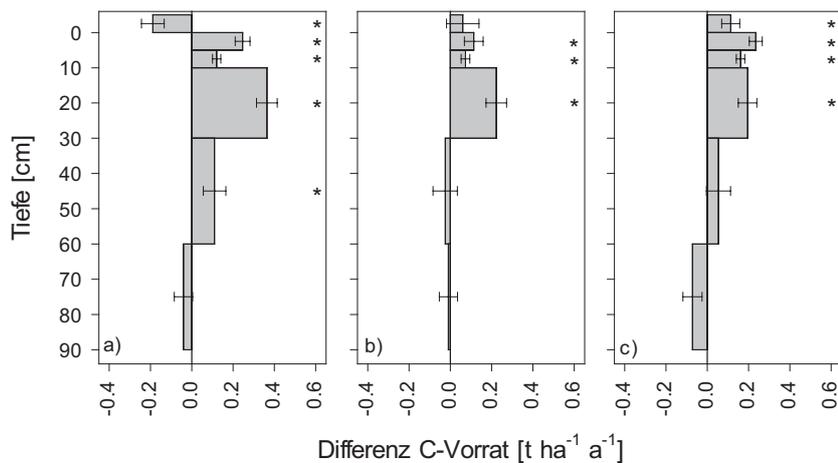
### 6.7.2 Fremdstoffeinträge

Im ersten bundesweiten BZE-Bericht wurden bereits Disharmonien zwischen pH-Wert, C/N-Verhältnis und Humusform beobachtet, die auf atmogene Einträge von N zurückgeführt wurden (Wolff & Riek 1996). Mit dem SGM unter Verwendung der BZE-Daten lässt sich nun zeigen, dass der im Auflagehumus gespeicherte C positiv mit den N-Depositionen korreliert, während die Änderungsraten der C-Vorräte im Auflagehumus keine Reaktion auf erhöhte N-Depositionen aufweisen (Abb. I-6-10). Im Mineralboden ergeben sich komplexere Zusammenhänge, da sowohl die C-Gehalte und -Vorräte als auch die C-Vorratsänderungen offenbar durch N-Einträge beeinflusst werden (Abb. I-6-11). Dies kann damit erklärt werden, dass der durch Fremdeintrag zusätzlich verfügbare N potentiell die Wachstumsrate des Bestands stimuliert, was zu einer Akkumulation der organischen Bodensubstanz durch höhere Biomasse-einträge führen kann. Weiterhin könnte ein Überangebot an N die Mikroorganismen veranlassen, weniger C abzubauen, um an Nährstoffe heranzukommen. In Langzeitexperimenten wurde gezeigt, dass mit einer erhöhten N-Deposition die Bodenrespiration abnimmt (Bowden *et al.* 2004, Burton *et al.* 2004). Der in dem SGM aufgedeckte Effekt eines den C-Vorrat und die Änderungsraten beeinflussenden N-Eintrags kann jedoch auch auf kollineare Faktoren hindeuten, die bei der Modellierung der N-Deposition eine Rolle spielen (Kap. 2.10). Allerdings ließen sich mögliche Interaktionen z.B. von Höhenlage, geografischer Position oder Bestockungstyp mit den N-Einträgen nicht in das SGM integrieren.

### 6.7.3 Kalkung von Waldstandorten

Der erste bundesweite BZE-Bericht enthält Hinweise auf eine flächendeckende, weitgehend substratunabhängige Versauerung und Basenverarmung der Oberböden in den Wäldern (Wolff & Riek 1996). In der Durchführung von standortsspezifischen Kalkungsmaßnahmen wurde eine Möglichkeit gesehen, den negativen Folgen der durch Säureeinträge verursachten Bodenversauerung kurzfristig zu entgegnen. Mit der Wiederholungsinventur ist es nun möglich, die Folgen dieser Maßnahmen für den Status und die Veränderungen der C-Vorräte im Auflagehumus und Mineralboden zu untersuchen. Um den Einfluss der Kalkung innerhalb einer vergleichbaren Kulisse untersuchen zu können, wurden ausschließlich gekalkte und nicht gekalkte Standorte auf von den Bundesländern als versauerungsempfindlich ausgewiesenen Standorten ausgewählt. Zusätzlich erfolgte ein Vergleich mit einem versauerungsunempfindlichen Kollektiv. Die Ergebnisse zeigen, dass es mit der Kalkung Veränderungen von C-Vorräten in Auflagehumus und Mineralboden gegeben hat.

Im gekalkten Kollektiv versauerungsempfindlicher Standorte zeigt sich im Auflagehumus eine signifikante jährliche Abnahme der C-Vorräte um  $0,19 \pm 0,05 \text{ t ha}^{-1}$  (Abb. I-6-12a). In den nicht gekalkten Kollektiven auf versauerungsempfindlichen Standorten (Abb. I-6-12b) und auf versauerungsunempfindlichen Standorten (Abb. I-6-12c) sind hingegen positive Änderungen zu verzeichnen, die jedoch nur für die versauerungsunempfindlichen Standorte signifikant sind. Die im Mineralboden akkumulierten C-Vorräte im gekalkten Kollektiv steigen seit der Erstinventur jährlich signifikant um  $0,25 \pm 0,04 \text{ t ha}^{-1}$  in 0-5 cm, um  $0,12 \pm 0,02 \text{ t ha}^{-1}$  in 5-10 cm, um  $0,36 \pm 0,05 \text{ t ha}^{-1}$  in 10-30 cm und um  $0,11 \pm 0,05 \text{ t ha}^{-1}$  in 30-60 cm an. In der untersten Tiefenstufe gab es keine signifikanten Änderungen. Damit werden im gekalkten Kollektiv die C-Verluste im Auflagehumus durch die Zunahmen im Mineralboden mehr als kompensiert. Bezogen auf den C-Vorrat der BZE I im Profil entspricht das einer Zunahme um  $\sim 9 \%$ . Im nicht gekalkten Kollektiv versauerungsempfindlicher Standorte kommt es ebenfalls zu signifikanten jährlichen Zunahmen von C mit  $0,11 \pm 0,05 \text{ t ha}^{-1}$  in 0-5 cm, von  $0,07 \pm 0,02 \text{ t ha}^{-1}$  in 5-10 cm und mit  $0,22 \pm 0,06 \text{ t ha}^{-1}$  in 10-30 cm. Die Zunahmen sind jedoch wesentlich geringer als im gekalkten Kollektiv. Die Abnahme der Werte in den unteren Tiefenstufen ist nicht signifikant. Bezogen auf das Profil zeigt sich eine Zunahme des C-Vorrats um  $\sim 6 \%$  im Vergleich zur BZE I. Bei den versauerungsunempfindlichen Standorten ergeben sich sowohl im Auflagehumus mit  $0,11 \pm 0,04 \text{ t ha}^{-1}$  als auch im Mineralboden in 0-5 cm mit  $0,23 \pm 0,03 \text{ t ha}^{-1}$ , in 5-10 cm  $0,16 \pm 0,02 \text{ t ha}^{-1}$  und in 10-30 cm mit  $0,20 \pm 0,04 \text{ t ha}^{-1}$  signifikante Zunahmen der C-Vorräte. Im Unterboden in 30-60 cm und in 60-90 cm sind die Änderungen jedoch nicht signifikant.



**Abb. I-6-12: Tiefenverlauf der jährlichen Änderungsraten der Kohlenstoffvorräte ( $\Delta C$ -Vorrat) gekalkter (a: N = 265-344) und nicht gekalkter (b: N = 203-240) Standorte innerhalb der Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte sowie nicht gekalkter versauerungsunempfindlicher Standorte (c: N = 560-635). \*Kennzeichnet signifikante Unterschiede ( $p < 0,05$ ) basierend auf einem Einstichproben-t-Test mit  $H_0 = 0$ .**

Um innerhalb der Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte Wechselwirkungen mit anderen, die Änderungsraten von C-Vorräten beeinflussende Parameter ausschließen zu können, wurde sowohl für den Auflagehumus als auch für den Mineralboden eine multivariate Kovarianz-Analyse (ANCOVA) durchgeführt. Als Eingangsvariablen für den Auflagehumus findet neben dem Kalkungsaspekt der Tongehalt stellvertretend für die Standortsverhältnisse und die Temperatur als Klimavariablen Verwendung. Die Ergebnisse zeigen einen deutlichen Einfluss des Tongehalts und der Temperatur auf die Änderungsraten von C-Vorräten (Tab. I-6-4). Im Gegensatz dazu konnte kein Einfluss der Temperatur durch die Strukturgleichungsmodellierung nachgewiesen werden (Abb. I-6-10). Andererseits zeigt die ANCOVA einen deutlichen Effekt bezüglich der Interaktion zwischen Tongehalt und Temperatur. Diese Befunde lassen darauf schließen, dass die Vorratsänderungen im Auflagehumus zwar vom Bodensubstrat abhängt, die Stärke und Richtung des Zusammenhangs aber von der Jahresmitteltemperatur gesteuert wird. Für den Auflagehumus lässt sich anhand der multivariaten Analyse kein Einfluss der Kalkung auf die C-Vorratsänderung bestätigen. Das Modell deckt für den Mineralboden einen Einfluss des Tongehalts und der N-Deposition auf die Änderungsrate auf (Abb. I-6-11). Mit der ANCOVA wurde dieser Befund innerhalb der Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte unter Berücksichtigung der Kalkung überprüft (Tab. I-6-5). Abgesehen von einem signifikanten Einfluss der Kalkung auf die Änderungsrate ergeben sich signifikante Interaktionen zwischen dem Tongehalt und der Kalkung sowie zwischen dem Tongehalt und der N-Deposition. Dieser Befund deutet darauf hin, dass die Kalkung die Akkumulation von C im Mineralboden fördert, Richtung und Stärke des Zusammenhangs jedoch vom Tongehalt bzw. von der N-Deposition abhängt. Das SGM bestätigt diese Befunde, da es die indirekten positiven, jedoch auch die direkten negativen Abhängigkeiten aufdeckt. Die Ergebnisse der multivariaten Analysen deuten darauf hin, dass Standorte mit geringem Tongehalt mit einer Akkumulation von C auf die Kalkung reagieren, während Standorte

mit hohem Tongehalt C infolge der Kalkung verlieren. Ähnliches gilt für die N-Deposition. Dies legt den Schluss nahe, dass Standorte die sowohl gekalkt als auch durch hohe N-Einträge geprägt sind, sich bezüglich des Umsatzes von organischer Substanz anders verhalten als Standorte die entweder nur gekalkt oder nur hohe N-Einträge erfahren.

**Tab. I-6-4: Ergebnisse einer Kovarianz-Analyse (ANCOVA) zum Einfluss von Tongehalt, Temperatur und Kalkung auf die Änderungsraten von Kohlenstoffvorräten im Auflagehumus.**

Variablen	DF	MSE (Typ III)	F-Wert	p-Wert
Tongehalt	1	18,800	17,02	<0,0001
Temperatur	1	26,552	24,04	<0,0001
Kalkung	1	0,004	0,04	0,8433
Tongehalt*Temperatur	1	21,680	19,63	<0,0001
Tongehalt*Kalkung	1	1,437	1,30	0,2544
Temperatur*Kalkung	1	0,239	0,22	0,6422

DF = Freiheitsgrade, MSE = Mittlerer quadratischer Fehler.

**Tab. I-6-5: Ergebnisse einer Kovarianz-Analyse (ANCOVA) zum Einfluss von Tongehalt, Stickstoffdeposition und Kalkung auf die Änderungsraten von Kohlenstoffvorräten in den oberen 30 cm des Mineralbodens.**

Variablen	DF	MSE (Typ III)	F-Wert	p-Wert
Tongehalt	1	6,213	2,77	0,0966
N-Deposition	1	0,107	0,05	0,8273
Kalkung	1	16,030	7,14	<b>0,0077</b>
Tongehalt*N-Deposition	1	5,887	2,62	0,1058
Tongehalt*Kalkung	1	17,091	7,61	<b>0,0059</b>
N-Deposition*Kalkung	1	11,839	5,27	<b>0,0219</b>

DF = Freiheitsgrade, MSE = Mittlerer quadratischer Fehler.

Das durch die Kalkung applizierte Kalzium spielt eine wichtige Rolle im Waldökosystem und kann somit direkt die Vorräte und Flüsse von C beeinflussen. Die Abnahme der C-Vorräte im Auflagehumus auf gekalkten Standorten im Vergleich zu den nicht gekalkten Standorten lässt möglicherweise auf Veränderungen in den mikrobiellen und faunistischen Lebensgemeinschaften schließen. Mit einer Zunahme des pH-Werts und der Kalziumgehalte auf den gekalkten Standorten wird die mikrobielle Aktivität stimuliert (Andersson & Nilsson 2001, Illmer & Schinner 1991) und die Regenwurmabundanz erhöht (Hobbie *et al.* 2006, Reich *et al.* 2005). Andererseits spricht der kräftige Anstieg der C-Vorräte im Mineralboden auf gekalkten Standorten für andere Ursachen. Möglicherweise reduziert nach einer Kalkung die erhöhte Kalziumverfügbarkeit im Mineralboden die Mobilität und Löslichkeit von DOC durch die Bildung von Kationenbrücken, die eine Stabilisierung der organischen Substanz und eine Reduzierung der Zersetzung bewirken, was wiederum zu einer größeren Retention der organischen Substanz führt (Oste *et al.* 2002, Römken *et al.* 1996). Andere Studien berichten über eine C-Akkumulation im Mineralboden

nach der Kalkung im Zusammenhang mit einer über längere Zeit eingeschränkte Bodenatmung, die lediglich zu Beginn der Kalkung erhöht war (Evers *et al.* 2008, Melvin *et al.* 2013). Die Reduzierung der Bodenatmung lässt vermuten, dass die Kalkung die Beziehung zwischen den mikrobiellen Lebensgemeinschaften und der zu mineralisierenden organischen Substanz beeinflusst. Denkbare Einflüsse der Kalkung auf die Interaktion zwischen Boden und Mikroorganismen wären Veränderungen der mikrobiellen Lebensgemeinschaften, eine veränderte Rekalzitranz der produzierten organischen Substanz oder die physikalische Stabilisierung der organischen Substanz.

## 6.8 Zusammenschau und Folgerungen

Die Auswertung der BZE-Daten ergibt für den Auflagehumus und den Mineralboden bis in eine Tiefe von 90 cm zwischen 1990 und 2006 eine jährliche Änderungsrate der organischen C-Vorräte von  $0,75 \text{ t ha}^{-1}$ . Positive Änderungsraten finden sich besonders im Auflagehumus und dem Mineralboden bis in 30 cm Tiefe. Der Unterboden (30-90 cm), dessen Potenzial für die C-Sequestrierung häufig unterschätzt wird, weist dagegen im betrachteten Zeitraum nur marginale Änderungen auf. Dennoch ist der Unterboden in Hinblick auf die Langzeitspeicherung von organischen C in der Klimaberichterstattung von Interesse, da dieser allein 25 % der gesamten C-Vorräte aufweist. So belaufen sich die Gesamtvorräte in Auflagehumus und Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II im Mittel auf  $117,1 \text{ t ha}^{-1}$ . Davon sind im Auflagehumus 18 % und im Oberboden (0-30 cm) 59 % des organischen C gespeichert.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Speicherung von C im Auflagehumus besonders durch die Baumartenwahl beeinflusst wird, indem unter Laubbaumarten geringere Vorräte auftreten als unter Nadelbaumarten. Im Mineralboden hingegen ist der Einfluss der Baumarten vergleichsweise gering ausgeprägt. Die Hauptgründe dürften einerseits in einem Aciditäts-Effekt und andererseits in einer veränderten Nährstoffverfügbarkeit liegen. Dennoch dürften besonders Laubbaumarten im Vergleich zu Nadelbaumarten für eine höhere C-Speicherung im Unterboden und somit einer langfristigen Stabilisierung prädestiniert sein, da der C-Eintrag in tiefe Bodenbereiche durch eine tiefere Durchwurzelung, eine höhere biologische Aktivität oder durch weniger Störungen aufgrund einer erhöhten Stabilität der Bestände begünstigt wird. Weiterhin ist der C-Vorrat im Mineralboden durch die Standortverhältnisse wie z.B. der Geologie und der daraus resultierenden Bodenart geprägt. Somit ließen sich durch eine gezielte Selektion von Baumart und Standort die C-Vorräte im Boden erhöhen. Ermöglicht werden könnte dies durch eine stärkere Einbringung von Laubbaumarten besonders auf Lockergesteinsstandorte und/oder nährstoffreicheren Festgesteinsstandorten. Um jedoch die Sequestrierung von C besser verstehen zu können, muss neben der Analyse des C-Eintrags und -Austrags (Mineralisierung, Auswaschung etc.) v.a. eine quantitative Abschätzung der Stabilisierung von organischem C erfolgen, was bisher nur unzureichend untersucht ist.

Neben den durch Baumartenwahl, Bodensubstrat und Textur hervorgerufenen Einfluss auf die Änderungsraten von C zeigt das SGM den zusätzlichen Effekt der N-Deposition. Generell reagieren terrestrische Ökosysteme auf erhöhte N-Einträge, wenn sie N-limitiert sind. Da Waldökosysteme häufig N-limitiert sind, reagieren sie sensitiv auf N-Einträge, indem z.B. die pflanzliche Biomassenproduktion gesteigert und damit der Eintrag von pflanzlicher Streu in den Boden erhöht wird, was wiederum zur Sequestrierung von C führen kann. Ein Grund für die Akkumulation von C wird häufig in der Abnahme der Bodenatmung aufgrund erhöhter N-Einträge gesehen. Allerdings sind die Daten der BZE hinsichtlich der Auswertungsmöglichkeiten für biologische Fragestellungen limitiert. Weiterhin spielen bei der Modellierung von N-Einträgen Kovarianzen etwa die zwischen dem Klima und der N-Deposition eine Rolle. So ist die Höhe der N-Deposition an einem Standort von der Niederschlagsmenge abhängig. Dieser Zusammenhang ließe sich durch vergleichbare Messungen von Stickstoffvorräten und -flüssen aufdecken, wenn Klima- und Depositionsaspekte wie etwa im intensiven (Level II)-Monitoring verstärkt separat erfasst werden würden.

Ein weiterer stark diskutierter Aspekt der Waldökologie ist die Anwendung der Kalkung zur Begrenzung der negativen Folgen von Säureeinträgen. Die Ergebnisse zeigen, dass die Kalkung einen Einfluss auf den C-Kreislauf von Waldökosystemen haben kann. Mit der Kalkung erhöht sich der im Mineralboden gespeicherte C, während der Auflagehumus C verliert. Bezogen auf das Profil führt die Kalkung nicht zu einer Abnahme, sondern wie auch auf ungekalkten Standorten zu einer Zunahme der C-Vorräte. In der Diskussion über Auswirkungen der Kalkung auf den Boden-C-Kreislauf finden sich unterschiedliche Aussagen bezüglich der Richtung der Änderungen. Aktuelle Erkenntnisse zeigen, dass sich die Kalkung sowohl stimulierend als auch abschwächend auf die Bodenatmung auswirken kann. Zusätzliche Untersuchungen scheinen zur Identifizierung der wichtigsten, die Umsatzraten der organischen Substanz beeinflussenden Faktoren notwendig zu sein, um den Einfluss der Kalkung besonders auf die Dynamik von mikrobiellen Gemeinschaften sowie auf die Rekalzitranz und physikalische Stabilisierung der organischen Substanz näher beleuchten zu können. Auch in Hinblick darauf, dass weite Gebiete Deutschlands aufgrund säurewirksamer Einträge über einen langen Zeitraum eine flächendeckende, weitgehend substratunabhängige Versauerung und Basenverarmung im Boden erfahren, ist ein nachhaltiger Einfluss auf die C-Speicherung und die Retention von N zu erwarten. Unter diesem Gesichtspunkt bedarf es u.a. einer vertieften Betrachtung der spezifischen Rolle der durch die Kalkung applizierten Kationen hinsichtlich einer Veränderung der C-Flüsse in Waldökosystemen.