




MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWERTES
ÖSTERREICH

bmlfuw.gv.at

BODEN UND KLIMA
EINFLUSSFAKTOREN,
DATEN, MASSNAHMEN
UND ANPASSUNGS-
MÖGLICHKEITEN



IMPRESSUM



Medieninhaber und Herausgeber:
BUNDESMINISTERIUM
FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT,
UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT
Stubenring 1, 1010 Wien

Leiterinnen der Arbeitsgruppe und Redaktion: Andrea Spanischberger und Nora Mitterböck

Unter Mitarbeit von:

Michael Anderl, Andreas Baumgarten, Andreas Bohner, Georg Dersch, Herbert Eigner, Eva Erhart, Alexandra Freudenschuss, Juergen Friedel, Georg Greutter, Wilfried Hartl, Franz Xaver Hölzl, Martina Kasper, Martin Längauer, Martin Leist, Ernst Leitgeb, Peter Mayrhofer, Franz Mutsch, Thomas Neudorfer, Elisabeth Neuner, Alfred Pehamberger, Willi Peszt, Gundula Prokop, Günther Rohrer, Josef Scherer, Florian Schindler, Katrin Sedy, Gerhard Soja, Adelheid Spiegel, Josef Springer, Christian Steiner, Peter Strauss, Elisabeth Süßenbacher, Michael Tatzber, Thomas Wallner, Peter Weiss, Walter Wenzel, Franz Zehetner, Gerhard Zethner,

Layout:

Leonie Fink, BMLFUW II/5

Alle Rechte vorbehalten.

1. Auflage 2015

VORWORT

Ich arbeite für ein lebenswertes Österreich mit reiner Luft, sauberem Wasser, einer vielfältigen Natur und sicheren, qualitativ hochwertigen sowie leistbaren Lebensmitteln. Im Mittelpunkt steht die Sicherung unserer Lebensgrundlagen. Wir dürfen die natürlichen Ressourcen nicht einfach verbrauchen, sondern müssen sie schützen und nachhaltig nutzen.

Seit Generationen arbeiten unsere bäuerlichen Familienbetriebe im Einklang mit der Natur und formen dabei das Gesicht unserer einzigartigen Kulturlandschaft. Fruchtbare Böden sind eine unverzichtbare Quelle für wertvolle Nahrungsmittel sowie erneuerbare Rohstoffe. Sie bilden die Grundlage der Landwirtschaft und müssen langfristig erhalten bleiben. Um den nächsten Generationen eine intakte Umwelt übergeben zu können, müssen wir zugleich dem Klimawandel entschlossen entgegenzutreten.

Umso wichtiger ist es, die direkten Zusammenhänge von Bodennutzung und Klimaveränderungen sowie die entsprechenden Maßnahmen zu untersuchen und zu dokumentieren. Das vorliegende Positionspapier setzt sich ausführlich mit diesem wichtigen Thema auseinander und untersucht sowohl die Möglichkeiten, als auch die Grenzen einer klimaschonenden Bodenbewirtschaftung.



A handwritten signature in green ink, appearing to read 'Andrä Rupprechter', written in a cursive style.

Ihr ANDRÄ RUPPRECHTER
Bundesminister für Land- und
Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserkraft

INHALT

VORWORT.....	3
1. EINLEITUNG.....	7
2. PROBLEMSTELLUNG UND ZIELSETZUNG.....	8
3. RAHMENBEDINGUNGEN KLIMASCHUTZ.....	10
4. GRUNDLAGEN.....	12
4.1 NATURRÄUMLICHE GEGEBENHEITEN.....	12
4.2 WELCHE BODENEIGENSCHAFTEN UND FUNKTIONEN KÖNNEN DURCH DEN KLIMAWANDEL BEEINFLUSST WERDEN?.....	14
4.3 DURCH WELCHE AKTIVITÄTEN KANN DER MENSCH BODENEIGENSCHAFTEN BEEINFLUSSEN?.....	14
4.4 WELCHE BEDEUTUNG HAT DER HUMUS BZW. KOHLENSTOFF IM BODEN?.....	15
5. LANDWIRTSCHAFT.....	19
5.1 ACKERBÖDEN.....	19
5.2 OBST- UND WEINBAU.....	34
5.3 GRÜNLANDBÖDEN.....	35
5.4 ALM- UND GEBIRGSBÖDEN.....	40
6. FORSTWIRTSCHAFT.....	44
7. MOORBÖDEN.....	51
8. LANDNUTZUNGSÄNDERUNG UND IHRE WIRKUNG AUF BODEN UND KLIMA.....	55
8.1 EINLEITUNG.....	55
8.2 LANDNUTZUNGSWECHSEL IN ÖSTERREICH.....	56
8.3 EMISSIONEN UND SENKEN DURCH LANDNUTZUNGSÄNDERUNGEN.....	58
9. FORSCHUNGSBEDARF.....	64
10. ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK.....	67
11. GLOSSAR.....	69
12. LITERATUR.....	73

ABBILDUNG 1: KARTE DER BODENGRUPPEN IN ÖSTERREICH	12
ABBILDUNG 2: EINTEILUNG DER HUMUSSTOFFE (SCHRÖDER, 1983, „BODENKUNDE IN STICHWORTEN“)	15
ABBILDUNG 3: ENTWICKLUNG DER STICKSTOFFBILANZ IN KG N JE HA LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTE FLÄCHE (LF).....	21
ABBILDUNG 4: BRUTTOSTICKSTOFFBILANZ DER EU-27.....	21
ABBILDUNG 5: HUMUSGEHALTE AUF ACKERLAND UND IM WEIN- UND OBSTBAU (BAUMGARTEN, 2011)	23
ABBILDUNG 6: ENTWICKLUNG DER HUMUSGEHALTE AUF ACKERLAND UND IN WEINGÄRTEN IN AUSGEWÄHLTEN REGIONEN VON 1991 - 1995 BIS 2006 – 2009 (AGES, 2010)24	
ABBILDUNG 7: VERÄNDERUNGEN DER HUMUSGEHALTE IM OBERBODEN (0-25 CM) AUF STANDORTEN IM NORDOSTEN UND IM ALPENVORLAND NACH ETWA 20-JÄHRIGER UNTERSCHIEDLICHER BEWIRTSCHAFTUNG (DERSCH & BÖHM, 2001; SPIEGEL ET AL., 2005, 2007, 2010A).....	25
ABBILDUNG 8: DIE ORGANISCHE SUBSTANZ IM SPANNUNGSFELD VON STANDORTFAKTOREN, BODENEIGENSCHAFTEN UND BODENFUNKTIONEN (NACH BLUME ERG. PETER STRAUSS).....	30
ABBILDUNG 9: BEZIEHUNG ZWISCHEN DEM GESAMTGEHALT AN ORGANISCHER SUBSTANZ UND GESAMTGEHALT AN STICKSTOFF FÜR UNGEDÜNGTE (SCHWACH GEDÜNGTE) ALMBÖDEN (A-HORIZONT, 0-10 CM BODENTIEFE) (BOHNER, 2005)	42
ABBILDUNG 10: ZEITLICHE VERÄNDERUNG DES CORG-GEHALTES [IN G/KG] IN ÖSTERREICHISCHEN WALDBÖDEN ZWISCHEN 1987/89 UND 2006/07 (MUTSCH & LEITGEB, 2012)	47
ABBILDUNG 11: ZEITLICHE VERÄNDERUNG DES NTOT-GEHALTES [IN G/KG] IN ÖSTERREICHISCHEN WALDBÖDEN ZWISCHEN 1987/89 UND 2006/07 (MUTSCH & LEITGEB, 2012)	47
ABBILDUNG 12: ZEITLICHE VERÄNDERUNG DES C/N - VERHÄLTNISSES IN ÖSTERREICHISCHEN WALDBÖDEN ZWISCHEN 1987/89 UND 2006/07 (MUTSCH & LEITGEB, 2012)	48
ABBILDUNG 13: ENTWICKLUNG DER LANDNUTZUNG IN ÖSTERREICH SEIT 1990 (GESAMTFLÄCHEN)	57
ABBILDUNG 14: JÄHRLICHE LANDNUTZUNGSÄNDERUNGEN IN ÖSTERREICH SEIT 1990	58
ABBILDUNG 15: ENTWICKLUNG DER TREIBHAUSGASEMISSIONEN UND DER SENKEN (BIOMASSE, AUFLAGEHUMUS, MINERALBODEN, GESAMT) DURCH LANDNUTZUNGSÄNDERUNGEN.....	61
ABBILDUNG 16: ENTWICKLUNG DER TREIBHAUSGASBILANZ (BIOMASSE, AUFLAGEHUMUS, MINERALBODEN, GESAMT) DURCH LANDNUTZUNGSÄNDERUNGEN	61
ABBILDUNG 17: ENTWICKLUNG DER CO2 EMISSIONEN (+) UND CO2 SENKEN (-) AUS BIOMASSE, AUFLAGEHUMUS UND MINERALBODEN IN DEN EINZELNEN LUC KATEGORIEN VON 1990–2010	63

TABELLE 1: HUMUSFORMEN GEMÄSS DER „SYSTEMATISCHEN GLIEDERUNG DER BÖDEN ÖSTERREICHS“	16
TABELLE 2: BEISPIELE FÜR HUMUSFORMEN SOWIE GEHALTE UND MENGEN AN ORGANISCHER SUBSTANZ IN BÖDEN DES GEMÄSSIGT HUMIDEN KLIMABEREICHES	17
TABELLE 3: STICKSTOFFBILANZ FÜR DIE LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTE FLÄCHE (OECD)	20
TABELLE 4: ERGEBNISSE DER AGES DAUERVERSUCHE ÜBER DIE AUSWIRKUNGEN UNTERSCHIEDLICHER BEWIRTSCHAFTUNG AUF DEN HUMUSGEHALT DES BODENS IN KONKRETEN ZAHLEN.....	26
TABELLE 5: ANBAU AUF DEM ACKERLAND (1) (AUSZUG), (GRÜNER BERICHT BMLFUW, 2013)	28
TABELLE 6: ORGANISCHER KOHLENSTOFFGEHALT UND KOHLENSTOFFMENGE IN BÖDEN DES DAUERGRÜNLANDES (A-HORIZONT, 0-10 CM BODENTIEFE) IN ABHÄNGIGKEIT VON DER WASSERHAUSHALTSSTUFE	38
TABELLE 7: BODEN-KENNWERTE (0-10 CM BODENTIEFE) AUSGEWÄHLTER PFLANZENGESELLSCHAFTEN DES GRÜNLANDES.....	39
TABELLE 8: BODEN-KENNWERTE (A-HORIZONT, 0-10 CM BODENTIEFE) VON UNGEDÜNGTEN (SCHWACH GEDÜNGTEN) ALMBÖDEN	41
TABELLE 9: VORRÄTE* AN ORGANISCHEM KOHLENSTOFF, GESAMT-STICKSTOFF UND GESAMT-SCHWEFEL (A-HORIZONT, 0-10 CM BODENTIEFE) IN UNGEDÜNGTEN (SCHWACH GEDÜNGTEN) ALMBÖDEN	41
TABELLE 10: MITTLERE VORRÄTE AN CORG IN ÖSTERREICHISCHEN WALDBÖDEN (T/HA)48	
TABELLE 11: BODENKENNWERTE (0-10 CM BODENTIEFE) VON NIEDERMOOREN IM STEIRISCHEN SALZKAMMERGUT (BOHNER UNVERÖFFENTLICHT).....	52
TABELLE 12: VORRÄTE AN KOHLENSTOFF, STICKSTOFF UND SCHWEFEL IN BÖDEN VON NIEDERMOOREN IM STEIRISCHEN SALZKAMMERGUT (BOHNER UNVERÖFFENTLICHT)	52
TABELLE 13: EMISSIONSFAKTOREN FÜR HOCHMOORSTANDORTE UND TORFNUTZUNG. GLOBALES TREIBHAUSPOTENZIAL AUF DER BASIS VON 500 JAHREN (GWP500)	53
TABELLE 14: EMISSIONSFAKTOREN FÜR NIEDERMOORSTANDORTE. GLOBALES TREIBHAUSPOTENZIAL AUF DER BASIS VON 500 JAHREN (GWP500)	54
TABELLE 15: LANDNUTZUNGSSPEZIFISCHE C-VORRÄTE IN BÖDEN (T C/HA).....	59
TABELLE 16: LANDNUTZUNGSSPEZIFISCHE C-VORRÄTE IN MINERALBÖDEN(0-50CM; T C/HA) DIFFERENZIERT NACH FORSTLICHEN WUCHSGEBIETEN	60

1. EINLEITUNG

DIE BÖDEN ÖSTERREICHS stehen in vielfältiger Beziehung zu klimawirksamen Treibhausgasemissionen und dem anthropogenen Klimawandel. Gerade das Jahr 2013 hat uns durch Überflutungen und Dürren in weiten Landesteilen die große Spannweite möglicher Auswirkungen auf unsere Gesellschaft vor Augen geführt. Die Erhaltung der Böden, ihrer Qualität und Vielfalt an der Schnittstelle zur Atmosphäre, Biosphäre, Hydrosphäre und Geosphäre sind im Zusammenhang mit Klimaschutz und Klimawandelanpassung von entscheidender Bedeutung.

In unserem Land sind Produktionsräume, Schutzwälder, Siedlungs- und Kulturräume, aber auch Freizeit – und Erholungsräume sehr eng ineinander verzahnt. Ein möglichst schonender und vor allem weitblickender Umgang unserer Gesellschaft mit der knappen Flächenressource Boden ist daher dringend nötig. Etliche zukunftsweisende Instrumentarien wie zum Beispiel die Bodenfunktionsbewertung, als mögliche Entscheidungsgrundlage in Raumplanungsprozessen, wurden bereits entwickelt. Die Anwendung dieser oder anderer Bewertungsverfahren muss jedoch erst vermehrt in Planungsprozessen Eingang finden. Der Trend der Bodenversiegelung ist derzeit noch immer besorgniserregend. Maßnahmen zur Verringerung des Flächenverbrauchs sollten daher prioritär gesetzt werden. Aus diesem Grund wurde Ende März 2014 vom BMLFUW gemeinsam mit anderen dafür zuständigen Institutionen die Bodencharta unterschrieben. Ziel der Charta ist die Eindämmung des Bodenverbrauchs, damit auch den zukünftigen Generationen ausreichende Flächen mit fruchtbaren Böden zur Verfügung stehen.

Für die Land- und Forstwirtschaft spielt sicherlich die Produktionsfunktion die bedeutendste Rolle. Im vorliegenden Bericht geht es daher um Möglichkeiten, aber auch Grenzen einer klimaschonenden Bodenbewirtschaftung auf land- und forstwirtschaftlichen, aber auch anderen, noch unversiegelten Flächen.

Das Positionspapier startet mit der Problemstellung, den Zielen, den Rahmenbedingungen und beschäftigt sich dann mit den Grundlagen über Humus und die Kohlenstoffdynamik in verschiedenen Böden. Das Kapitel Landnutzungsänderungen beschreibt den Einfluss von Landnutzungswechseln im Zusammenhang mit den Treibhausgasemissionen bzw. der Senke an Treibhausgasen.

2. PROBLEMSTELLUNG UND ZIELSETZUNG

IN ZUSAMMENHANG mit dem Klimawandel kommt dem Boden eine wesentliche Rolle zu. Durch eine verstärkte Kohlenstoffbindung im Boden wird nicht nur langfristig die Fruchtbarkeit der Böden gewährleistet, sondern auch die Konzentration von Kohlendioxid in der Atmosphäre reduziert. Ein schonender Umgang mit dem Boden erhöht gleichzeitig auch die Widerstandsfähigkeit gegenüber Klimaänderungen. Andererseits kann jedoch der Boden durch eine nicht nachhaltige Bewirtschaftung auch zu einer bedeutenden Quelle für Treibhausgase werden, wobei neben Kohlendioxid (CO₂) auch Methan (CH₄) und vor allem Lachgas (N₂O) zu nennen sind.

Die Beschäftigung mit den Auswirkungen des Klimawandels einerseits sowie die Suche nach Strategien zur Verminderung von Treibhausgasemissionen andererseits, gewinnen sowohl national als auch international immer mehr an Bedeutung. In Bezug auf diese Aktivitäten rückt auch der Boden immer mehr ins Rampenlicht. Konkrete Aussagen, beispielsweise über die Wirksamkeit von bestimmten Maßnahmen, zu treffen ist jedoch schwierig, da etwa ein Nachweis einer Anreicherung von Kohlenstoff sowie dessen Stabilisierung im Boden aufwendig und aufgrund multifaktorieller Einflussfaktoren und der insgesamt großen Variabilität nur lang- bis mittelfristig möglich ist. Nichtsdestoweniger stehen aber sowohl für den Klimaschutz als auch die Klimawandelanpassung in nächster Zeit globale politische Entscheidungen an, die für die zukünftige Landwirtschaftspolitik und somit auch Bodenschutzpolitik von großer Bedeutung sein werden. Dies sind zum einen die UN-Klimaschutzverhandlungen über ein Nachfolgeabkommen zum Kyoto-Protokoll von 1997 (inkl. LULUCF) und sowie die Umsetzung der österreichischen Klimawandelanpassungsstrategie.

Im Hinblick auf die Landwirtschaft ist das vorrangige Ziel in Österreich die Aufrechterhaltung einer flächendeckenden Bewirtschaftung, um die Versorgung der Bevölkerung mit Nahrungsmitteln und Rohstoffen sicherzustellen. Dabei ist selbstverständlich auch der Futtermittelbedarf zu berücksichtigen. Um dieses Ziel erreichen zu können, ist ein schonender Umgang mit den begrenzten Ressourcen Boden und Wasser erforderlich, allein um auch zukünftig unter geänderten klimatischen Bedingungen die erforderliche Produktion gewährleisten zu können.

Die Weiterführung der traditionell nachhaltigen, multifunktionalen Waldbewirtschaftung ist oberste Prämisse im Bereich der Forstwirtschaft. Forschungsergebnisse zeigen, dass ein nachhaltig bewirtschafteter Wald im Vergleich zu einem nicht-bewirtschafteten Wald in Summe wesentlich mehr Kohlenstoff bindet. Es ist daher anzustreben, den nachhaltigen Holzzuwachs besser zu nutzen (derzeit rund 75 Prozent) und durch die Verwendung von Holz (stofflicher und energetischer Holzeinsatz) einen Beitrag zum Klimaschutz zu leisten. Eine einseitige Kohlenstoffmaximierung im Boden oder im stehenden Holzvorrat ist keine anzustrebende Option.

Um für die zukünftigen Herausforderungen und die anstehenden Entscheidungen im Bodenbereich möglichst gut gerüstet zu sein, wurde vom Plenum des Fachbeirats für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz beschlossen, eine Arbeitsgruppe zu diesem Thema einzurichten. Das bereits vorhandene Expertenwissen in Österreich in diesem Bereich soll damit gebündelt und im Rahmen des vorliegenden Positionspapieres dargelegt werden.

Ziel des vorliegenden Positionspapieres ist es, die Daten und Informationen, die für Österreich zur Thematik Boden und Klima aus verschiedensten Bereichen verfügbar sind, zu erheben und aufzubereiten. Die Ergebnisse sollen zusammenfassend dargestellt und in ihrer Relevanz im Hinblick auf die Treibhausgasemissionen und den Auswirkungen des Klimawandels und mögliche Anpassungs- oder Minderungsstrategien beurteilt werden. Durch die Erhebung soll auch deutlich gemacht werden, in welchen Bereichen bereits ausreichend Daten verfügbar sind oder wo noch zusätzlicher Forschungsbedarf besteht.

Mit Erreichung der angestrebten Ziele soll für den Bereich „Boden und Klima“ eine Grundlage geschaffen werden, die als Basis für zukünftige Arbeiten bzw. Entscheidungen in diesem Bereich – sowohl auf politischer als auch auf fachlicher Ebene – verwendet werden kann.

3. RAHMENBEDINGUNGEN KLIMASCHUTZ

ES GIBT ZWEI völkerrechtliche Verträge zum Klimaschutz: das Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen (UNFCCC, 1992 beschlossen, seit 1994 in Kraft), welches keine konkreten, quantifizierten Verpflichtungen zur Emissionsreduktion enthält, sowie das Kyoto-Protokoll unter der UNFCCC (1997 beschlossen, seit 2005 in Kraft), welches eine Mehrzahl, jedoch nicht alle Industriestaaten zur Emissionsreduktion verpflichtet.

Die Treibhausgas-Reduktionsziele jener Industriestaaten, die dem Kyoto-Protokoll beigetreten sind, wurden in einem ersten Schritt für die Jahre 2008 bis 2012 definiert. Diese Ziele gelten gegenüber dem Basisjahr 1990. Im Klima- und Energiepaket hat sich die EU im Dezember 2008, neben dem Ziel für Erneuerbare Energie und dem Ziel für Energieeffizienz, ein Treibhausgas-Emissionsreduktionsziel von -20% bis 2020 (gegenüber 1990) gesetzt.

Dieses -20%-Ziel setzt sich aus zwei Unterzielen zusammen:

- Im europäischen Emissionshandelssystem müssen die Emissionen aus den fossilen Energieträgern – im Wesentlichen aus der Großindustrie und der Energieerzeugung – bis 2020 um 21% gegenüber dem Referenzjahr 2005 gesenkt werden.
- Für alle anderen Sektoren außerhalb des Emissionshandels sind die EU-Mitgliedsstaaten zu nationalen Reduktionen verpflichtet. Österreich muss die Emissionen in diesen Sektoren – zu denen auch der Landwirtschaftssektor zählt - bis 2020 um insgesamt 16% gegenüber 2005 senken.

Der Sektor Landnutzung und Forstwirtschaft wird im Kyoto-Protokoll gesondert geregelt, da nicht nur Emissionen, sondern auch C-Speicherungen möglich sind. In diesem Zusammenhang wird auch auf einen potentiellen Zielkonflikt zwischen Maßnahmen zur Steigerung der C-Speicherung und Maßnahmen zur Intensivierung der Holz- und Biomassenutzung hingewiesen. Das 20% THG-Reduktionsziel, das im Rahmen des Klima- und Energiepakets für 2020 vereinbart wurde, umfasst nicht die Emissionen/C-Speicherungen des Sektors Landnutzung (LULUCF).

Nach Annahme der Anrechnungsregeln des Sektors LULUCF für die 2. Verpflichtungsperiode unter dem Kyoto-Protokoll Ende 2011, hat die EU einen Rechtsakt (LULUCF-Beschluss, 529/2013/EU) erlassen, mit dem ein System für das Berichtswesen für LULUCF in Anlehnung an die LULUCF-Anrechnungsregeln festgelegt wurde.

TREIBHAUSGAS-REPORTING

Für jedes Jahr ab 1990 sind von einer dazu zertifizierten Stelle (in Österreich: Umweltbundesamt GmbH) die Treibhausgasemissionen in einer „Inventur“ zu erfassen (Austria's National Inventory Report – Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change). Die Berechnungen der nationalen Treibhausgasemissionen werden daher jährlich vom Umweltbundesamt durchgeführt. Eine Beschreibung der Methodik der Österreichischen Luftschadstoff-Inventur liefert der Austrian National Inventory Report des Umweltbundesamtes, in dem Emissionsfaktoren und Datengrundlagen der Berechnungen genau aufgeschlüsselt sind. Im jährlich herausgegebenen Klimaschutzbericht des Umweltbundesamtes wird die Emissionsentwicklung der Treibhausgase in Österreich ab dem Jahr 1990 dargestellt. Die Aufzeichnungen der Emissionen aus der Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Böden finden sich im jährlichen Treibhausgasinventurbericht (Austria's National Inventory Report) in den Kapiteln Landwirtschaft (Agriculture CRF Sektor 4) sowie Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft (LULUCF CRF Sektor 5 und KP-LULUCF).

KAPITEL LANDWIRTSCHAFT

Im Kapitel Landwirtschaft sind die Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden beispielsweise im Jahr 2011 mit rund 41 % nach der enterogenen Fermentation (tierische Verdauung) mit rd. 42 % Anteil die bedeutendste Emissionsquelle. Insgesamt haben sie im Jahr 2011 mit 3,8 % zu den gesamten nationalen

Treibhausgasemissionen beigetragen (UMWELTBUNDESAMT, 2013a). Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden umfassen im Wesentlichen Lachgasemissionen. Lachgas entsteht grundsätzlich bei der Nitrifikation und bei der anschließenden Denitrifikation. (UMWELTBUNDESAMT, 2013a).

Diese Emissionen setzen sich laut IPCC aus zwei Komponenten zusammen, die als „key sources“, also Hauptquellen, eingestuft sind:

Direkte Bodenemissionen

- Mineraldünger
- Wirtschaftsdünger
- Biologische Stickstofffixierung durch Leguminosen
- Einarbeitung von Ernterückständen
- Ausbringung von Klärschlamm

Indirekte Bodenemissionen

- Atmosphärische Stickstoff-Deposition
- Stickstoffverluste im Boden

Insgesamt sind die Lachgasemissionen aus landwirtschaftlichen Böden aufgrund des geringeren Einsatzes von Düngemitteln sowie des geringeren Tierbestandes seit 1990 um 14,6 % gesunken. Dabei haben die Emissionen aus der mineralischen Düngung um 36,5 %, jene aus der organischen Düngung um 7,1 % abgenommen. Die indirekten Emissionen (Auswaschung und Atmosphärischer Austrag) weisen einen Rückgang von 19,0 % auf (UMWELTBUNDESAMT, 2012b).

KAPITEL LULUCF

Die beiden relevanten Artikel im Kyoto-Protokoll für dieses Kapitel sind die Artikel 3.3 (Neubewaldung und Entwaldung, das sind Landnutzungswechsel von und zu Wald) und 3.4 (Waldbewirtschaftung, Ackerland- und Grünlandbewirtschaftung; Wiederbegrünung).

Derzeit werden in Österreich für die Erreichung des Kyoto-Ziels nur die Aktivitäten gemäß Artikel 3.3 des Kyoto-Protokolls herangezogen. Die Aktivitäten gem. Artikel 3.4 waren für die Periode 2008 - 2012 freiwillig anrechenbar und wurden in Österreich – wie in den meisten EU Ländern - nicht gewählt. Die im Bezug stehenden Daten werden allerdings im Rahmen der jährlichen Berichtslegung durch das Umweltbundesamt gemeldet, diese Emissionen werden jedoch für die Zielerreichung nicht berücksichtigt.

4. GRUNDLAGEN

4.1 NATURRÄUMLICHE GEGEBENHEITEN

Die Entstehung und Entwicklung von Böden wird im Wesentlichen von fünf bodenbildenden Faktoren beeinflusst: Klima, Organismen (Vegetation), Topographie, Ausgangsmaterial und Zeit (JENNY, 1941). Die Entwicklung der meisten Böden Österreichs hat am Beginn des Holozäns, also vor etwa 10.000 Jahren eingesetzt. Nur vereinzelt findet sich Paläobodenmaterial größeren Alters; andererseits sind jüngere Bodenbildungen z. B. auf rezenten Auedimenten zu finden. Die Topografie beeinflusst die Bodenbildung auf relativ kleinem Raum und kann lokal zu starken (erosionsbedingten) Unterschieden in Profilaufbau und Gründigkeit führen. Über größere Distanzen wirken sich vor allem das geologische Ausgangsmaterial sowie das Klima (und damit auch die Vegetation) auf die Bodenbildung aus.

ÖSTERREICH IST VON ZWEI GROSSKLIMAZONEN BEEINFLUSST:

Im Osten des Landes führt der kontinentale (pannonische) Klimaeinfluss zu relativ trockenem Klima mit heißen Sommern und kalten Wintern, wobei allerdings im Südosten eine Zunahme der Niederschläge zu beobachten ist (illyrischer Klimaeinfluss).

Im Westen hingegen bewirkt das ozeanisch geprägte Klima humide Verhältnisse mit größeren Niederschlagssummen und einer ausgeglicheneren Temperaturamplitude als im Osten. Darüber hinaus finden sich vor allem im alpinen Raum ausgeprägte Klimagradienten, wobei mit steigender Seehöhe das Klima immer kühler und feuchter wird.

Die Geologie Österreichs ist sehr vielgestaltig und mit annähernd ost-west verlaufenden Zonen stark von der alpidischen Gebirgsbildung geprägt. Im Norden des Landes (Mühl- und Waldviertel) findet sich die Böhmisches Masse, ein aus dem Paläozoikum stammendes, stark abgetragenes Mittelgebirge mit einzelnen Hochflächen, wo hauptsächlich Granite und Gneise vorhanden sind. Daran anschließend erstrecken sich die Molassezone sowie tertiäre Becken und Hügelländer (Donauraum von Ober- und Niederösterreich, Weinviertel, Wiener Becken, aber auch Grazer- und Klagenfurter Becken, Burgenland und Vorarlberg) mit Sedimentgesteinen aus dem Tertiär und Quartär. Schließlich trifft man auf die Alpen, die sich in verschiedene Zonen gliedern, von Norden nach Süden: Flyschzone (Mergel, Tonschiefer und Sandstein), Nördliche Kalkalpen (Kalk und Dolomit), Grauwackenzone (metamorphe Ton- und Sandschiefer), Zentralalpen (Metamorphite), und Südliche Kalkalpen (Kalk und Dolomit). In Vorarlberg, wo der Übergang von den Ostalpen zu den Westalpen erfolgt, ist die Geologie deutlich komplexer. Im Osten des Landes finden sich ausgedehnte, teils umgelagerte eiszeitliche Lössablagerungen; in den Flussniederungen finden sich mehr oder weniger rezente Auenablagerungen.

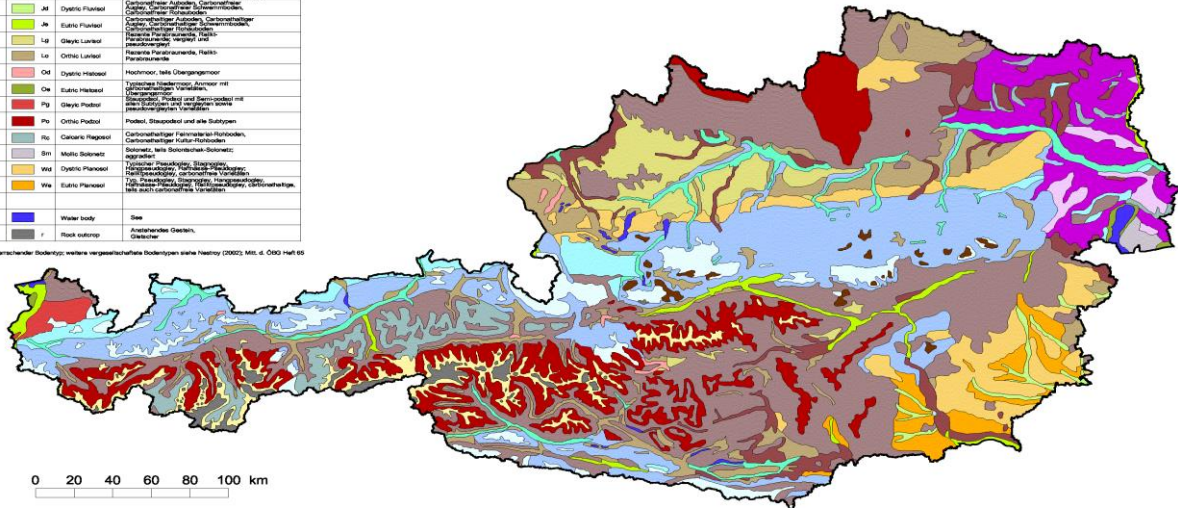
VERTEILUNG DER BODENTYPEN

Über Gesamtösterreich betrachtet spiegelt die Verteilung der Bodentypen vor allem die geologischen und klimatischen Verhältnisse wider (siehe Abbildung 1). Auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen Österreichs dominieren im Osten die Schwarzerden und Feuchtschwarzerden (ca. 4.350 km²), und im Rest des Landes inkl. den alpinen Tälern die Braunerden (ca. 12.790 km²). Daneben werden auch Pseudogleye (ca. 2.250 km²; vor allem in der Molassezone und tertiären Hügelländern) in nennenswertem Umfang landwirtschaftlich genutzt. Andere Bodentypen, wie z. B. Podsole und Rendsinen, finden sich vorwiegend unter forstlicher Nutzung (HASLMAYR, 2010).

Digitale Karte der Boden Gruppen in Österreich - Bereinigte Fassung der Europa-Bodenkarte 1:1 Mio. (1998)

FAO-UNESCO- version 3.0	Österreichische Boden systematik
1	IM Dystric Cambisol Carbonathes Braunerde, Carbonathes Rauschbraunerde
2	Ia Eutric Cambisol Carbonathes Braunerde, Carbonathes Rauschbraunerde, alle nach carbonathes Subtypen
3	Ib Vertic Cambisol Tropen Vertic, Subtropen Vertic Subtypen, Subtropen Vertic
4	Ch Haplic Chernozem Carbonathes Tschernozem
5	Ck Calcic Chernozem Carbonathes Tschernozem, Carbonathes brauner Tschernozem
6	Et Cambic Rendzina Rendzina, Subtropen Rendzina, Pararendzina mit allen Subtypen, vertic Tropen Rendzina und Pararendzina mit allen Subtypen
7	Et Cambic Rendzina Tropen Rendzina und Pararendzina mit allen Subtypen
8	U Calcic Lithosol Carbonathes Lithomorpher Rendzina, Carbonathes Kultur Rendzina
9	M Dystric Lithosol Carbonathes Lithomorpher Rendzina, Carbonathes Kultur Rendzina
10	Jc Calcic Fluvisol Carbonathes Fluvisol, Carbonathes Subtypen, Carbonathes Subtypen, Carbonathes Subtypen
11	Jd Dystric Fluvisol Carbonathes Fluvisol, Carbonathes Subtypen, Carbonathes Subtypen, Carbonathes Subtypen
12	Je Eutric Fluvisol Carbonathes Fluvisol, Carbonathes Subtypen, Carbonathes Subtypen, Carbonathes Subtypen
13	Lg Gleysic Luvisol Pararendzina, Gleysic Pararendzina, Gleysic Pararendzina
14	Lu Orthic Luvisol Pararendzina, Pararendzina, Pararendzina, Pararendzina
15	Od Dystric Histosol Hochmoor, alle Übergangsmoor
16	Oh Eutric Histosol Tropen Hochmoor, Subtropen mit Wasserstauung, Subtropen mit Wasserstauung und Subtropen mit Wasserstauung
17	Ps Gleysic Podzol Podzol, Podzol und Podzol mit Wasserstauung
18	Ph Orthic Podzol Podzol, Subpodzol und alle Subtypen
19	Rc Calcic Regosol Carbonathes Pararendzina Rendzina, Carbonathes Kultur Rendzina
20	Bm Mollic Solonchak Solonchak, alle Solonchak Solonchak, Solonchak
21	Wd Dystric Planosol Tropen Planosol, Subtropen Planosol, Subtropen Planosol, Subtropen Planosol
22	Wa Eutric Planosol Tropen Planosol, Subtropen Planosol, Subtropen Planosol, Subtropen Planosol
	Water body See
	Rock outcrop Gestein, Gestein

* Vorherrschender Bodentyp; weitere vorgezeichnete Bodentypen siehe Nestroy (2002); Mit. d. ÖBG Nr. 65



Quelle: Nestroy 1998, 2002;
European Soil Bureau/JRC/European Commission 1998

Umweltbundesamt

Abbildung 1: Karte der Boden Gruppen in Österreich

VERTEILUNG DER BODENPARAMETER

Die räumliche Verteilung der Bodenparameter hängt eng mit den geologischen Ausgangsmaterialien und der Verteilung der Bodentypen zusammen. So finden sich karbonatbeeinflusste Böden vor allem im Bereich der Kalkalpen, in Teilen der Molassezone und besonders auf den Lössstandorten im Osten des Landes, während die Böden im Bereich der Böhmisches Masse und der Zentralalpen weitgehend karbonatfrei sind.

Dementsprechend weisen die Oberböden (0–10 cm bei Grünland; 0–20 cm bei Acker) im Osten Österreichs meist pH-Werte (in CaCl₂) von ≥ 7 auf. In der intensiv landwirtschaftlich genutzten Molassezone schwanken die pH-Werte zw. 5 und ≥ 7 , während im Bereich der Böhmisches Masse und der Zentralalpen, vor allem auf Grünlandstandorten, häufig auch pH-Werte von < 5 zu finden sind. Die Böden im Osten und Südosten des Landes weisen zum Teil relativ hohe Tongehalte (25–45 %) auf, wohingegen auf der Böhmisches Masse und in den Zentralalpen oft sandige Böden mit geringen Tongehalten ($< 15\%$) vorherrschen. Die Verteilung der organischen Substanz im Oberboden zeigt deutlich den Einfluss der Landnutzung. So haben die intensiv landwirtschaftlich genutzten Böden des ober- und niederösterreichischen Alpenvorlandes, des Weinviertels, des Burgenlandes und der Südoststeiermark meist Gehalte von $< 4\%$, während (vor allem alpine) Grünlandstandorte oft Gehalte von $> 8\%$ aufweisen (SCHWARZ, 2004; BAUMGARTEN et al., 2011).

Österreichweit wurden die Inventare an organischem Kohlenstoff (0–50 cm Bodentiefe) in landwirtschaftlich genutzten Böden wie folgt ermittelt: Weingärten (57,6 t/ha) \approx Acker (59,5 t/ha) $<$ (Obst) Gärten (78 t/ha) \approx intensives Grünland (81 t/ha) $<$ extensives Grünland (Almen) (119 t/ha) (GERZABEK et al., 2005).

Hinsichtlich der Pflanzennährstoffe sind die landwirtschaftlichen Böden Österreichs grundsätzlich ausreichend bis gut versorgt; allerdings war auf 90 % der Grünlandstandorte eine niedrige bis sehr niedrige Phosphorversorgung festzustellen (HEINZLMAIER, 2007). Auswertungen von Zeitreihen (1991 bis 2003) für Ostösterreich haben in Ackerböden einen stetigen Rückgang der Kaliumgehalte (in Weingartenböden auch der Phosphorgehalte) gezeigt, wobei die Böden aber noch immer ausreichend bis gut mit Kalium und Phosphor versorgt sind (HEINZLMAIER, 2007). Ähnliche Auswertungen für das Waldviertel haben

gebietsweise Tendenzen einer pH-Senkung gepaart mit niedrigen Magnesiumgehalten gezeigt (HEINZLMAIER, 2007).

4.2 WELCHE BODENEIGENSCHAFTEN UND FUNKTIONEN KÖNNEN DURCH DEN KLIMAWANDEL BEEINFLUSST WERDEN?

Der Klimawandel hat direkte und indirekte Auswirkungen auf eine Reihe von Bodeneigenschaften und -prozessen (ROUNSEVELL et al., 1999). Die wesentlichen klimatischen Einflussgrößen sind dabei Temperatur und Niederschlag, jedoch auch Evapotranspiration und CO₂-Konzentration der Luft. Klimabedingte Veränderungen können sich im Boden über unterschiedliche Zeitskalen manifestieren (von Tagen bis Jahrhunderten) und reversibel oder irreversibel sein.

Betroffene Bodeneigenschaften und -prozesse sind:

- Bodentemperatur (Wärmeleitfähigkeit, Wärmekapazität)
- Wasserhaushalt (Infiltration, Oberflächenabfluss, Wasserspeicherung)
- Bearbeitbarkeit (Strukturstabilität, Wassergehalt)
- Bodenstruktur (Aggregation, Frost-Tau-Zyklen, Schrumpfung-Quellung)
- Degradation (Wassererosion, Winderosion, Versalzung, Versauerung)
- Bodenorganismen (Artenspektrum, Biodiversität, Aktivität)
- Kohlenstoffkreislauf (Biomasse-Input, Mineralisierung, Humifizierung)
- Stickstoffkreislauf (Mineralisierung, Nitrifikation, Denitrifikation, Auswaschung)
- Nährstoffstatus (Mineralisierung, Sorption-Desorption, Verwitterung)
- Schadstoffverhalten (Abbau, Sorption-Desorption, Auswaschung)
- Korngrößenverteilung (Tonverlagerung, Verwitterung)
- Mineralogie (Verwitterung, Mineralneubildung).

Böden befinden sich an der Schnittstelle von Atmosphäre, Biosphäre, Hydrosphäre und Geosphäre, und erfüllen eine Reihe von Funktionen im ökologischen Gleichgewicht. Dies sind u.a. die

- Lebensraumfunktion
- Funktion des Bodens im Wasserhaushalt (z.B. Abflussregulierung)
- Funktion des Bodens im Stoffhaushalt (z.B. Kohlenstoffspeicher)
- Funktion des Bodens als Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium (z.B. Filter und Puffer)
- Nutzungs- und Produktionsfunktion

Die ökologischen Funktionen sind maßgeblich von den oben genannten Bodeneigenschaften und Bodenprozessen abhängig. Werden diese daher im Zuge des Klimawandels verändert, so beeinflusst das auch die Leistungen der Böden.

4.3 DURCH WELCHE AKTIVITÄTEN KANN DER MENSCH BODENEIGENSCHAFTEN BEEINFLUSSEN?

Die Böden in Mitteleuropa sind in ihrer heutigen Erscheinungsform wesentlich durch menschliche Aktivität geprägt. Nur in ganz wenigen Gebieten, wie etwa in Hochgebirgsregionen, ist kein unmittelbarer Einfluss gegeben – aber auch in diesen naturnahen Gebieten sind mittelbar anthropogen bedingte Veränderungen vorhanden – etwa durch Immissionen.

Allerdings ermöglicht erst die Kenntnis der ablaufenden Prozesse eine gezielte Steuerung dieser Veränderungen. Das Wissen über diese Mechanismen ist bereits teilweise verfügbar, in vielen Bereichen ist es aber nach wie vor Gegenstand intensiver Forschungsarbeit. Es werden im vorliegenden Papier einige Möglichkeiten diskutiert, die geeignet erscheinen, negativen Entwicklungen entgegenzusteuern und eventuell sogar eine Verbesserung zu erzielen. Diese Überlegungen werden für die Teilbereiche Landwirtschaft (Ackerbau, Obst- und Weinbau, Grünland- sowie Almwirtschaft), Forstwirtschaft, Moore und den Bereich der Landnutzungsänderungen ausgeführt.

4.4 WELCHE BEDEUTUNG HAT DER HUMUS BZW. KOHLENSTOFF IM BODEN?

Humus stellt die Gesamtheit der abgestorbenen organischen Substanz im Boden dar und erfüllt vielfältige Aufgaben im Boden. Er ist für die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit wesentlich. Die optimale Versorgung des Bodens mit Humus ist eine wichtige Voraussetzung für eine nachhaltige land- und forstwirtschaftliche Produktion. Humus entsteht durch den Abbau und Umbau von organischen Materialien, wie zum Beispiel Ernteresten und Wurzelrückständen sowie tierischen Materialien. Dafür sorgen die Bodenlebewesen wie Springschwänze, Asseln oder Regenwürmer genauso wie Bakterien und Pilze.

Waldböden sind durch den Auflagehumus gekennzeichnet, der aus dem Bestandesabfall (Nadeln, Blätter, Zweige, etc.) aufgebaut wird. Der Auflagehumus lässt sich in Horizonte mit unterschiedlicher Zersetzung unterteilen, die den Humustyp bestimmen. Der Abbau des organischen Materials erfolgt durch das Bodenleben, daher ist der Humustyp auch ein Indikator für die Dynamik des Nährstoffkreislaufs. Die Humusstoffe gelangen durch biogene Mischung von ober- und unterirdischer Streu bzw. durch das Niederschlagswasser in den Mineralboden und bilden dort den A-Horizont (Endohumus).

Humus in landwirtschaftlichen Böden beeinflusst nahezu alle wichtigen physikalischen, chemischen und biologischen Bodeneigenschaften (GISI, 1990; HANCE & FÜHR, 1992; SAUERBECK, 1992; SCHNITZER, 1992; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002) und ist daher sowohl für die Ertragsmenge und -qualität als auch für die Umwelt von entscheidender Bedeutung. Im Humus sind große Nährstoffmengen (insbesondere Stickstoff, Schwefel und Phosphor) gespeichert. Die im Humus enthaltenen lebenswichtigen Nähr- und Mineralstoffe werden nach und nach freigesetzt und stehen langfristig für das Pflanzenwachstum zur Verfügung. Humus kann auch anorganische und organische Schadstoffe, z. B. Schwermetalle wie Blei oder nicht abbaubare Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe speichern, so dass es zu keiner Verlagerung in tiefere Bodenschichten bzw. Auswaschung in das Grundwasser kommt. Humus wirkt sich weiters günstig auf die Porenverteilung des Bodens aus, verbessert die Luftführung, den Wärmehaushalt und das Wasserspeichervermögen. Er trägt zu einer besseren Tragfähigkeit und Befahrbarkeit des Bodens bei. Eine höhere Aggregatsstabilität hilft auch, die Erosion durch Wind und Wasser zu vermindern.

HUMUSFORMEN UND HUMUSGEHALTE:

Die Humusform ist abhängig von den Bildungsbedingungen.

Einteilung der Humusstoffe

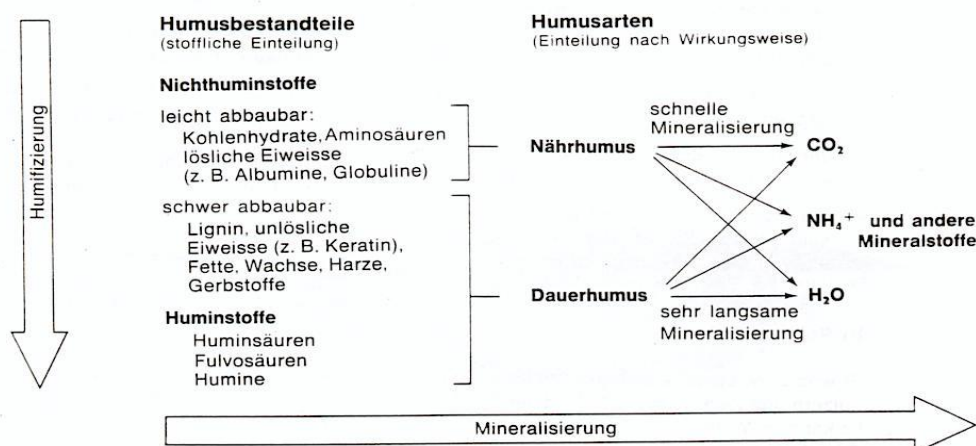


Abbildung 2: Einteilung der Humusstoffe (SCHRÖDER, 1983, „Bodenkunde in Stichworten“)

TABELLE 1: HUMUSFORMEN GEMÄSS DER „SYSTEMATISCHEN GLIEDERUNG DER BÖDEN ÖSTERREICHS“

Ordnung	Typ	Subtyp
Terrestrische Humusformen	Mull	Typischer Mull
		Kalkmull
		Moderartiger Mull
		Rhizomull
	Moder	Typischer Moder
		Mullartiger Moder
		Kalkmoder
		Saurer Moder
		Rhizomoder
		Rohhumusartiger Moder
		Alpenmoder (Alpiner Pechmoder)
	Rohhumus	Typischer Rohhumus
		Aktiver Rohhumus
Inaktiver Rohhumus		
Rhizo-Rohhumus		
Tangel-Rohhumus		
Semiterrestrische Humusformen	Feucht-Mull	-
	Feucht-Moder	-
	Feucht-Rohhumus	-
	Anmoorhumus	Anmoormull
		Anmoormoder
	Torfe	Niedermoor-Torf
		Übergangsmoor-Torf
		Hochmoor-Torf

Quelle: O. NESTROY et al., 2011

Der Humusgehalt ist von folgenden Faktoren abhängig (in alphabetischer Reihenfolge):

- Art, Dauer und Intensität der historischen sowie gegenwärtigen Nutzung (Acker, Grünland, Wald, ...)
- Biologische Aktivität
- Bodenart, Bodentyp
- Bodenwasserhaushalt
- Düngung (Art, Menge) und Bodenbearbeitung
- Klima (Temperatur, Niederschlag)
- Relief
- Seehöhe
- Vegetation (Art und Menge der ober- und unterirdischen Bestandesabfälle, räumliche Verteilung der Wurzelmasse im Boden)

BESTIMMUNG DES HUMUSGEHALTES:

Der Humusgehalt ist der mit dem konventionellen Faktor 1,72 multiplizierte Gehalt an organischen Kohlenstoff. Die Abgrenzung von toter (Humus) und lebender (Edaphon) organischer Substanz kann analytisch nur unvollkommen erfasst werden. Der Gehalt an organischem Kohlenstoff im Boden wird in Österreich üblicherweise mit der Methode gemäß ÖNORM L 1080 bestimmt.

Daher ist bei Vergleichen von im Text angeführten Tabellen und Abbildungen unbedingt darauf zu achten, ob der organische Kohlenstoffgehalt oder der Humusgehalt angeführt ist.

TABELLE 2: BEISPIELE FÜR HUMUSFORMEN SOWIE GEHALTE UND MENGEN AN ORGANISCHER SUBSTANZ IN BÖDEN DES GEMÄSSIGT HUMIDEN KLIMABEREICHES

Vegetation bzw. Nutzung	Humus-Form	Gehalt an org. Substanz im Oberboden %	Menge an org. Substanz bis 1 m Tiefe dt/ha
Laubwald	Moder	4	2000
Nadelwald	Rohhumus	6	2400
Grünland	Mull	7	3500
Acker	Mull	2	1600

Quelle: D. Schröder, 1983, „Bodenkunde in Stichworten“

Der Humusgehalt ist in der obersten Bodenschicht, dem Oberboden, am höchsten und nimmt mit zunehmender Bodentiefe ab. Abgesehen von den Moorböden, sind die höchsten Humusgehalte in Waldböden zu finden; bei Grünlandnutzung sind sie höher als im Ackerbau. Dabei spielen die Bewirtschaftung und die Bearbeitungstiefe eine große Rolle.

Bezogen auf ganz Österreich zeigen sich signifikante regionale Unterschiede insofern, als es einen deutlichen Anstieg der Humusgehalte von Ost nach West gibt. In den Böden der im Osten Österreichs dominierenden Ackerbaugebiete sind geringere Humusgehalte zu finden. Die Böden in den Regionen mit Wald- und Grünlandnutzungen im Alpenvorland von Niederösterreich und Oberösterreich bzw. in den alpinen Bereichen in West- und Zentralösterreich zeigen entsprechend höhere Humusgehalte.

HUMUSGEHALT UND KLIMA: WARUM KANN DER HUMUSGEHALT DES BODENS AUCH FÜR DAS KLIMA WICHTIG SEIN?

Humus besteht ungefähr zur Hälfte (Richtwert 58 %) aus Kohlenstoff (C). Durch Humus wird daher auch Kohlenstoff im Boden gespeichert. Die Böden beherbergen einen großen Vorrat an organischem Kohlenstoff (1.500–2.000 Pg); das ist mehr als in der globalen Vegetation (550±100 Pg) und in der Atmosphäre (800 Pg) zusammengenommen (HOUGHTON, 2007). Kleine Änderungen in den Kohlenstoffflüssen in oder aus dem Boden können daher die atmosphärische CO₂-Konzentration und somit den Treibhauseffekt beeinflussen.

In letzter Zeit wird intensiv darüber diskutiert, dass eine weitere Zunahme von CO₂ in der erdnahen Atmosphäre möglichst vermieden werden soll, da dies mit großer Wahrscheinlichkeit die Ursache für die Verstärkung des natürlichen Treibhauseffektes und der globalen Erwärmung ist. Es wird daher zunehmend versucht, auch die C-Freisetzung aus Böden so weit wie möglich zu verringern sowie durch die landwirtschaftliche Bewirtschaftung Kohlenstoff verstärkt im Boden zu speichern ("C-Sequestrierung"). Die Ergebnisse von Feldversuchen zeigen, dass durch verschiedene Bewirtschaftungsmaßnahmen Humus im Boden angereichert oder abgebaut werden kann (siehe Kapitel 5 Abbildung 7). In Ackerböden ist nur ein begrenztes Erhöhungspotential des Kohlenstoffvorrats vorhanden und zwar wenn sich durch die entsprechenden dauerhaft durchgeführten humusfördernden Maßnahmen noch kein neues Gleichgewicht eingestellt hat. Eine Steigerung über den standortspezifischen Humusgehalt hinaus kann jedoch durch die gleichzeitig ablaufende Nährstoffanreicherung zu negativen umwelt- und klimarelevanten Effekten führen.

In den Ergebnissen von FREUDENSCHUSS et al. (UMWELTBUNDESAMT, 2010) hinsichtlich der Untersuchung der Klimawirksamkeit ausgewählter ÖPUL Maßnahmen zeigt sich, dass die Begrünung, der Verbleib der Ernterückstände auf den Feldern und der Einsatz von organischen Düngern einen wesentlichen Einfluss auf die Humusmehrung in Böden haben. Wesentliche Gründe für eine Humusanreicherung sind zudem vielfältige Fruchtfolgen mit hohen Anteilen an Leguminosen-Futterpflanzen, Untersaaten und Begrünungen bei relativ geringen Hackfruchtanteilen sowie der Einsatz qualitativ hochwertiger organischer Substanzen.

Von den Ergebnissen der Humus- und Stickstoffbilanz kann abgeleitet werden, dass bei den Maßnahmen BIO, sowie bei der Kombination UBAG (gemeinsam mit Begrünung) und Verzicht auf ertragsseigernde Betriebsmittel im Durchschnitt eine organische, humuskonservierende bzw. – aufbauende Bewirtschaftungsweise auf Ackerböden betrieben wird. Damit liefern diese Maßnahmen auf allen Flächen einen wesentlichen Beitrag zum Klimaschutz. Für die Maßnahme UBAG kann diese Schlussfolgerung nicht generell getroffen werden. UBAG bilanziert v. a. in den Bundesländern mit geringen Tierhaltungszahlen (z.B. Burgenland, NÖ) im negativen Bereich und weist auch eine geringere Treibhausgasreduktion durch die Möglichkeit des Mineraldüngereinsatzes auf.

Generell hat die Auswertung von Untersuchungen, die von der AGES durchgeführt wurde, ergeben, dass innerhalb einer Zeitspanne von mehr als 15 Jahren eine Steigerung des Humusgehalts im Bereich von 0,2 bis 0,4% erreicht werden konnte. Die Auswahl der zu untersuchenden Standorte lag teilweise bewusst auf Standorten mit humuszehrenden Kulturen.

Die Ergebnisse im nordöstlichen Flach- und Hügelland sowie im Alpenvorland zeigen einen leichten Aufbau in allen untersuchten Bereichen und Regionen. Die Erhöhungen verlaufen über alle Humuswerte in etwa gleich, d.h. bislang niedrige Werte wurden um den gleichen Betrag gesteigert wie vorher bereits höhere Gehalte. In anderen Regionen wie dem Wald- und Mühlviertel konnten die vorher niedrigen Werte gesteigert werden. Schon vorher erhöhte Gehalte wurden aber in dieser Region nur sehr minimal bis gar nicht gesteigert. Allerdings konnte der Anteil schwach humoser Böden deutlich reduziert werden. Nicht zu vergessen ist weiters, dass das Verbot des Strohverbrennens 1993 in Kraft trat und vor allem im nordöstlichen Flach- und Hügelland mit zu berücksichtigen ist. Die Höhe des Humusgehalts wird von den regionalen Ausprägungen wesentlich mitbestimmt. Der humusaufbauende Effekt konkreter ÖPUL-Maßnahmen hinsichtlich der Humusgehalte kann daher nur korrekt bewertet werden, wenn größere Datenpools aus den einzelnen Regionen mit vergleichbarer Bewirtschaftungsbasis zur Verfügung stehen. Gemäß Evaluierungen haben die ÖPUL-Maßnahmen dazu beigetragen Humusgehalte in Ackerböden zu stabilisieren bzw. leicht zu erhöhen. Die Weiterführung und Erweiterung der humusschonenden bzw. humusmehrenden Maßnahmen ist daher sinnvoll. Es konnte auch nachgewiesen werden, dass ein hoher Anteil an Begrünungen zu einem Stickstoffnachlieferungspotential führt und es damit möglich ist, den essentiellen und auch klimarelevanten Pflanzennährstoff in pflanzenverfügbarer Form bereitzustellen. Bei den Begrünungsvarianten ist allerdings auf die durch Ausgasung potentiell verursachten Kohlenstoff- und Stickstoffverluste zu achten, welche wiederum eine negative Wirkung in Bezug auf Klima und Boden haben können.

5. LANDWIRTSCHAFT

5.1 ACKERBÖDEN

Das Ackerland nimmt in Österreich 2012 eine Fläche von 1,354.340 ha ein (Grüner Bericht BMLFUW, 2013). Dies entspricht rd. 50 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche. Das Ackerland ist somit in weiten Teilen Österreichs in seinen vielfältigen Bewirtschaftungsformen und Nutzungsintensitäten ein wesentlicher Bestandteil der Kulturlandschaft. Die Böden des Ackerlandes haben flächenmäßig eine große Bedeutung.

Ackerböden werden zeitlich begrenzt - zumeist über eine Vegetationsperiode - mit Kulturpflanzen (Getreide, Hackfrüchte, etc.) bebaut. Die einzelnen Kulturen (Arten und Sorten) können unterschiedlich auf Änderungen von Klima- und Witterungsparametern reagieren, zum Teil auch in Abhängigkeit vom Fotosynthesetyp (C3-Pflanzen wie Getreide, Kartoffel, Zuckerrübe verglichen mit C4-Pflanzen wie Mais und Hirse) (EITZINGER et al., 2009). Eine erhöhte CO₂-Konzentration in der Atmosphäre kann die pflanzliche Biomassebildung fördern. Dagegen führen Wassermangel, Hitzestress, hohe Ozonbelastungen, höhere UVB-Strahlung – in unterschiedlichem Ausmaß - zur Verminderung der Produktqualität und zu Ertragseinbußen von Kulturpflanzen (EITZINGER et al., 2009). Letztere Faktoren haben auch eine verminderte Zufuhr an organischer Substanz über Ernte- und Wurzelrückstände zur Folge, was Auswirkungen auf die C-Speicherung im Boden haben könnte. Neben organischem Kohlenstoff ist mit einer Änderung des Temperatur- und Wasserregimes vor allem auch die Umsetzung von Stickstoff und anderen Nährstoffen betroffen. Durch den Anbau von Zwischenfrüchten wird die Bedeckung der Ackerböden zeitlich ausgedehnt. Dadurch werden positive Effekte für den Boden- und Wasserschutz erzielt (z. B. Erosionsminderung, Verbesserung der Bodenstruktur, besserer Nährstoffrückhalt). Zusätzlich werden durch das Belassen der organischen Masse am Ackerboden positive Effekte für das Bodenleben und eine vermehrte Kohlenstoffspeicherung im Boden erreicht.

DÜNGUNG

Da Nährstoffe nur in gelöster Form aus der Bodenlösung in die Pflanze aufgenommen werden, hat Wassermangel eine verminderte Aufnahme von Nährstoffen zur Folge. Dies muss insbesondere bei Ackerkulturen hinsichtlich der Bemessung der Stickstoffdüngungsmenge beachtet werden, da Stickstoff - neben der zur Verfügung stehenden Wassermenge - normalerweise der am meisten ertragsbegrenzende Faktor ist und auch die Produktqualität (z.B. Rohproteingehalt von Getreide) wesentlich beeinflusst (MENGEL & KIRKBY, 2001). Die Stickstoff-Empfehlung basiert in erster Linie auf Richtwerten, wobei die standortspezifische Ertragslage eine wesentliche Rolle spielt und auch Bodendauereigenschaften (Gründigkeit, Bodenschwere, Wasserverhältnisse, Grobanteil) sowie das standörtliche Stickstoffmineralisierungspotenzial einbezogen werden sollten (BMLFUW, 2006; SPIEGEL et al., 2006). Eine unzureichende Wasserversorgung, insbesondere in kritischen Entwicklungsstadien der Kulturen wie z.B. zwischen Schossen und Milchreife bei Getreide, kann dazu führen, dass der eingesetzte Dünger in Erwartung des normalerweise erreichbaren Ertrages nicht genutzt werden kann (geringe N-Effizienz) oder sogar zu Ertragsminderungen führt (DERSCH, 1994). Stickstoffdüngung führt zu Lachgasemissionen, die nach IPCC (1997) mit einem Emissionsfaktor von 1,25 % der Stickstoffzugabe durch N-Düngung berücksichtigt werden. In den 2006 überarbeiteten IPCC Guidelines, die für die Erstellung der Treibhausgasinventur ab 2014 gelten, wurde dieser Faktor auf 1 % gesetzt (IPCC 1997 und 2006). Eine Stickstoffdüngung über das Optimum hinaus bzw. zum falschen Zeitpunkt kann zu einer Nitrat-Auswaschung bzw. Verlagerung ins Grundwasser und zu weiteren umweltrelevanten gasförmigen N-Verlusten (Ammoniak, N₂O und elementarer Stickstoff nach Denitrifikation) führen. Daher ist für eine Bewirtschaftung von Ackerböden eine möglichst optimale Bemessung der erforderlichen N-Düngung von besonderer Bedeutung. Zu diesem Zweck können analytische Methoden als Basis für eine möglichst genaue Berechnung der erforderlichen Düngungsmenge herangezogen werden. Dazu zählen die N_{min} Methode (Erfassung des mineralischen Stickstoffs - Nitrat und Ammonium), die Bebrütungsmethode (Erfassung des mineralisierbaren Stickstoffs), die Elektro-Ultra-Filtrationsmethode (EUF-Methode) (Erfassung des

mineralischen und mineralisierbaren Stickstoffs) und die Chlorophyllmessung (N Versorgungsstatus wird indirekt über die Konzentration an Blattgrün mittels N Tester festgestellt). Darüber hinaus führt auch die Verwendung des Richtwertesystems der „Richtlinien für die sachgerechte Düngung“ zu einer Optimierung bei der Bemessung der Stickstoffdüngung (BMLFUW, 2006). Voraussetzung ist eine realistische Einschätzung der standortspezifischen Ertragslage und die Berücksichtigung der konkreten vorangegangenen Witterung (DERSCH, 2007).

Die Anwendung von stabilisierten N-Düngern – diese können durch Zusatz von Hemmstoffen die Nitrifikation hinauszögern - kann dazu beitragen, die N-Effizienz zu erhöhen und N₂O Emissionen zu verringern (z.B. MENENDEZ et al., 2012; HILLIER et al., 2012).

Der Einsatz an mineralischen und organischen N-Düngern kann aus der Stickstoffbilanz abgelesen werden. In den folgenden Abbildungen (siehe Tabelle 3 und Abbildung 3) sind die durchschnittlichen Werte der N-Bilanzen von Österreich (kg N/ha LF) für den Zeitraum 2003 bis 2010 zu sehen. Es zeigen sich starke Fluktuationen in den jährlichen Bilanzen. Der jährliche Stickstoffüberschuss - bezogen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche - lag im siebenjährigen Bilanzzeitraum zwischen 42,7 kg/ha im Jahr 2003 und 22,2 kg/ha im Jahr 2009. Die nationale Stickstoffbilanz schwankt zwischen den Jahren vor allem in Abhängigkeit von den je Jahr ausgewiesenen Mineraldünger-Verkäufen (es fließen hier z.B. auch Vorziehkäufe in Abhängigkeit von erwarteten Preissteigerungen ein) und vom Nährstoffzug durch die Erntemenge, die ihrerseits wieder stark von den Witterungsverhältnissen abhängig ist. Die längerfristige Betrachtung zeigt aber anhand der Trendlinie eindeutig, dass die ausgewiesenen Stickstoffüberschüsse abnehmen. Die Situation in Österreich wurde dem nationalen Bericht zur EU Nitratrichtlinie 91/676/EWG entnommen.

TABELLE 3: STICKSTOFFBILANZ FÜR DIE LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTE FLÄCHE (OECD)

	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
INPUT (t)	374.464	378.128	381.236	383.098	384.233	408.150	363.498	369.530
Handelsdünger	94.400	100.600	99.700	103.700	103.300	134.400	86.300	90.600
Wirtschaftsdünger	190.007	188.038	189.644	185.581	187.427	183.562	185.983	189.026
Lagerdifferenz	-295	-295	-344	-344	-453	-453	-453	-453
Organische Dünger	5.388	6.419	6.516	7.441	8.161	8.161	9.097	9.136
Deposition	48.919	47.529	47.319	46.865	46.848	45.686	45.650	45.778
N-Fixierung	33.339	33.109	35.385	36.838	35.828	33.675	33.806	35.938
Saatgut	2.411	2.435	2.673	2.672	2.670	2.666	2.662	2.662
OUTPUT (t)	230.289	258.859	299.263	282.645	272.572	305.065	293.675	287.131
Marktfrüchte	94.653	119.667	106.735	101.129	106.095	129.024	119.938	119.397
Feldfutter und Grünland	135.636	139.192	192.528	181.516	166.477	176.041	173.737	167.735
DIFF	144.175	119.269	81.974	100.452	111.661	103.085	69.823	82.399
Fläche (km ²)	33.737	32.778	32.634	32.321	32.309	31.508	31.483	31.571
ÜBERSCHUSS (kg N/ha LF)	42,7	36,4	25,1	31,1	34,6	32,7	22,2	26,1

Quelle: Statistik Austria, 2010, BMLFUW, 2006,
BMLFUW, 2011c

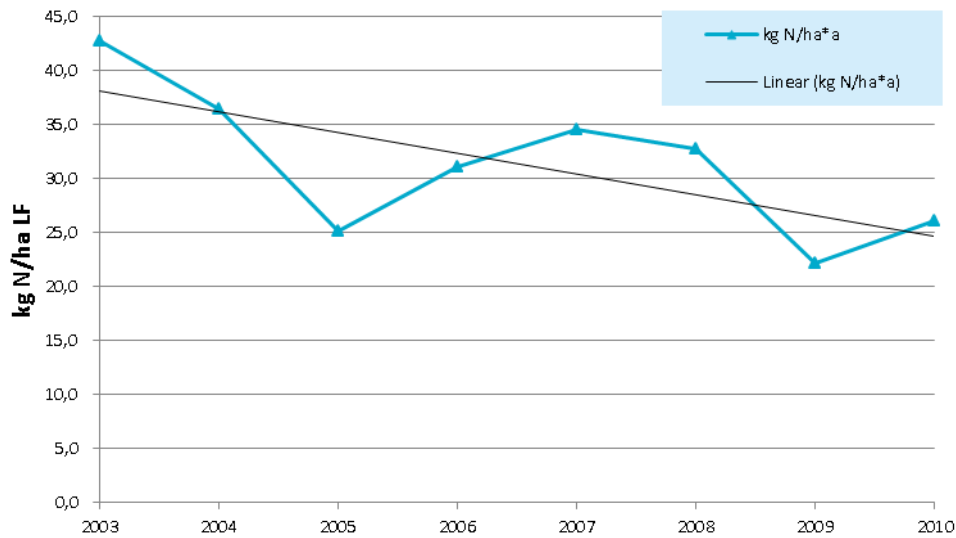
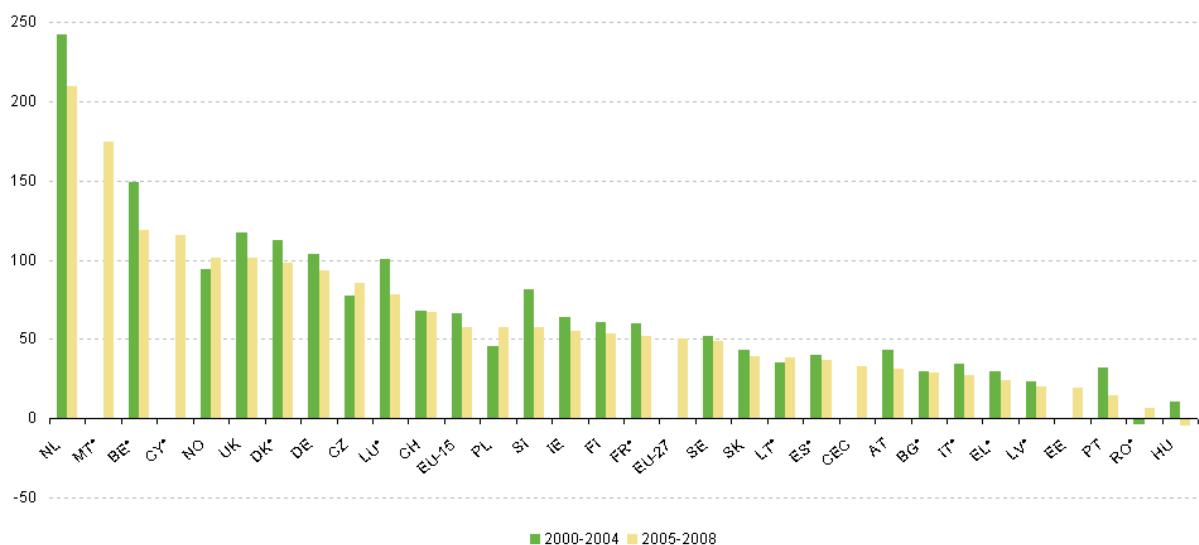


Abbildung 3: Entwicklung der Stickstoffbilanz in kg N je ha landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF)

Die Bruttostickstoffbilanz der EU-27 betrug für den Zeitraum von 2005 bis 2008 im Durchschnitt 51 kg Nährstoff pro Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche (siehe Abbildung 4), wobei die Niederlande mit 210 kg pro Hektar an erster und Ungarn mit -4 kg pro Hektar an letzter Stelle der Skala standen. Im Allgemeinen wies die Bilanz für die Mitgliedstaaten, die der EU 2004 bzw. 2007 beitraten, sowie für Südeuropa (außer Zypern und Malta) einen geringeren Stickstoffverbrauch aus. Ein Vergleich zwischen der durchschnittlichen Stickstoffbilanz für den Zeitraum 2000-2004 mit derjenigen für 2005-2008 zeigt, dass die stärksten Rückgänge von Stickstoff in Mitgliedstaaten verzeichnet wurden, die zuvor die höchsten Stickstoffüberschüsse gemeldet hatten; dies traf insbesondere auf die Niederlande und Belgien zu. Andererseits gab es auch einige Länder, die einen Anstieg ihres Stickstoffüberschusses vorweisen, dazu zählten insbesondere Polen, Rumänien und die Tschechische Republik (Statistiken über den Düngemittelverbrauch und Nährstoffbilanz – Daten vom Oktober 2011 -

http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/index.php/Fertiliser_consumption_and_nutrient_balance_statistics/de)



*Eurostat estimations

Abbildung 4: Bruttostickstoffbilanz der EU-27

C/N - VERHÄLTNIS

C_{org} und N_{tot} Gehalte von Böden weisen eine enge Beziehung auf. Nutzungsänderungen, die zu einer Abnahme von C_{org} führen (z.B. Grünlandumbruch mit nachfolgender Ackernutzung), bewirken auch eine Abnahme der N_{tot} Gehalte von Böden. Im Gegensatz dazu hat eine C_{org} Anreicherung durch Stallmist oder Kompost eine Zunahme von N_{tot} zur Folge (BLUME et al., 2010). Das C_{org} zu N_{tot} (oder kurz C/N) Verhältnis in Ap-Horizonten produktiver Böden liegt bei etwa 10, ein engeres C/N - Verhältnis weisen hochaktive Böden mit einem hohen Anteil an Biomasse auf, da Mikroorganismen sehr N reich sind (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002). Stark versauerte Waldböden mit hohen Anteilen an wenig zersetzter Streu zeigen sehr weite C/N - Verhältnisse (25 bis 38), ebenso Hochmoore (40-60) (BLUME et al., 2010). Die C/N - Verhältnisse von Böden hängen wesentlich von Qualität und Quantität des Substrates (pflanzliche und tierische Rückstände bzw. Abfälle), vom Klima und verschiedenen Bodenfaktoren (z.B. pH-Wert, Redoxpotential, Textur und Struktur, Temperatur- und Wasserhaushalt) ab (KILLHAM, 2006). In Österreich liegen die C/N - Verhältnisse in Oberböden von Ackerstandorten üblicherweise zwischen 8 und 11. Ein Einfluss von langjährigen unterschiedlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die C/N - Verhältnisse, z.B. durch unterschiedliche Bodenbearbeitung (SPIEGEL et al., 2007), ist oft nicht nachzuweisen. Auf dem AGES-Versuchsstandort im Alpenvorland sind 2012 die C/N - Verhältnisse nach 30jähriger Einarbeitung von Ernterückständen (z.B. Stroh) mit 8,8 tendenziell höher als bei langjähriger Abfuhr (8,4), auf dem Standort im Marchfeld ist dies – bei gleicher Fruchtfolge - nicht zu beobachten. Im Kompostdüngungsversuch Ritzlhof (OÖ) führte 2007 die Anwendung von Klärschlammkompost, der zur Stabilisierung mit Hack- und Rindenschnitzel versetzt worden war, mit 10,9 zu signifikant höheren C/N - Verhältnissen im Boden verglichen mit der ungedüngten (9,3) Variante und mit Biotonnen-, Grünschnitt- und Mist-Kompost ($\bar{\varnothing}$ 9,5) (SPIEGEL, unveröffentlichte Daten). Pflanzenwurzeln und Bodenorganismen (Mikroorganismen und Bodentiere) konkurrieren um den vorhandenen mineralischen N (Ammonium und Nitrat). Mikroorganismen verwenden den durch Mineralisierung freigesetzten N, C und andere Nährelemente zum Aufbau ihrer Körpersubstanzen, wobei besonders Bakterien ein sehr enges C/N - Verhältnis aufweisen (ca. 5). Wenn der N Gehalt der abgebauten Substanzen zu gering ist, nehmen Mikroorganismen mineralischen N aus den Vorräten der Böden auf. Dieser wird damit vorübergehend - für eine Dauer von Wochen bis Monaten - in mikrobieller Biomasse festgelegt (Immobilisierung) und ist für die Pflanzenernährung weitgehend gesperrt („N-Sperre“). Um diese zu verkürzen, kann mit einer Ausgleichsdüngung von mineralischen N entgegengewirkt werden. Nach Absterben der Mikroorganismen erfolgt deren Abbau durch andere Mikroorganismen zu Ammonium (Mineralisierung). Eine Immobilisierung findet bei eingearbeiteten organischen Substanzen mit einem weiten C/N Quotienten von $>$ ca. 20 (z.B. Laub, Stroh, Holzspäne, Sägemehl) statt. Zu einer Freisetzung von N kommt es aus organischen Ausgangsstoffen mit einem engen C/N - Verhältnis, wie z.B. abgestorbenen Bodenbakterien (C/N: 5-8), Leguminosenwurzeln (C/N: ca. 10), Gras- und Leguminosenschnitt (C/N: 10-20) (BLUME et al., 2010).

HUMUSGEHALTE

Es gibt für Ackerböden typische Humusgehalte, die u.a. von Klima und Bodenart sowie von der Bewirtschaftung abhängen.

Die Einstufung der Böden betreffend Humusgehalt erfolgt gemäß der „Richtlinien für die sachgerechte Düngung“ (BMLUFW, 2006):

$<$ 2 %	schwach humos (Humus – Gehaltsklasse A)
2–4,5 %	humos (Humus – Gehaltsklasse C)
$>$ 4,5 %	stark humos (Humus – Gehaltsklasse E)

Die Analyse des Humusgehaltes erfolgt im Labor gemäß ÖNORM L 1080 (trockene Verbrennung), im Gelände kann der Wert aufgrund der Färbung geschätzt werden.

Im Rahmen von ÖPUL-Evaluierungsprojekten zum Thema „Schutzgut Boden“ wurden alle aktuell verfügbaren Humusdaten von landwirtschaftlichen Bodenproben nach Region und nach Nutzung zusammenfassend dargestellt.

Einen aktuellen Überblick der Humusgehalte (Bereich von 80 % der Werte und Median) auf Ackerland und im Wein- und Obstbau zeigt Abbildung 5.

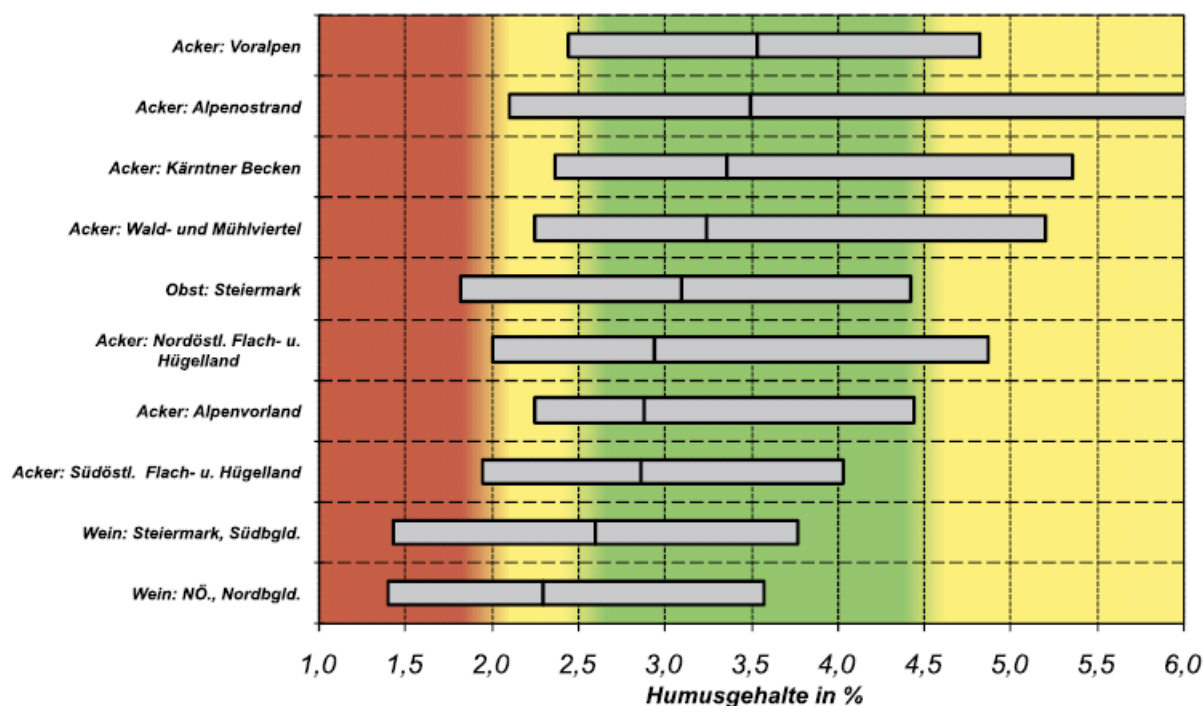


Abbildung 5: Humusgehalte auf Ackerland und im Wein- und Obstbau (Baumgarten, 2011)

Die niedrigsten Mediane der Humusgehalte sind mit 2,3 bzw. 2,6 % auf Weinbauflächen zu finden, insbesondere im Nordosten Österreichs (2,3 %). Die um 0,3 % höheren Gehalte in den Weinbaugebieten in der Steiermark sind auf die überwiegende Beprobung in den Rebzeilen zurückzuführen, während die Dauerbegrünungsfläche zwischen den Reihen kaum beprobt wurde. In den größten Ackerbauregionen (Nord- und Südöstliches Flach- und Hügelland, Alpenvorland) liegen die Mediane der Humuswerte in einem engen Bereich zwischen 2,85 und 2,95 %. Der Anteil der Ackerflächen mit einem Humusgehalt < 2 % ist im Südosten mit etwa 12 % am höchsten. Der höhere Anteil von Ackerstandorten mit Gehalten über 4,5 % im Nordosten ist auf das Vorkommen des humusreicheren Bodentyps Feuchtschwarzerde zurückzuführen. In den steirischen Obstbaugebieten liegt der Median bei 3,1 % Humus, die Beprobung fand zumeist in den offen gehaltenen Reihen statt. Seltener wurden Proben von der Dauerbegrünung zwischen den Reihen gezogen; im Mittel der Obstflächen ist daher ein höherer Humusgehalt gegeben.

Die Ackerflächen in den kühleren Regionen und zugleich in höheren Lagen (Voralpen, Alpenostrand, Wald- und Mühlviertel) und im Kärntner Becken weisen höhere Humusgehalte mit Medianen zwischen 3,24 bis 3,52 % auf. Dies kann auch auf einen höheren Anteil an Ackerfutterflächen und Wechselwiesen zurückzuführen sein.

ERGEBNISSE VON AGES UNTERSUCHUNGEN:

Im nordöstlichen Flach- und Hügelland und im Alpenvorland sind im Verlauf der vergangenen 15 Jahre die Humusgehalte um etwa 0,2 bis 0,4 % angestiegen, der Median liegt nun bei knapp 3 % Humus (siehe Abbildung 4a). Ackerstandorte mit einem Humusgehalt unter 2 % haben nur noch einen geringen Anteil von etwa 10 % der Flächen im Nordosten.

Im Alpenvorland sind Flächen mit Gehalten < 2 % kaum noch anzutreffen. Ausgehend von einem bereits etwas höheren Humusgehaltsniveau im Mühl- und Waldviertel waren die Steigerungen in dieser Periode mit 0,1 bis 0,2 % etwas geringer. Die höheren Werte auf den leichteren Mühl- und Waldviertler Ackerflächen im Vergleich zu den beiden anderen Regionen sind sowohl auf das kühlere Klima mit geringeren Abbauraten als auch auf den höheren Feldfutteranteil in der Fruchtfolge zurückzuführen.

Diese günstige Entwicklung ist wesentlich auf ÖPUL-Maßnahmen (z. B. Begrünung von Ackerflächen, Mulch- und Direktsaat) zurückzuführen. Hinzuweisen ist auch darauf, dass 1993 das Verbot des Strohverbrennens in Kraft trat und zudem die Böden seither tendenziell weniger intensiv bearbeitet werden. Im Alpenvorland ist auch der im Vergleich zum Nordosten hohe Eintrag von Wirtschaftsdüngern anzuführen, der in den vergangenen Jahren jedoch ebenfalls in dieser Region durch sinkende Viehbestände etwas zurückgegangen ist.

Auch im Weinbau haben die ÖPUL-Maßnahmen der integrierten Produktion und des Erosionsschutzes mit der Förderung der Bodenbedeckung durch Begrünungen oder Mulchschichten zur Steigerung des Humusgehaltes um etwa 0,2 % geführt. Der Median liegt nun bei 2,3 % Humus. Die niedrigen Gehalte wurden durch die vorherige Praxis des ganzjährigen Offenhaltens des Bodens im Nordosten verursacht, der Anteil der Standorte mit Gehalten < 2 % ist mit knapp einem Drittel noch immer sehr hoch.

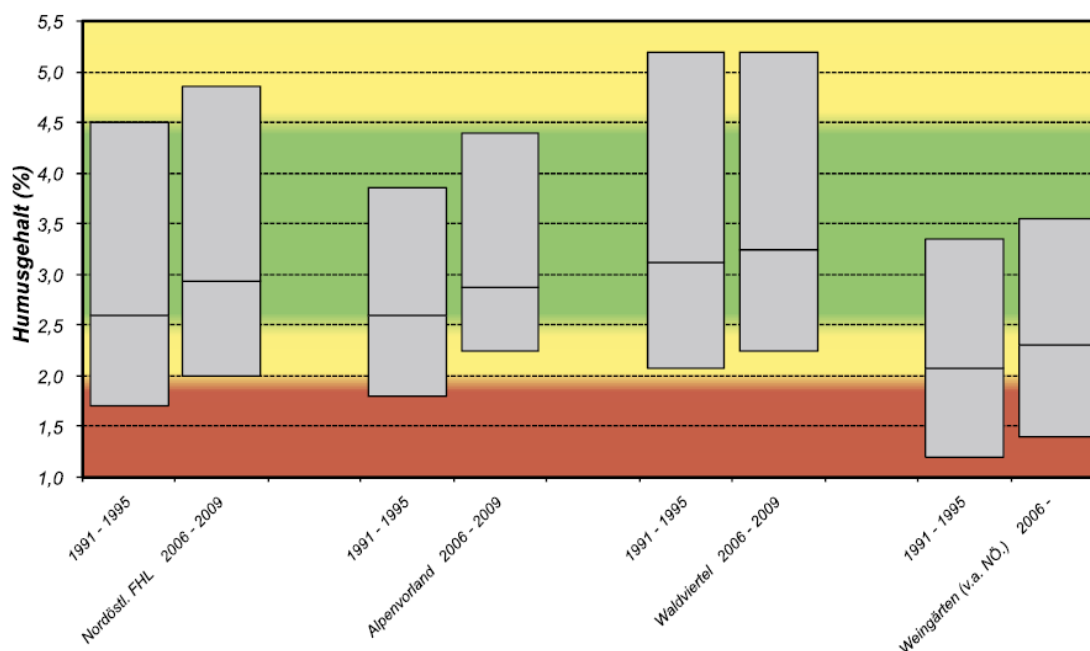


Abbildung 6: Entwicklung der Humusgehalte auf Ackerland und in Weingärten in ausgewählten Regionen von 1991 - 1995 bis 2006 – 2009 (AGES, 2010)

Beschreibung der Daten (Ackerland – inkl. Dauerkulturen)

Neben dem Standort hat auch die landwirtschaftliche Bewirtschaftung einen wesentlichen Einfluss auf die Humusgehalte. Idealerweise sollte der Boden eine möglichst lange Begrünungsdauer aufweisen, da es auch für die Speicherung von Nährstoffen (vor allem Stickstoff) und als Erosionsschutz wichtig ist. Dagegen kann zusätzliche Beregnung, durch verstärkte Mineralisierung, zu Humusverlusten führen. Durch eine steigende Intensivierung der Bewirtschaftung oder auch durch eine Abnahme der Viehhaltung bzw. eine vermehrte

Umstellung auf Flüssigmistsysteme können Böden humusärmer werden – mit den bekannten Folgen wie Verringerung der Bodenfruchtbarkeit und langfristig auch der Erträge, sowie Nährstoffverluste und Anstieg der Treibhausgasemissionen.

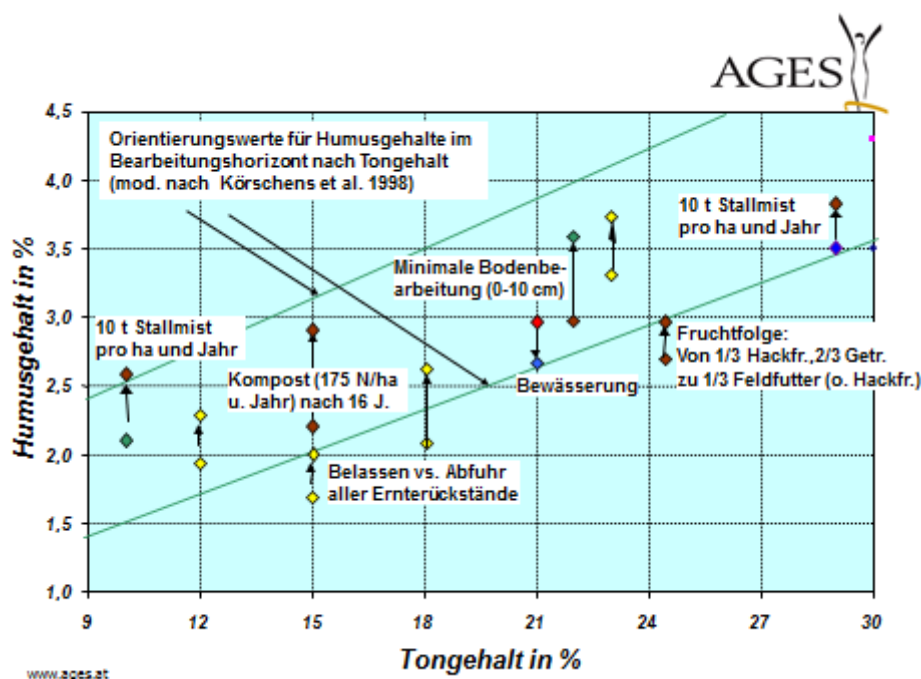


Abbildung 7: Veränderungen der Humusgehalte im Oberboden (0-25 cm) auf Standorten im Nordosten und im Alpenvorland nach etwa 20-jähriger unterschiedlicher Bewirtschaftung (Dersch & Böhm, 2001; Spiegel et al., 2005, 2007, 2010a)

In der Abbildung 7 sind Versuchsergebnisse auf Standorten der AGES zusammengefasst und in den von KÖRSCHENS et al. (1998) vorgeschlagenen oberen und unteren Orientierungswerebereich für Humusgehalte (auf grundwasserfernen Sand- und Lössstandorten) eingetragen. Durch eine jährliche Stallmistgabe von 10 t/ha wurde der Humusgehalt um 0,45 % auf einem leichten Standort im Waldviertel (links) und um 0,3 % auf dem schweren Standort im Alpenvorland (rechts) angehoben. Durch künstliche Beregnung je nach Bedarf wurde umgekehrt der Humusgehalt auf einem Standort im Marchfeld, im Vergleich zur unbewässerten Variante, um 0,3 % vermindert. Durch minimale Bodenbearbeitung (nur Frässaat), im Vergleich zur jährlichen Pflugbearbeitung, wurde der Humusgehalt um 0,6 % erhöht, jedoch nur in der Schicht 0-10 cm. Regelmäßige jährliche Kompostgaben erhöhten den Humusgehalt um 0,6 % auf einem oberösterreichischen Standort. Durch einen Anteil von einem Drittel Feldfutter in der Fruchtfolge statt einem Drittel Hackfrüchte, konnte der Humuswert im nordöstlichen Alpenvorland um 0,3 % gesteigert werden. Die Abfuhr bzw. Nutzung der Ernterückstände aller Kulturen (nicht nur von Getreidestroh) führte zu Verminderungen des Humusgehaltes von 0,3 bis 0,5 %. Die ermittelten Werte zeigen die Richtung der Veränderung, nach etwa 20 Jahren gleichbleibender Bewirtschaftung, deutlich an. Man kann davon ausgehen, dass sich nach diesem Zeitraum noch kein neuer Gleichgewichtszustand im Boden eingestellt hat und bei Weiterführung der Bewirtschaftung die Humusgehaltsveränderungen in weiterer Folge geringer werden.

Böden stellen Puffersysteme zwischen Hydrosphäre und Atmosphäre dar. Eine Erhöhung der organischen Substanz im Boden führt auch zu einer Anreicherung an Nährstoffen (z.B. N und P. Diese werden durch Mineralisierung wieder freigesetzt, das z. B. bei Stickstoff zu einer Verlagerung in tiefere Bodenschichten bzw. Anreicherung im Grundwasser führen kann. Auch erhöhte Stickstoffausträge in Form von Lachgas in

die Atmosphäre können damit verbunden sein, was gerade aus der Sicht des Klimaschutzes vermieden werden sollte (SPIEGEL H. et al., 2009).

TABELLE 4: ERGEBNISSE DER AGES DAUERVERSUCHE ÜBER DIE AUSWIRKUNGEN UNTERSCHIEDLICHER BEWIRTSCHAFTUNG AUF DEN HUMUSGEHALT DES BODENS IN KONKRETEN ZAHLEN

Landwirtschaftliche Maßnahmen (über 20 Jahre)	Durchschnittliche Humusveränderungen (kg C pro ha und Jahr) in 0-25/30 cm Bodentiefe	entspricht Veränderung von ca. % Humus in 10 Jahren in 0-25/30 cm Bodentiefe*
Bedarfsgerechte N-Düngung, verglichen mit unterlassener N-Düngung	+58	+0,03
Einarbeitung der Ernterückstände	+200	+0,10
Zusätzliche Stallmistdüngung	+267	+0,13
Minimalbodenbearbeitung (Frässaat)	+372	+0,15
Kompostanwendung (entsprechend 175 kg N pro ha und Jahr)	+620 bis +1400	+0,30 bis +0,69
Beregnung	-114	-0,06

Wie die Ergebnisse der AGES-Dauerfeldversuche über 20 Jahre zeigen (siehe Tabelle 4), kann durch bedarfsgerechte mineralische Stickstoff-Düngung der Humusgehalt im Boden geringfügig angehoben werden (DERSCH & BÖHM, 2001). Studien aus den USA berichten dagegen über einen Humus-Abbau nach mineralischer N-Düngung (KHAN et al., 2007). Eine neuere Auswertung von weltweiten Feldversuchen zeigte allerdings eine Verlangsamung des Abbaus oder eine leichte Zunahme von organischem Kohlenstoff im Boden mit mineralischer N-Düngung (LADHA et al., 2011).

Wesentlich ist auch, ob die Erntereste auf dem Feld bleiben oder abgefahren werden. Verbleiben sie auf dem Feld, können die Humusgehalte des Bodens bei entsprechender Fruchtfolge auch langfristig aufrechterhalten werden.

Dies ist besonders im Hinblick auf die verstärkte Nutzung pflanzlicher Biomasse für die Erzeugung von Energie zu beachten. So führt die Abfuhr der gesamten oberirdischen Biomasse vom Feld, durch Ganzpflanzennutzung, zum Beispiel bei Silomais oder durch verstärkte Strohnutzung zur Abnahme des Bodenhumusgehalts. Entscheidend ist, wie viel organische Substanz welcher Qualität in den Boden eingebracht wird, zum Beispiel mit organischen Düngern. Die langjährige Anwendung von Stallmist lässt den Humusgehalt, verglichen mit stallmistlosen Düngungssystemen, steigen. Aus den durchgeführten Untersuchungen zeigt sich, dass durch verschiedene Bewirtschaftungsmaßnahmen der Verlust an Humus verringert bzw. Humus im Boden angereichert werden kann.

Es sind dies folgende alphabetisch angeführte Maßnahmen:

- bedarfsgerechte Stickstoffversorgung,
- Kompostanwendung,
- mehrgliedrige Fruchtfolge (inkl. Zwischenfrüchten, Futterleguminosen, Begrünung),
- organische Düngung (z. B. Stallmistanwendung),
- reduzierte Bodenbearbeitung,
- Verbleib von Ernterückständen auf dem Feld.

Eine abgesicherte Beurteilung weiterer Verläufe der Humusentwicklungen ist jedoch leider nicht möglich, weil die meisten Versuche mittlerweile eingestellt wurden. Gerade die immer stärker werdende Bedeutung der Böden – auch im Zusammenhang mit dem Klimawandel – zeigt jedoch, wie wichtig derartige Dauerversuche sind, da sichere Aussagen über Veränderungen im Bodenkohlenstoffgehalt nur durch längerfristige Untersuchungsreihen untermauert werden können.

Auch der Krankheitsdruck durch bodenbürtige Krankheiten wird von der Versorgung des Bodens mit organischer Substanz beeinflusst. Zahlreiche pilzliche Krankheitserreger werden durch Konkurrenz und Antagonismus gehemmt, wenn eine große aktive Mikroorganismenflora im Boden vorhanden ist (STONE, 2002). Eine beständig hohe mikrobielle Aktivität im Boden wird nur durch stetige Zufuhr organischen Materials aufrechterhalten, deshalb finden sich Praxisberichte über solche phytosanitäre Wirkungen auch häufig von biologisch bewirtschafteten Kulturen (STONE, 2002; WORKNEH, 1983). Spezielle Komposte werden nicht nur in der US – Gartenbauindustrie erfolgreich als krankheitsunterdrückender Bestandteil von Topfsubstraten angewendet (HOITINK et al., 2001), sondern auch am Feld zeigt Kompostanwendung eine phytosanitäre Wirkung (DAAMEN et al., 1989; Darby et al., 2006; WORKNEH et al., 1993).

FRUCHTFOLGE

Durch die vorausschauende Wahl der Fruchtfolge können wesentliche Parameter im Boden beeinflusst werden. Im Hinblick auf die Klimarelevanz sind in erster Linie der Humusgehalt, der Stickstoffgehalt und die Bodenstruktur zu nennen. So sollte ein ausgewogenes Verhältnis von „Humus zehrenden“ und „Humus mehrenden“ Kulturen gewählt werden, um den Humusgehalt zumindest zu stabilisieren. Eine entsprechende Einstufung der Fruchtfolgeglieder wird z. B. vom VDLUFA (2011) vorgeschlagen. Damit in unmittelbarem Zusammenhang steht auch die Verwendung von Leguminosen – sowohl als Haupt- als auch als Zwischenfrucht – und deren Einfluss auf den Stickstoffgehalt. Einerseits stellt die erhöhte Stickstoffnachlieferung einen unmittelbaren Beitrag zur N-Ernährung der Pflanzen dar. Andererseits muss beachtet werden, dass es bei einem zu hohen Anteil in der Fruchtfolge zu Belastungen der Hydrosphäre oder - bei ungünstigen Bodenbedingungen wie z. B. stauende Nässe - auch der Atmosphäre durch gasförmige Verluste in Form des Klima wirksamen Lachgases (N_2O) kommen kann. Dementsprechend sollten auch Fruchtfolgemeasuresetzen gesetzt werden, die zu einer Verbesserung der Bodenstruktur beitragen – z. B. die Verwendung von Tiefwurzlern oder die Förderung der bodenbiologischen Aktivität durch Einarbeiten von Ernteresten oder Zwischenfrüchten.

Besonders letzterem kommt auch in Bezug auf die Stabilisierung oder Verbesserung des Humusgehaltes eine wesentliche Bedeutung zu. Ein optimaler Gehalt an organischer Substanz kann als wesentlicher Faktor für die Stabilität des Systems Boden und seiner vollen Funktionalität angesehen werden. Durch das Einarbeiten der Erntereste kann die Humusbilanz positiv beeinflusst werden, der zeitweilige Verbleib an der Bodenoberfläche wirkt zudem konservierend: So können Erosionsverluste vermindert und die Wasserbilanz verbessert werden. Der Anbau von Zwischenfrüchten und deren Einarbeitung wirkt ebenfalls in diese Richtung. Darüber hinaus wird die Kohlenstoffbilanz noch wesentlich verbessert, wenn die gesamte Pflanze am Feld verbleibt. Generell können durch Zwischenfrüchte Nährstoffe im Oberboden konserviert werden, bei der Verwendung von Leguminosen wird zusätzlich Stickstoff ins System eingebracht. Darüber hinausgehend haben Untersaaten bei Kulturen wie Getreide bei günstigen Bedingungen eine Bedeutung für Erosionsschutz durch längere Bodenbedeckung, Unkrautunterdrückung und Ersparnis einer Bodenbearbeitung.

Eine Begrünung führt relativ kurzfristig zu einer Stabilisierung des Oberbodens sowie mittelfristig zu einem Anstieg des Gehaltes an organischer Substanz. Grünlandflächen liegen im Humusgehalt üblicherweise deutlich über ackerbaulich genutzten Flächen. Dieser Effekt lässt sich auch bei Wechselgrünland beobachten. Allerdings muss in diesem Zusammenhang – wie auch bei Umbruch von Dauergrünland – davon ausgegangen werden, dass es kurzfristig zu einer verstärkten Mineralisation von organischer Substanz kommt. Dies kann neben der Freisetzung von gebundenem Kohlendioxid (CO_2) auch zu Nährstoffverlusten führen, wobei vor allem bei Stickstoff eine Klimarelevanz durch Denitrifikationsprozesse und eine Freisetzung von N_2O gegeben sein kann.

Auch die Ergebnisse der ÖPUL-Evaluierungsstudie (UMWELTBUNDESAMT, 2010) belegen eine stark humuszehrende Wirkung von Hackfrüchten, während Fruchtfolgen mit hohen Anteilen an Leguminosen-Futterpflanzen, Untersaaten und Begrünungen bei relativ geringen Hackfruchtanteilen eine Stabilisierung der Humusgehalte bzw. eine Humusanreicherung fördern.

TABELLE 5: ANBAU AUF DEM ACKERLAND (1) (AUSZUG), (GRÜNER BERICHT BMLFUW, 2013)

	1990	2000	2010	2011	2012	Änderung 2012 zu 2011 in %
Feldfrüchte						
Getreide (2)	949.528	829.872	811.789	807.270	811.509	+0,5
Brotgetreide	377.246	347.611	351.543	353.486	359.910	+1,8
Winterweichweizen (3)	255.147	269.659	272.175	275.046	280.746	+2,1
Sommerweichweizen		5.690	4.091	5.010	4.124	-17,7
Hartweizen (Durum)		15.662	17.503	15.315	14.248	-7,0
Dinkel		2.795	9.082	8.963	9.062	+1,1
Roggen	93.041	52.473	45.699	45.943	48.525	+5,6
Wintermenggetreide	5.979	1.332	2.992	3.208	3.205	-0,1
Futtergetreide	572.282	482.261	460.246	453.784	451.599	-0,5
Wintergerste	96.348	81.884	85.549	78.475	77.875	-0,8
Sommergerste	196.076	141.878	83.343	74.810	72.701	-2,8
Hafer	61.956	32.981	26.576	25.029	24.815	-0,9
Triticale		27.528	47.795	45.589	43.746	-4,0
Sommernenggetreide	18.738	8.364	6.210	4.816	4.441	-7,8
Sonstiges Getreide (Sorghum, Hirse, Buchweizen etc.)	1.091	1.824	9.637	7.965	8.319	+4,4
Körnermais	198.073	187.802	201.137	217.100	219.702	+1,2
Körnerleguminosen (Eiweißpflanzen) (2)	53.750	44.803	24.400	22.722	22.096	-2,8
Körnererbsen	40.619	41.114	13.562	11.715	10.704	-8,6
Pferde(Acker)bohnen (4)	13.131	2.952	4.154	6.028	6.852	+13,7
Süßlupinen			194	147	98	-33,3
Linsen, Kichererbsen und Wicken (2002 ohne Wicken)			2.107	1.451	1.230	-15,2
Andere Hülsenfrüchte (5)		737	4.382	3.381	3.212	-5,0
Hackfrüchte	85.363	67.992	67.007	69.609	71.215	+2,3
Frühe und mittelfrühe Speiseerdäpfel	11.864	13.210	12.421	13.235	12.017	-9,2
Späterdäpfel	19.896	10.527	9.552	9.616	9.765	+1,5
Zuckerrüben (ohne Saatgut) (6)	49.758	43.219	44.841	46.580	49.263	+5,8
Futterrüben und sonstige Futterhackfrüchte	3.845	1.036	193	179	170	-4,7
Ölfrüchte (2)	80.322	108.531	146.087	148.410	143.201	-3,5
Winterraps zur Ölgewinnung	40.844	51.334	53.667	53.392	55.651	+4,2
Sommerraps und Rübsen		428	137	244	170	-30,1
Sonnenblumen	23.336	22.336	25.411	26.049	23.362	-10,3
Sojabohnen (4)	9.271	15.537	34.378	38.123	37.126	-2,6
Öllein			669	669	691	+3,2
Ölkürbis		10.376	26.464	26.119	22.741	-12,9
Mohn		654	2.536	1.740	1.548	-11,0

Sonstige Ölfrüchte (Saflor, Senf, Leindotter, Öldistel, Sesam etc.)	6.871	7.866	2.826	2.073	1.912	-7,7
Feldfutterbau (Grünfutterpflanzen) (2007 gemäß (2))	204.242	205.020	246.488	244.778	243.977	-0,3
Silomais und Grünmais	107.134	73.960	81.239	81.444	82.375	+1,1
Rotklee und sonstige Kleearten	18.858	7.574	11.516	10.971	10.047	-8,4
Luzerne	7.539	6.770	15.045	14.693	13.644	-7,1
Kleegras	27.828	55.835	62.994	61.975	63.071	+1,8
Sonstiger Feldfutterbau (Mischling u.ä.)	3.650	4.087	16.525	17.162	18.046	+5,1
Ackerwiese, Ackerweiden (Wechselgrünland, Egart)	39.233	56.794	59.169	58.534	56.794	-3,0
Sonstige Ackerfrüchte	12.648	14.972	26.254	26.060	23.906	-8,3
Handelsgewächse (Faserlein, Hanf, Tabak, Hopfen etc.)	1.371	1.123	2.470	2.314	2.222	-4,0
davon Energiegräser (Miscanthus, Sudangras)			1.322	1.214	1.137	-6,3
Heil-, Duft- und Gewürzpflanzen		1.744	4.014	4.232	3.655	-13,6
Gemüse im Freiland (7)						
Feldanbau	9.763	8.636	11.986	12.300	12.003	-2,4
Gartenbau		428	383	268	266	-0,7
Gemüse unter Glas bzw. Folie		298	527	402	416	+3,4
Blumen und Zierpflanzen (7)		535	419	399	413	+3,5
Erdbeeren	891	1.458	1.223	1.235	1.183	-4,2
Sämereien und Pflanzgut (8)	623	750	209	268	299	+11,6
Sonstige Kulturen auf dem Ackerland (9)			5.023	4.642	3.449	-25,7
Brachflächen	20.541	110.806	41.765	40.836	39.212	-4,0
		1.381,9	1.363,7	1.359,6	1.355,1	
Ackerland	1.406.394	96	89	85	15	-0,3

Quelle: Statistik Austria. Auswertung der Mehrfachanträge-Flächen der Agrarmarkt Austria, LFRZ-Auswertung LO 10 - Stand vom 1.9.2012.

Vollständige Tabelle unter: www.gruenerbericht.at oder www.awi.bmlfuw.gv.at/gb zu finden.

Aus der Tabelle 5 ist gut ersichtlich, wie sich die Anbauflächen in Österreich seit dem Jahr 1990 verändert haben. Das gesamte Ackerland ist um 51.279 ha gesunken. Die fortschreitende Abnahme der heimischen Ackerfläche bzw. der Landwirtschaftsfläche insgesamt ist, neben dem Trend zur Nutzungsaufgabe, insbesondere auf die steigende Nachfrage nach Flächen für Siedlungs-, Verkehrs- und Wirtschaftszwecke zurückzuführen. Während die Getreidefläche seit 1990 um 138.019 ha abgenommen hat, sind die Ölfrüchte um 63.879 ha gestiegen und auch der Feldfutterbau um 39.735 ha. Das sonstige Ackerland ist um 11.258 ha gesunken, ebenso wie die Hackfrüchte um 14.148 ha und die Eiweißpflanzen um 31.654 ha.

BODENBEARBEITUNG

Die Bearbeitung des Bodens hat direkten Einfluss auf verschiedenste Bodeneigenschaften. Die potentiellen Wechselwirkungen zwischen dem durch landwirtschaftliches Management verursachten Auf- bzw. Abbau der organischen Substanz und den verschiedensten Bodeneigenschaften sind in Abbildung 8 dargestellt.

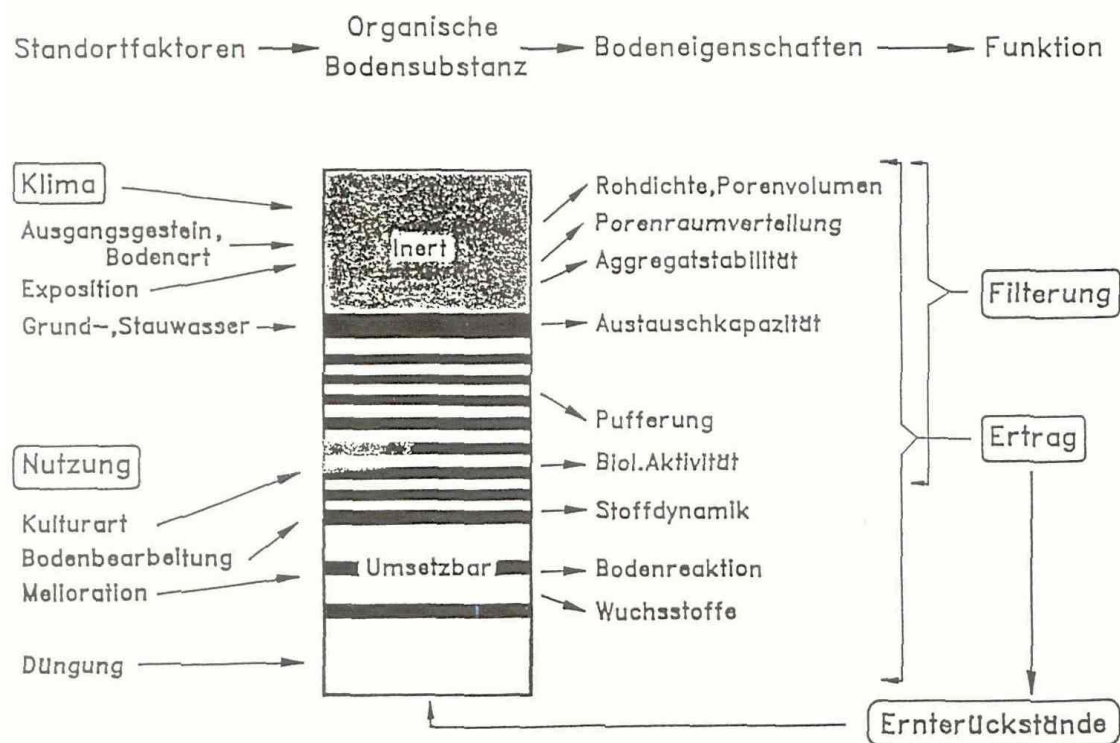


Abbildung 8: Die organische Substanz im Spannungsfeld von Standortfaktoren, Bodeneigenschaften und Bodenfunktionen (nach Blume erg. Peter Strauss)

Wie Abbildung 8 zeigt, kann die Zufuhr von Kohlenstoff zu einer Reihe von positiven Effekten im Bereich bodenphysikalischer Eigenschaften führen. Belegt sind ein direkter Zusammenhang zwischen Kohlenstoffgehalt und Rohdichte (RUEHLMANN & KÖRSCHENS, 2009), aber auch höhere Bodenwassergehalte, Wasserleitfähigkeiten, Aggregatstabilitäten und Wasserspeichervermögen (D'HAENE et al., 2008; BLANCO-CANQUI et al., 2004; BLANCO-CANQUI et al., 2006).

Wesentlich ist die Intensität des Eingriffs in den Boden. So wurde in einem langjährigen Bodenbearbeitungsversuch der AGES die Wirkung unterschiedlicher Bearbeitungsvarianten auf den Humusgehalt des Bodens überprüft (SPIEGEL et al., 2007, UMWELTBUNDESAMT, 2010). Dabei zeigte sich, dass es sowohl bei konventioneller (Stoppelbearbeitung mit dem Grubber, Grundbodenbearbeitung mit Pflug, Saatbettbereitung mit Saatbettkombination, Bearbeitungstiefe: 25–30 cm) als auch „reduzierter“ Bodenbearbeitung (Stoppelbearbeitung und Grundbodenbearbeitung mit dem Grubber, Saatbettbereitung mit Saatbettkombination, Bearbeitungstiefe: ca. 15 cm) nach 20 Jahren in 0–30 cm Bodentiefe zu Abnahmen der C_{org} -Gehalte um durchschnittlich 8 % kommt. Mit Minimalbodenbearbeitung (Frässaat Bearbeitungstiefe: 5–8 cm) blieben die C_{org} -Gehalte in etwa konstant. Viele dieser Untersuchungen laufen unter dem Begriff eines Vergleichs zwischen sogenannten NoTill-Varianten bzw. konservierender Bodenbearbeitung, also Bearbeitungsmaßnahmen, die nur gering oder gar nicht in den Bodenaufbau eingreifen, und konventionellen Varianten (Pflug). Dabei zeigte sich auch, dass sich teilweise trotz geringer Eingriffsintensität die Gesamtmenge an organischer Substanz im Boden nicht erhöhte (ANGERS et al., 1997; CHATTERJEE & LAL, 2009; BLANCO-CANQUI & LAL, 2008). Im Gegensatz dazu fanden METAY et al. (2009) eine jährliche Zunahme der Menge an organischem Kohlenstoff um 100 kg/ha/28 Jahre für Flächen mit

Minimalbodenbearbeitung. Das entspricht ungefähr den von FREIBAUER et al. (2004) angegebenen Größenordnungen bei konservierenden Bodenbearbeitungsverfahren in gemäßigten Klimabereichen. FREIBAUER et al. (2004) führen in ihrer Arbeit auch die am effektivsten wirksamen Methoden für eine Speicherung von Kohlenstoff in Böden aus. Dazu gehören die Ausbringung von organischen Düngern auf Acker anstatt auf Grünland, Umwandlung von ackerbaulichen Stilllegungsflächen/Grenzertragsflächen in Grünland bzw. Wald, der Umstieg auf Biolandbau, die Erhöhung des Grundwasserspiegels auf bewirtschafteten Moorflächen und – mit gewisser Vorsicht – der Umstieg auf konservierende Bodenbearbeitung (FREIBAUER et al., 2004).

Vorsicht im Sinne einer klimaeffizienten Maßnahme ist in diesem Fall deshalb angebracht, weil aufgrund der höheren Bodenwassergehalte bei konservierenden Bodenbearbeitungsverfahren höhere gasförmige Stickstoffverluste möglich sind (FREIBAUER et al., 2004). Die Lachgasemissionen eines Standortes resultieren im Wesentlichen aus Nitrifikations- und Denitrifikationsprozessen. Diese wiederum werden von Bodeneigenschaften wie Textur, Wassergehalt und Temperatur gesteuert. Die Lachgasemissionen sind dabei unter warmen, feuchten und sauerstoffarmen Bedingungen am höchsten. Weiters wird die Höhe der Emissionen von der Art und Höhe der Düngung bestimmt (ABBASI & ADAMS, 2000). Dies wird auch durch IPCC (2006) berücksichtigt, das einen Emissionsfaktor von 1 % der Stickstoffzugabe durch Düngung annimmt (der Wert wurde von 1,25% in IPCC 1996 nunmehr auf 1% herabgesetzt). Allerdings besteht hier erheblicher Forschungsbedarf zur Ermittlung nationaler Richtwerte. Da die Verfügbarkeit von Pflanzenrückständen als N- und C-Quelle durch Mulchsaat- und Direktsaatvarianten stark erhöht wird, erhöht dies auch Emissionen von Lachgas (N₂O). Auch hier wirken eine Vielzahl von Einflussfaktoren (zusammengefasst in ALLESCH, 2011) auf die emittierten N₂O- Mengen.

Bilanzierend gesehen kommt es also im Vergleich von konventioneller Bodenbearbeitung und konservierender Bodenbearbeitung zu einer Wechselwirkung zwischen erhöhter Speicherung von CO₂-Äquivalenten durch Anreicherung von organischem Kohlenstoff und Verlust von CO₂-Äquivalenten durch gasförmige N₂O Emissionen sowie ebenfalls zu einer Verlagerung des Kohlenstoffs im Boden. SIX et al. (2004) verglichen publizierte Daten zur Bilanzierung der treibhausrelevanten Gase CO₂, N₂O und CH₄ in Gegenüberstellung von wendenden Bodenbearbeitungsvarianten (Pflug) zu Varianten unter Minimalbodenbearbeitung. Dabei zeigte sich, dass im Überblick aller verfügbaren Daten zwar für CO₂ ein positiver Effekt (= Nettospeicherung) bei der Minimalbodenbearbeitung erzielt werden konnte; dieser Effekt wurde jedoch durch erhöhte N₂O Emissionen in den ersten 10 Jahren nach Umstellung auf Minimalbodenbearbeitung konterkariert. Die CH₄ Emissionen wurden durch eine Umstellung auf Minimalbodenbearbeitung auch kurzfristig nicht beeinflusst. Erst für den Fall einer langjährigen Umstellung zeigte sich schließlich insgesamt ein positiver Effekt, allerdings nur für den humiden Klimaraum. Für den 20-jährigen Berechnungszeitraum ermittelten SIX et al. (2004) eine jährliche Nettoanreicherung (CO₂, CH₄, N₂O) von 690 kg CO₂-Äquivalenten pro ha.

Bodenschonende Bewirtschaftung durch Reduzierung der Bodenbearbeitungshäufigkeit und -tiefe kann demnach zur langfristigen Erhaltung der organischen Substanz im Boden beitragen (SPIEGEL et al., 2007 und 2010b).

HUMUSBILANZIERUNG

Ziel eines im Rahmen der Arbeitsgruppe veranstalteten Workshops am 04.10.2012 war es – neben der Vorstellung der einzelnen Methoden - festzustellen, inwieweit die Ergebnisse unter Berücksichtigung konkreter nachfolgend angeführter Parameter übereinstimmen bzw. divergieren. Im Folgenden werden die Ergebnisse des Workshops „Humusbilanzierung“ zusammengefasst:

VORGESTELLT WURDEN FOLGENDE METHODEN:

VDLUFA METHODE:

In die VDLUFA-Methode (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) sind die gängigsten deutschen Modelle eingeflossen. Die VDLUFA-Methode (KÖRSCHENS et al., 2004) wird derzeit in Deutschland, in einzelnen Bundesländern teilweise mit Abänderungen, angewendet. Der VDLUFA-Standpunkt (2004) zur Humusbilanzierung liefert die Basis für diese verpflichtende Maßnahme im Rahmen der Cross Compliance (UMWELTBUNDESAMT, 2010).

Da der Humusumsatz im Boden von den Standortbedingungen und der Nutzungsweise (Hauptkulturen, Ernterückstände, Zwischenfrüchte und organische Düngung) beeinflusst wird, werden für die einzelnen Kulturen Bereiche angegeben (untere und obere Richtwerte). Die unteren Richtwerte sind vorzugsweise bei Böden in gutem Kulturzustand mit optimaler mineralischer N-Düngung, die oberen Richtwerte für bereits längere Zeit mit Humus unterversorgten Böden anzuwenden.

Nicht bewertet wird die Bodenbearbeitung, auch bedarf diese Bilanzierungsmethode einer weiteren Absicherung für unterschiedliche Standortbedingungen, Klimaräume und Böden (KÖRSCHENS et al., 2004).

HE-METHODEN:

Die Humuseinheiten-(HE)-Methoden, statisch (LEITHOLD et al., 1997) und dynamisch (HÜLSBERGEN, 2003), basieren im Wesentlichen auf den Grundlagen des Stickstoffhaushaltes um einen Ertragsbezug herstellen zu können (BROCK & LEITHOLD, 2006). Die HE-Methoden unterscheiden zwischen konventionellem und biologischem Anbau, wobei für letzteren ein höheres Humusreproduktionsniveau als Ziel definiert wird (LEITHOLD & HÜLSBERGEN, 1998). Die Koeffizienten zur Bilanzierung sind die Ergebnisse langjähriger Dauerfeldversuche und Forschungsarbeit. Teilweise wurde auch auf Koeffizienten früherer Bilanzmethoden zurückgegriffen (LEITHOLD & HÜLSBERGEN, 1998). In der HE-Methode lassen sich die einzelnen Kulturen und Dünger verschiedenen Gruppen mit entsprechenden Koeffizienten zuordnen (1. Humuszehrende Fruchtarten, 2. Humusmehrende Fruchtarten, 3. Zwischenfrüchte, 4. Brachesysteme, 5. Organische Dünger).

STAT. HE METHODE:

Die statische HE-Methode (Leithold et al., 1997) beinhaltet feste Koeffizienten. Der Humusbedarf errechnet sich in Abhängigkeit von Fruchtart und Bewirtschaftung. 1 HE = 1 t Humus mit 580 kg C und 55 kg N.

Dyn. HE Methode:

Die dynamische HE-Methode (Hülsbergen, 2003) ist eine computergestützte Weiterentwicklung der statischen HE-Methode und beinhaltet dynamische Koeffizienten. Im Gegensatz zur statischen Methode werden hier auch die Standortbedingungen, die Höhe der N-Düngung und der Ertrag als Einflussfaktoren berücksichtigt (Hülsbergen, 2003). Der Humusbedarf errechnet sich in Abhängigkeit von Fruchtart, Bewirtschaftung, Ackerzahl, Ertrag, mineralischer Düngung und Niederschlag. 1 HE = 1 t Humus mit 580 kg C und 55 kg N.

KOLBE-METHODE:

Die standortangepasste Humusbilanzierungsmethode (STAND) nach Kolbe wurde 2007 auf der Basis von 39 konventionellen und biologischen Dauerfeldversuchen entwickelt. Sie differenziert zwischen 6 verschiedenen, über Bodentyp, Bodenart und Klima definierte Standortgruppen. Die

Humusbedarfskoeffizienten der verschiedenen Fruchtarten variieren je nach Standortgruppe, d.h. der Humusreproduktionsbedarf einer Feldfrucht ist je nach Standortgruppe unterschiedlich hoch.

Die Humusreproduktionskoeffizienten organischer Materialien sind nach der Zufuhrmenge abgestuft, d.h. bei höherer Zufuhrmenge ist die Humusreproduktionsleistung pro Tonne Material geringer.

Die Kolbe-Methode differenziert zwischen konventioneller und biologischer Bewirtschaftung insofern, als im Bewertungsschema für den Humusbilanz-Saldo für den biologischen Landbau ein vergleichsweise deutlich höherer Humusoptimalbereich vorgesehen ist (KOLBE, 2007).

Die standortangepasste Methode nach der Kolbe-Methode wurde hinsichtlich ihrer Humusgehaltsergebnisse in Deutschland anhand von Versuchsergebnissen validiert (KOLBE & PRUTZER, 2004).

PLANETEGES METHODE:

Die PlaneteGES Methode zur Berechnung von Energie- und THG-Bilanzen von landwirtschaftlichen Betrieben wird seit 2004 von SOLAGRO/Frankreich entwickelt und seit 2010 von der Abteilung Landentwicklung für die Anwendung in Niederösterreich (NÖ) mit Hilfe von 226 bäuerlichen Betrieben adaptiert.

Die Methode ermöglicht die Erstellung einer umfassenden Jahresbilanz von THG-Emissionen und Kohlenstoffspeicherungen von Betrieben, wobei die Humusbilanzierung nur ein Baustein der Gesamtbilanz ist.

Folgende Parameter wurden im Hinblick auf die Humusreproduktionsleistung in kg (Humus-)C/ha berechnet:

- 1 ha Silomais, Körnermais, Zuckerrüben, Feldfutter, Luzerne, Winterweizen, Wintergerste, Raps, Soja, Körnererbse, Ackerbohne
- 1 t Kompost, Rinder/Schweinegülle, Rindermist, Mineraldünger (Harnstoff)
- 1 ha Zwischenfrucht: Senf, Phacelia, Ölrettich, Wicke, Grünschnittroggen, Platterbse
- Einarbeitung von 1 t Ernterückständen
- Berechnung jeweils für verschiedene Saatvarianten (Direktsaat, Mulchsaat, Pflug)

Bei der Betrachtung der Ergebnisse muss berücksichtigt werden, dass diese Methoden äußerst unterschiedliche Schwerpunkte haben wie z. B. Unterscheidung von biologisch und konventionell, Einbeziehung des Bodentyps u.s.w.. Ein absoluter Vergleich der Zahlen ist daher weder möglich noch sinnvoll, gewisse übereinstimmende Trends konnten jedoch festgestellt werden. Darüber hinausgehend wurden keine Fruchtfolgen berechnet, sondern lediglich einzelne Kulturen bzw. Maßnahmen.

Mit Ausnahme der Kolbe-Methode, die für Standortgruppen in Deutschland hinsichtlich Humusgehaltsänderungen validiert wurde, erlauben die Methoden keine verlässlichen Aussagen über quantitative Änderungen von Humusgehalten in der Praxis, aufgrund der Ergebnisse der Humusbilanzen. Hingegen sind die Humusbilanzen ein wertvolles Tool um die Versorgung der Böden mit organischer Substanz sicherzustellen (BROCK & LEITHOLD, 2006, BROCK et al., 2013).

Die Ergebnisse des Vergleichs der Humusbilanzierungsmethoden VDLUFA, HE Methode (statisch und dynamisch), Kolbe-Methode und PlaneteGES Methode anhand von konkreten Vorgaben werden wie folgt zusammengefasst:

Grundsätzlich führt der Anbau der Kulturen Silomais, Körnermais mit Strohabfuhr, Zuckerrübe, Weizen und Gerste mit Strohabfuhr bei allen hier angewandten Methoden zu einer Abnahme von Kohlenstoff im Boden. Während die Rückführung der Erntereste in allen Methoden zwar zu einer Anreicherung von C im Boden führt, kann jedoch das Minus durch die Abfuhr der Ernte mit Ausnahme bei Berechnung mit der VDLUFA Methode nicht gänzlich ausgeglichen werden. Bei der VDLUFA-Methode führt – ausgenommen bei Zuckerrübe (zu geringe C-Rückführung über das Rübenblatt) und bei Silomais (keine Rückführung über Erntereste) - das Belassen der Ernterückstände, in Abhängigkeit der Ertragslage und des jeweiligen Korn-Stroh-Verhältnisses, zu unterschiedlich hohen positiven Ergebnissen.

Der Anbau von Feldfutter wie Ackergras, Klee gras und Luzerne führt in allen Berechnungen zu einer Kohlenstoffspeicherung im Boden. Bei Ackergras liegt das Plus zwischen 354 und 700 kg C/ha, bei Klee gras zwischen 600 und 1218 kg C/ha und bei Luzerne zwischen 700 und 1044 kg C/ha. Der Anbau von Zwischenfrüchten wirkt sich im Allgemeinen in allen Methoden positiv auf den Bodenkohlenstoff aus.

Die gedüngte Stickstoffmenge bei Nichtleguminosen und ihre Stickstoffaufnahme werden in der dyn. HE-Methode berücksichtigt. Gedüngter Stickstoff bzw. geringere Erträge verringern die Aufnahme von humusbürtigem N und verringern damit den Humusbedarf der Nichtleguminosen. In der VDLUFA Methode kommt mineralische Düngung wie folgt vor: „Die unteren Richtwerte sind vorzugsweise bei Böden in gutem

Kulturzustand mit optimaler mineralischer N-Düngung, die oberen Richtwerte für bereits längere Zeit mit Humus unterversorgte Böden anzuwenden.“ Die OÖ Bodenschutzberatung hat nun versucht, für die Seehöhe, die Niederschläge, die Bodenschwere, die Bodenbearbeitung und den Mineraldüngereinsatz möglichst einfach angelegte Korrekturfaktoren als Diskussionsgrundlage für die Adaptierung bzw. Verfeinerung der VDLUFA-Methode, angepasst an die österreichischen Verhältnisse, zu formulieren.

FAZIT:

Es hat zwischen allen Beteiligten Einigkeit darüber geherrscht, dass die tatsächliche C-Dynamik in Böden durch Bilanzierungsmodelle nur sehr schwer darstellbar ist. Die gängigen Humusbilanzierungsmaßnahmen ermöglichen keine verlässlichen quantitativen, sondern nur qualitative Aussagen über Humusgehaltsänderungen. Positive bzw. negative Bilanzsalden über viele Jahre führen nicht immer zu signifikant nachweisbaren Veränderungen des Boden-C-(Humus-)Gehaltes. Aus diesem Grund hat man sich einhellig dafür ausgesprochen, dass es bei allfälligen Humusbilanzierungsmodellen beispielsweise in Umweltprogrammen nicht zielführend ist, einen Saldo in kg Humus-C pro ha darzustellen, sondern dass andere Ergebnisdarstellungen wie Punktesysteme oder Ähnliches zu entwickeln wären. Nichtsdestotrotz könnte es durchaus von Vorteil sein, eine den österreichischen Verhältnissen angepasste Humusbilanzierungsmethode in der Beratung bzw. Evaluierung von Maßnahmen unterstützend einzusetzen. Im Forschungsprojekt „Austrian Carbon Calculator“ wurde ein Tool für die Beratung und die Praxis für die Gebiete Mühlviertel und Marchfeld entwickelt und getestet. Nähere Details und Ergebnisse können unter: <http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/landwirtschaft/acc/> gefunden werden.

5.2 OBST- UND WEINBAU

HUMUS IM OBST- UND WEINBAU – ENTSTEHUNG UND EIGENSCHAFTEN

Wein- und Obstanlagen befinden sich häufig in Hanglagen, weshalb der Anlage von Begrünungen als Erosionsschutz eine besondere Bedeutung zukommt (RUIZ-COLMENERO et al., 2013). Die Erreichung einer dichten Narbe ist das Kennzeichen einer stabilen Dauerbegrünung, welche die Abschwemmung von Oberboden reduziert, der Bildung von Fahrspuren entgegen steht, den Humusgehalt des Boden stabilisiert und gutes Wasserspeichungsvermögen aufweist (BAUER, 2008). Als Ziel wird die rasche Bildung von hoher Wurzelmasse bei gleichzeitig möglichst geringer oberirdischer Biomasse angestrebt, da es insbesondere in trockenen Anbaugebieten zu Wasserkonkurrenzen kommen kann. Das Einsäen von Dauerbegrünungen erfüllt diese Ansprüche aber nur langsam und erfordert daher auch den Anbau einer schnell auflaufenden Deckfrucht, welche zeitgerecht gemulcht werden muss. Die Komponenten von Begrünungsmischungen bedienen unterschiedliche Anforderungen: Leguminosen binden Luftstickstoff, Kreuzblütler wirken als Tiefwurzler, Kräuter unterstützen die Biodiversität, Gräser sind insbesondere für die Befahrbarkeit in steilen Lagen wichtig und Getreide dient als Deck- und Stützfrucht für Leguminosen (TRIEBAUMER, 2008). Bei den Mischungen ist es wichtig, Zikaden-Wirtspflanzen wegen der Phytoplasmen-Übertragungsgefahr (Stolbur) zu meiden (Brennnessel, Ackerwinde, Schwarzer Nachtschatten). Die Humusleistung von natürlichen Begrünungen kann 2-5 t/ha betragen, während Grasmischungs-Einsaaten für Dauerbegrünungen 4-10 t/ha aufbauen können (ZIEGLER, 2010c). Die Wahl des Begrünungssystems hängt auch von Bodenart und verfügbaren Niederschlägen ab: bei schweren, tiefgründigen Böden und humidem Klima empfiehlt sich eine ganzflächige Dauerbegrünung. Eine häufig verwendete Artenmischung für eine vielseitige, mehrjährige Begrünung ist die Wolff-Mischung, welche insbesondere im Bio-Weinbau Anwendung findet (TRIEBAUMER, 2008). Artenmischungen können aber auch individuell mit besonderer Berücksichtigung der lokalen Standort- und Klimaverhältnisse zusammengestellt werden. Bei mittelschweren Böden und geringeren Niederschlägen (500-600 mm) können sich Dauer- und Winterteilzeitbegrünung in jeder 2. Reihe abwechseln; bei leichten, flachgründigen Böden und trockener Witterung kann die Winterteilzeitbegrünung mit ganzflächiger Bodenbearbeitung im Sommer in allen Gassen gewählt werden (BAUER, 2008). Andere Autoren empfehlen jedoch auch in sommertrockenen Weinbaugebieten eine durchgängige Bodenbegrünung, da dadurch die Infiltrierbarkeit des Bodens bei Niederschlägen deutlich ansteigt (RUIZ-COLMENERO et al., 2013). Dauerbegrünungen verbrauchen während der Vegetationszeit 100-150 l Wasser pro m²; rechtzeitiges Einkürzen, Walzen bzw. Mulchen in

Trockenperioden kann den Wasserverbrauch deutlich reduzieren, sodass nicht die Wasser Konkurrenz zu den Nutzpflanzen, sondern die Erhöhung der Wasserspeicherfähigkeit des Bodens im Vordergrund steht. Der Wasserverbrauch überhoher Begrünungsbestände kann 150-250 l/m² betragen und erfordert dringend Pflegemaßnahmen zur Verminderung der Wasser Konkurrenz.

Zum Humusgehalt des Bodens trägt aber nicht nur die Begrünung, sondern auch die Zufuhr organischer Substanz der Rebpflanzen selbst bei. Je nach Aktivität baut das Bodenleben jährlich 4 bis 10 t organische Substanz pro Hektar ab. Hiervon kann der Rebbestand 1,5 bis 4 t/ha durch Schnittholz und Laub ersetzen. Um die Bodenqualität zu erhalten, muss der Winzer durch Begrünungen oder aktive Zufuhr von Humusdüngern den Rest ausgleichen. Aber auch die Rückführung organischer Substanz über die Trester kann zur Schließung von Kreisläufen von Nährstoffen und organischem Kohlenstoff beitragen. Trester enthält etwa $\frac{3}{4}$ all der Nährstoffe, die dem Weinberg mit den Trauben entzogen wurden und ist ein schadstoffarmer Nährhumuslieferant (ZIEGLER, 2010b).

HUMUSGEHALT UND BODENKOHLENSTOFFVORRAT

Böden in begrünten Wein- und Obstbuanlagen können einen größeren Kohlenstoffspeicher darstellen, da sie im Durchschnitt mit 57-110 t C_{org}·ha⁻¹ (0-50 cm) bzw. 84-170 t C_{org}·ha⁻¹ (0-100 cm) mehr als das Doppelte von Ackerböden beinhalten können. Während die unteren Bereiche eher von nicht begrünten Weingärten stammen und ähnlich Ackerböden sind (GERZABEK et al., 2005; WILLIAMS et al., 2011), entsprechen die höheren Werte dauerhaft begrünten Anlagen. In Obstanlagen sind durch die standardmäßigen Dauerbegrünungen im Schnitt höhere Kohlenstoffgehalte als in Weingärten zu finden. Allerdings kann es vorkommen, dass in neu angelegten oder humusverarmten Anlagen die Kohlenstoffpools noch geringer sind als die angeführten durchschnittlichen Schwankungsbereiche – nach BAUMGARTEN et al. (2011) ist bei einem Drittel der österreichischen Weingärten mit C_{org}-Pools von <51 t·ha⁻¹ zu rechnen. In solch humusbedürftigen Weingärten bzw. Obstanlagen können sich auch die Gründüngungsansaat nur unbefriedigend entwickeln. Die Humusgehalte sollten daher, wie zuvor erwähnt, außer durch geeignete Begrünungsmaßnahmen auch durch organische Düngung (Komposte, Baumrinde, Trester, Stroh, Mist), unterstützt durch minimierte bzw. schonende Bodenbearbeitungsmaßnahmen, erhöht werden. Dies wird insbesondere dann empfohlen, wenn im Oberboden (0-30 cm) bei Sandböden der C_{org}-Gehalt 0.85, 1.15 bzw. 1.7 % unterschreitet (bei geringem, 25 % bzw. 50 % Grobskelett-Anteil). Bei Lehm- und Schluffböden werden diese Untergrenzen bei 1.1, 1.5 bzw. 2.2 % C_{org} gesehen sowie bei Ton- und Mergelböden bei 1.4, 1.85 bzw. 2.8 % C_{org} (ZIEGLER, 2010a). Da die Beerenhäute von Trauben bzw. Obstfruchtschalen Fremdgerüche absorbieren können, ist von einer Ausbringung organischer Dünger ab Juli im Weinbau bzw. ab Mai im Obstbau bis zur Ernte abzusehen (ZIEGLER, 2010a). Durch die Beachtung humusschonender bzw. humusaufbauender Kulturmaßnahmen kann dem zu erwartenden Trend abnehmender Boden-Kohlenstoffpools in südlichen und östlichen Teilen Mitteleuropas (LUGATO et al., 2014) auch im Obst- und Weinbausektor entgegengewirkt werden (MONTANARO et al., 2010; SOJA et al., 2010).

5.3 GRÜNLANDBÖDEN

Humus in Grünlandböden – Entstehung und Eigenschaften

Aufgliederung des Dauergrünlandes 2010 (in ha) (Grüner Bericht BMLFUW 2014, Tabelle 3.1.5):

Intensives Grünland: 569.902 ha, davon Mähweide/-wiesen mit drei und mehr Nutzungen 499.360 ha und Kulturweiden 70.542 ha.

Extensives Grünland: 870.680 ha, davon Almen und Bergmähder 468.051 ha, Hutweiden 72.220 ha, einmähdige Wiesen 35.919 ha, Mähweide/-wiesen mit zwei Nutzungen 281.509 ha, Streuwiesen 9.483 ha und GLÖZ G-Flächen 3.497 ha.

Dauergrünland: insgesamt 1.440.582 ha

In Österreich stellt Grünland die dominierende Kulturart der Hauptproduktionsgebiete Hochalpen, Voralpen und Alpenvorland dar und erstreckt sich dabei über einen weiten Höhenstufen- und Hangneigungsgradienten. Das Grünland ist somit in seinen vielfältigen Bewirtschaftungsformen und Nutzungsintensitäten ein

wesentlicher Bestandteil der heimischen Kulturlandschaft. Grünlandböden dominieren in jenen Gebieten, wo der Jahresniederschlag im langjährigen Durchschnitt 900 mm oder mehr beträgt und/oder die Jahresmitteltemperaturen unter 7 bis 8 °C liegen. Die Grünlandböden werden in Österreich meist mit Wirtschaftsdünger gedüngt, die Ausbringung von Mineraldünger spielt eine eher untergeordnete Rolle.

Organischer Kohlenstoff ist im bodenbildenden Gestein und Lockersediment nicht oder nur geringfügig enthalten und wird daher durch Verwitterung im Grünlandboden kaum angereichert. Auch der Eintrag mit dem Niederschlag ist relativ gering. An der HBLFA Raumberg-Gumpenstein beträgt die Kohlenstoffzufuhr an gesamten gelösten Kohlenstoff mit dem Niederschlag jährlich etwa 13 bis 92 kg pro Hektar. Eine Kohlenstoffanreicherung erfolgt im Grünlandboden vor allem durch Zersetzung von abgestorbenen Wurzeln und Wurzelteilen. Auch Wurzelausscheidungen, oberirdische Pflanzenreste (Streu) und Bröckelverluste bei der Heuernte, abgestorbene Bodenorganismen, Ausscheidungs- und Stoffwechselprodukte von Bodenorganismen sowie Wirtschaftsdünger zählen zur organischen Primärschicht (Nährhumus) und tragen zur Humusanreicherung bei (ASMUS, 1992; GUCKERT, 1992). Die Pflanzenarten unterscheiden sich sowohl in der Wurzelmasse als auch im Wurzeltiefgang (KLAPP, 1943). Gräser haben im Allgemeinen eine größere Wurzelmasse als Leguminosen und die Mehrzahl der Kräuter; sie durchwurzeln daher den Boden intensiver (KMOCH, 1952; Kullmann, 1957). Die Wurzelmasse und der Wurzeltiefgang sind bei Untergräsern in der Regel geringer als bei Obergräsern (KMOCH, 1952; KLAPP, 1971). Dieser artspezifische Unterschied wirkt sich vermutlich auch auf die Humusbildung und räumliche Humusverteilung im Grünlandboden aus. Das Wurzelsystem der Pflanzenarten ist in erster Linie erblich bedingt. Allerdings werden die Wurzelmasse, die räumliche Wurzelverteilung im Boden und der Wurzeltiefgang auch sehr wesentlich vom Klima und von den Bodeneigenschaften am Wuchsort beeinflusst (LICHTENEGGER, 1997). In kühleren Gebieten ist das Tiefenstreben der Wurzeln geringer, dafür ist die Seitenausdehnung häufig größer als in wärmeren Gebieten. Hier erreichen die Wurzeln der Gräser auf frischen Standorten Tiefen bis über 1 m, einige Kräuter sogar bis über 2 m. In kühleren Gebieten hingegen dringen die Graswurzeln kaum noch tiefer als 50 cm in den Boden ein und die Kräuter erreichen selten eine Wurzeltiefe von über 1 m (LICHTENEGGER, 1997). Pflanzenwurzeln können somit den Grünlandboden je nach Naturraum bis zu einer Tiefe von 50 cm oder über 100 cm entscheidend mit Kohlenstoff anreichern.

Humus beeinflusst nahezu alle wichtigen physikalischen, chemischen und biologischen Bodeneigenschaften und Bodenfunktionen (GISI, 1990; HANCE & FÜHR, 1992; SAUERBECK, 1992; SCHNITZER, 1992; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002). Er ist daher sowohl für Ertragshöhe, Ertragssicherheit und Futterqualität als auch für die Umwelt von entscheidender Bedeutung. Im Humus sind große Nährstoffmengen (insbesondere Stickstoff, Schwefel und Phosphor) gespeichert. Humus ist daher eine wichtige Nährstoffquelle sowohl für Grünlandpflanzen als auch für Bodenorganismen. Der Stickstoffgehalt der bodenbildenden Gesteine und Lockersedimente ist im Allgemeinen sehr gering. Durch Verwitterung wird deshalb kaum Stickstoff nachgeliefert. Der Humus ist daher die wichtigste natürliche Stickstoff-Quelle für Pflanzenwurzeln und Bodenorganismen. In den obersten 10 cm von Böden des Dauergrünlandes sind 98-99 % des gesamten Stickstoffs im Humus gespeichert. Der Stickstoffvorrat in Grünlandböden hängt daher vom Humusgehalt und dessen C:N - Verhältnis ab; er steigt mit zunehmendem Humusgehalt und enger werdendem C:N-Verhältnis an. Je mehr Humus ein Grünlandboden enthält, desto höher ist im Allgemeinen auch sein Gesamtgehalt an Schwefel. In den obersten 10 cm von Böden des Dauergrünlandes liegt Phosphor meist zu 70-75 % organisch gebunden vor. Der Humus ist somit auch ein bedeutender Phosphor-Speicher. Humus kann auf Grund seiner großen spezifischen Oberfläche nicht nur enorme Mengen an Nähr- und Schadstoffen binden, sondern gleichzeitig auch viel Wasser speichern. Davon profitieren Grünlandpflanzen und Bodenorganismen vor allem auf seichtgründigen, skelett- und sandreichen Böden. Allerdings ist die Speicherkapazität für kationische Nähr- und Schadstoffe sehr vom pH-Wert des Grünlandbodens abhängig. Mit zunehmender Bodenversauerung vermindert sich daher dieses Speichervermögen; dies führt zu einer erhöhten Gefahr der Verlagerung von Nähr- und Schadstoffen in tiefere Bodenschichten und Auswaschung ins Grundwasser. Humus erhöht das Porenvolumen und führt so zu einer Auflockerung vor allem der tonreichen, skelettarmen Grünlandböden. Dadurch wird der Gasaustausch (Bodenatmung) verbessert und die Infiltration von Regen- und Schneeschmelzwasser erhöht. Für die Bildung und Erhaltung einer stabilen Krümelstruktur ist ausreichend Humussubstanz notwendig. Humusreiche Grünlandböden weisen eine hohe

Aggregatstabilität auf, sie sind druckverträglicher und daher weniger empfindlich für Bodenverdichtung als vergleichbare humusarme Böden. Humus ist eine wichtige Nahrungs- und Energiequelle für heterotrophe Bodenorganismen und erhöht somit die biologische Aktivität im Grünlandboden. Dadurch werden die Nährstoffkreisläufe im System Boden-Pflanze intensiviert. Humus hat im Grünlandboden eine wichtige Filter- und Pufferfunktion. Er kann Schadstoffe, wie beispielsweise Aluminium, Schwermetalle und toxische Substanzen binden, sodass ihre Verlagerung in tiefere Bodenschichten und Auswaschung ins Grundwasser hintangehalten wird. Humus ist eine effiziente Puffersubstanz und schützt somit die Pflanzenwurzeln und Bodenorganismen vor zu großen Schwankungen des Boden-pH-Wertes.

Die Humusform zeigt den biologischen Bodenzustand in einem Ökosystem an. Welche Humusform entsteht, hängt primär von der Qualität der Bestandesabfälle ab. Die Grünlandvegetation liefert in der Regel leicht abbaubare Bestandesabfälle. Durch die rasche Zersetzung der abgestorbenen Pflanzenteile und deren sofortige Einmischung in den Mineralboden durch Bodentiere, insbesondere Regenwürmer, kommt es auf regelmäßig bewirtschafteten Grünlandböden im Allgemeinen zu keiner bedeutenden Akkumulation von Auflagehumus. Lediglich eine wenige Millimeter mächtige Streuschicht, bestehend aus nicht oder nur schwach zersetzten Pflanzenteilen, kann die Bodenoberfläche bedecken. Für Grünlandböden sind daher – nach der Österreichischen Bodensystematik 2000 (NESTROY et al., 2011) – vor allem die Humusformen Mull, Feucht-Mull, Anmoor-Mull und Niedermoor-Torf charakteristisch. Mull weist eine besonders hohe biologische Aktivität und einen raschen Nährstoffumlauf auf.

HUMUSGEHALT UND BODENKOHLENSTOFFVORRAT

Humusgehalt und Humusmenge können in Böden des Dauergrünlandes durch unterschiedliche Bewirtschaftung und kulturtechnische Maßnahmen nur langfristig innerhalb verhältnismäßig enger Grenzen verändert werden. Der Humusgehalt ist das Ergebnis der Mineralisierungs- und Humifizierungsprozesse im Grünlandboden. Diese mikrobiologischen Vorgänge laufen ständig parallel ab. In langjährig gleich bewirtschafteten Böden des Dauergrünlandes stellt sich allmählich ein Gleichgewicht zwischen Mineralisierung (Humusabbau) und Humifizierung (Humusaufbau) ein. Dies führt zu einem standort- und nutzungsspezifischen Humusgehalt. Wird dieses Gleichgewicht durch Veränderung der Bewirtschaftung oder durch geänderte Standortverhältnisse (z.B. Klimaerwärmung, Entwässerung) nachhaltig gestört, dann stellt sich langfristig ein neues, niedrigeres oder höheres Humusniveau ein.

Der Humusgehalt und die Humusmenge sind in Grünlandböden von folgenden Faktoren abhängig:

- Seehöhe
- Relief
- Klima (Temperatur, Niederschlag)
- Bodenwasserhaushalt
- Bodenart, Bodentyp
- Vegetation (Art und Menge der ober- und unterirdischen Bestandesabfälle, räumliche Verteilung der Wurzelmasse im Boden)
- Art, Dauer und Intensität der historischen sowie gegenwärtigen Nutzung
- Düngung (Art, Menge).

Die organischen Kohlenstoffgehalte von Böden des Dauergrünlandes schwanken in den obersten 10 cm in Abhängigkeit von der Wasserhaushaltsstufe in einem weiten Bereich, der Median beträgt je nach Wasserhaushaltsstufe mehr als 6 % (siehe Tabelle 8). Generell weisen die Böden des Dauergrünlandes höhere Humusgehalte auf als Ackerböden (KLAPP, 1971).

TABELLE 6: ORGANISCHER KOHLENSTOFFGEHALT UND KOHLENSTOFFMENGE IN BÖDEN DES DAUERGRÜNLANDES (A-HORIZONT, 0-10 CM BODENTIEFE) IN ABHÄNGIGKEIT VON DER WASSERHAUSHALTSSTUFE

	C _{org} (%)				C _{org} (kg ha ⁻¹)			
	halbtrocken	frisch	feucht	nass	halbtrocken*	frisch*	feucht*	nass**
N	32	463	146	138	32	463	146	138
Minimum	2,7	2,1	2,0	3,8	27200	21324	19800	19200
Maximum	10,1	18,4	44,1	53,3	101200	184400	441000	266350
Arithmetischer Mittelwert	6,8	6,6	9,7	32,5	67700	65800	97400	162550
Median	6,6	6,2	8,2	36,2	66300	62209	81700	181200

n = Anzahl der Bodenanalysen; Lagerungsdichte: * = 1,0 g cm⁻³, ** = 0,5 g cm⁻³ (Annahmen)

Quelle: Bohner 2012

Die schlechtere Bodendurchlüftung und der fehlende „Verdünnungseffekt“ auf Grund nicht stattfindender Bodenbearbeitung, die geringere Bodenerwärmung infolge ganzjähriger und weitgehend geschlossener Vegetationsdecke und die vergleichsweise höheren jährlichen Mengen an ober- und unterirdischen Bestandesabfällen sind die wichtigsten Gründe hierfür. In den landwirtschaftlich genutzten Böden besteht hinsichtlich des Humusgehaltes folgende Reihung: Böden des Dauergrünlandes > Böden des Wechselgrünlandes > Ackerböden (BOHNER et al., 2012a). Nachdem die Böden des Dauergrünlandes in der Regel einen hohen bis sehr hohen Humusgehalt aufweisen, hat die Humusanreicherung aus pflanzenbaulicher Sicht betrachtet im Dauergrünland eine geringere Bedeutung als im Acker. Eine Ertragssteigerung oder Verbesserung der Futterqualität nur durch eine weitere Erhöhung des Humusgehaltes ist im Dauergrünland bei entsprechender Mächtigkeit des A-Horizontes nicht zu erwarten. Im Grünland ist – im Gegensatz zum Acker – die Gefahr eines Kohlenstoffverlustes durch Bodenerosion bei standortangepasster Bewirtschaftung gering. Letzteres ist auf die permanente Vegetationsbedeckung von Grünland zurückzuführen. Der Humusgehalt von Grünlandböden wird in erster Linie vom Bodenwasserhaushalt determiniert (Tabelle 7). Er ist umso höher, je ungünstiger die Lebensbedingungen für Bodenorganismen sind. Zersetzungshemmende Faktoren sind vor allem niedrige Bodentemperaturen und Wasserüberschuss bzw. Sauerstoffmangel im Grünlandboden. Der Humusgehalt von Grünlandböden ist daher im Allgemeinen umso höher, je niedriger die Bodentemperatur und je höher die Bodenfeuchte ist. Auf feuchten, vor allem aber auf nassen Standorten ist die Mineralisierung der organischen Bodensubstanz auf Grund von Sauerstoffmangel stark gehemmt. Daher haben nasse Standorte in der Regel die höchsten Humusgehalte, als Humusformen treten Anmoor-Mull oder Niedermoor-Torf auf. Niedrige Bodentemperaturen hemmen ebenfalls den mikrobiellen Abbau der organischen Bodensubstanz. Deswegen sind Alm- und Gebirgsböden zumindest im A-Horizont in der Regel sehr humusreich. Unter sonst gleichen Bedingungen haben tonreiche Grünlandböden meist höhere Humusgehalte als sandreiche. Goldhaferwiesen auf Kalkbraunlehmen (*Geranio sylvatici-Trisetetum flavescens*) beispielsweise sind im Oberboden im Durchschnitt humusreicher als vergleichbare Goldhaferwiesen auf Braunerden (*Cardaminopsido halleri-Trisetetum flavescens*).

TABELLE 7: BODEN-KENNWERTE (0-10 CM BODENTIEFE) AUSGEWÄHLTER PFLANZENGESELLSCHAFTEN DES GRÜNLANDES

Pflanzengesellschaft	n	IGB	BWH	% C _{org}	% N _{tot}	C _{org} :N _{tot}
Caricetum gracilis	10	1	mn-n	11,4	1	12,2
Cirsium oleraceum-Persicaria bistorta-Ges.	19	2	mf-mn	9,8	1,1	10,6
Iridetum sibiricae	28	1	mf-mn	9,7	0,8	11,8
Geranio sylvatici-Trisetetum flavescens	46	2-3	Fr	7,9	0,8	9,8
Festuca rubra-Agrostis capillaris-Ges.	45	1-2, eB	fr-kwf	7,7	0,6	12
Narcissus radiiflorus-Ges.	41	1-2, eB	mf-ht	7,1	0,6	11,2
Alchemillo monticolae-Arrhenatheretum elatioris	44	3-4	Fr	6,7	1	9,5
Trifolium repens-Poa trivialis-Ges.	51	4-5 (iB)	Kwf	6,5	0,7	9,3
Mesobrometum erecti	22	1-2, eB	ht	5,8	0,6	10,5
Cardaminopsido halleri-Trisetetum flavescens	30	2-3	fr	5,7	0,7	10,1
Alchemillo monticolae-Cynosuretum cristati	23	4-5 (iB)	Kwf	5,5	0,6	9
Festuco commutatae-Cynosuretum cristati	13	eB, mB	fr-kwf	4,4	0,5	9,4

n = Anzahl der Bodenanalysen; IGB = Intensität der Grünlandbewirtschaftung (Anzahl der Schnitte/Weidegänge pro Jahr, eB = extensive Beweidung, mB = mäßig intensive Beweidung, iB = intensive Beweidung); BWH = Bodenwasserhaushalt (n = nass, mn = mäßig nass, mf = mäßig feucht, kwf = krumenwechselfeucht, fr = frisch (ausgeglichen), ht = halbtrocken)

Quelle: Bohner et al. 2007 verändert

Durch die Bindung an Tonminerale werden Huminstoffe besser vor mikrobiellem Abbau geschützt und können sich so in tonreichen Grünlandböden stärker anreichern. Unter vergleichbaren Bedingungen ist der Humusgehalt in Grünlandböden immer dort höher, wo mehr organische Primärschubstanz (Nährhumus) anfällt. In Grünlandböden sind abgestorbene Wurzeln und Wurzelteile die wichtigsten Humusbildner. Eine große Wurzelmasse und ein rascher Umsatz sind daher eine wesentliche Voraussetzung für einen hohen Humusgehalt. Die Menge an unterirdischen Bestandesabfällen ist primär von der floristischen Zusammensetzung des Pflanzenbestandes und von der Intensität der Nutzung abhängig (KLAPP, 1971; BOHNER & HERNDL, 2011). Eine Nutzungsintensivierung (häufigere Mahd, stärkere Beweidung) vermindert die Wurzelmasse und erhöht die Bodentemperatur im Oberboden. Der temperaturbedingte stärkere Abbau der organischen Bodensubstanz und die geringeren unterirdischen Bestandesabfälle führen in der Regel zu einer Abnahme des Humusgehaltes bei einer Nutzungsintensivierung. Daher weisen vor allem die relativ intensiv genutzten Kulturweiden (*Alchemillo monticolae-Cynosuretum cristati*) im Durchschnitt vergleichsweise niedrige organische Kohlenstoffgehalte in den obersten 10 cm auf (Tabelle 2). Durch regelmäßige und reichliche Düngung mit Kompost oder Stallmist kann der Humusgehalt im Oberboden der Grünlandböden geringfügig erhöht werden. Auch eine Bewirtschaftungsaufgabe und Aufforstung von Grünlandflächen bewirken langfristig eine Humusanreicherung im Oberboden (BOHNER et al., 2006). Sie führen gleichzeitig auch zu einer Verminderung der Pflanzenartenvielfalt (BOHNER & STARLINGER, 2011; BOHNER et al., 2012b), sodass eine Bewirtschaftungsaufgabe und Aufforstung mit den Zielen des Naturschutzes in Konflikt kommen können. Eine Aufforstung insbesondere mit Fichten beschleunigt überdies die Bodenversauerung. Der Umbruch von Dauergrünland bewirkt einen Humusschwund. Weitere negative Folgen sind erhöhte CO₂-Freisetzung in die Atmosphäre, verstärkte Stickstoffauswaschung mit dem Sickerwasser, Rückgang des Wasser- und Nährstoffspeichervermögens im Boden, Verminderung der Aggregatstabilität im Oberboden, folglich erhöhtes Risiko einer Verschlammung und Verkrustung der Bodenoberfläche sowie Zunahme der Bodenerosionsgefahr.

Grünlandböden sind bedeutende Kohlenstoffspeicher (GERZABEK et al., 2005). Allerdings schwanken die Kohlenstoffvorräte in Abhängigkeit von der Wasserhaushaltsstufe in weiten Grenzen. Die Böden des Dauergrünlandes enthalten in den obersten 10 cm etwa 60.000 bis weit über 100.000 kg organischen Kohlenstoff pro Hektar. In der erntbaren oberirdischen pflanzlichen Biomasse hingegen sind, je nach

Ertragsniveau, etwa 1000 bis über 4000 kg C pro Hektar temporär gespeichert. Diese Kohlenstoffmengen werden mit der Ernte dem Grünlandökosystem jährlich entzogen. In der Stoppelmasse sind, je nach Düngungs- und Nutzungsintensität, etwa 200 bis über 350 kg C pro Hektar enthalten. An Wiesenstandorten befinden sich, je nach Nutzungsintensität, 50-80 % der pflanzlichen Biomasse im Boden (GISI, 1990). Nach KLAPP (1971) beträgt die Wurzelmasse im „besseren“ Dauergrünland 40-80 dt pro Hektar. Dies entspricht einer temporären Kohlenstoffspeicherung von 1.800 bis 3.600 kg C pro Hektar.

Für die floristische Zusammensetzung des Pflanzenbestandes und somit auch für den Ertrag und die Futterqualität sind nicht nur der Humusgehalt und die Humusmenge im Grünlandboden entscheidend; auch die Humusqualität und Abbaugeschwindigkeit der organischen Substanz sind von Bedeutung. Das C:N-Verhältnis im Oberboden ist ein Maß für die Humusqualität und ein Indikator für den Abbau der organischen Substanz (KÖGEL-KNABNER 2009). Je enger es ist, desto höher ist die Humusqualität und desto weiter ist der Abbau der organischen Substanz fortgeschritten. Das C:N-Verhältnis beträgt im A-Horizont von Böden des Dauergrünlandes meist 9-12:1 (Tabelle 8). Enge C:N-Verhältnisse können in Oberböden nur unter günstigen Zersetzungsbedingungen und bei ständiger Zufuhr stickstoffreicher Bestandesaufwüchse auftreten. Vor allem kleereiche Pflanzenbestände liefern eine stickstoffreiche, leicht abbaubare Streu. Daraus entsteht ein stickstoffreicher Humus mit einem engen C:N-Verhältnis. Die niedrigsten C:N-Verhältnisse (9.0 bzw. 9.3) treten in den Böden der relativ intensiv genutzten Kultur- und Mähweiden (*Alchemillo monticola*-*Cynosuretum cristati*, *Trifolium repens*-*Poa trivialis*-Gesellschaft) auf. In den Pflanzengesellschaften des Extensivgrünlandes beträgt dieser Quotient im Oberboden meist mehr als 10:1 (Tabelle 8).

ZUSAMMENFASSUNG

Die Böden des Dauergrünlandes haben in weiten Teilen von Österreich flächenmäßig eine große Bedeutung. Sie sind auf Grund ihrer hohen Humusgehalte und beträchtlichen Flächengröße wichtige Kohlenstoffspeicher. Humusgehalt und Humusmenge können durch unterschiedliche Bewirtschaftung und kulturtechnische Maßnahmen nur langfristig innerhalb verhältnismäßig enger Grenzen verändert werden. Sie werden in erster Linie vom Bodenwasserhaushalt determiniert. Vor allem Grünlandböden auf feuchten und nassen Standorten weisen sehr hohe Humusgehalte und Humusvorräte auf.

5.4 ALM- UND GEBIRGSBÖDEN

HUMUS IN ALM- UND GEBIRGSBÖDEN – ENTSTEHUNG UND EIGENSCHAFTEN

Almen und Bergmähder nehmen in Österreich derzeit eine Fläche von 397.528 ha ein (BMLFUW, 2013, Grüner Bericht). Dies entspricht 6 % der Gesamtfläche Österreichs oder 15 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche. Almböden haben somit in weiten Teilen von Österreich flächenmäßig eine relativ große Bedeutung.

Die Almflächen werden vorwiegend extensiv beweidet und meist nur im unmittelbaren Bereich der Almhütten oder Almställe (Almanger) regelmäßig sowie überwiegend mit Wirtschaftsdünger gedüngt. Lediglich die hüttennahen Flächen, die unmittelbare Umgebung von Viehtränken und der bevorzugte Lagerbereich der Weidetiere sind häufig überweidet. Alm- und Gebirgsböden können daher großteils als relativ naturnahe Böden betrachtet werden.

Die Vegetation der regelmäßig bewirtschafteten Almflächen und die Gebirgsrasen liefern vorwiegend eine relativ leicht zersetzbare Streu. Durch die rasche Streuzersetzung kommt es bei den Alm- und Gebirgsböden mit Graslandvegetation – im Gegensatz zu den Böden unter Zwergstrauchheiden, Latschengebüsch oder Wald – zu keiner bedeutenden Anreicherung von Auflagehumus. Lediglich eine wenige Millimeter mächtige Streuschicht, bestehend aus nicht oder nur schwach zersetzten Pflanzenteilen, kann die Bodenoberfläche bedecken. Als Humusformen treten – nach der Österreichischen Bodensystematik 2000 (NESTROY et al., 2011) – überwiegend Mull, Feucht-Mull, mullartiger Moder, mullartiger Feucht-Moder und Pechmoder auf. Letzterer ist vor allem in der subalpinen und alpinen Stufe der Kalkalpen anzutreffen.

HUMUSGEHALT UND BODENKOHLENSTOFFVORRAT

Alm- und Gebirgsböden sind im A-Horizont meist sehr humusreich. Die C_{org} -Gehalte von 42 Bodenproben schwanken in einem weiten Bereich, der Median beträgt 8,5 % (siehe Tabelle 9).

TABELLE 8: BODEN-KENNWERTE (A-HORIZONT, 0-10 CM BODENTIEFE) VON UNGEDÜNGTEN (SCHWACH GEDÜNGTEN) ALMBÖDEN

n = 42	%					
	C_{org}	N_{tot}	S_{tot}	$C_{org} : N_{tot}$	$C_{org} : S_{tot}$	$N_{tot} : S_{tot}$
Minimum	2,71	0,21	0,02	9,57	63,22	4,19
Maximum	19,67	1,63	0,27	20,36	195,75	12
Arithmetischer Mittelwert	9,93	0,72	0,09	14,03	114,3	8,23
Median	8,5	0,61	0,08	13,32	110,5	7,86

n = Anzahl der Bodenanalysen

Quelle: Bohner 2010b

Bei den untersuchten Alm- und Gebirgsböden besteht zwischen dem Humusgehalt und ihrem pH-Wert keine Beziehung. Sowohl saure als auch neutrale oder alkalische Alm- und Gebirgsböden können im A-Horizont besonders humusreich sein. Mit der Seehöhe (1340 bis 2160 m) wurde ebenfalls kein Zusammenhang festgestellt. Alm- und Gebirgsböden enthalten in den obersten 10 cm im Mittel etwa 99 t C_{org} pro Hektar (siehe Tabelle 10); sie sind somit bedeutende Speicher von organischem Kohlenstoff.

TABELLE 9: VORRÄTE* AN ORGANISCHEM KOHLENSTOFF, GESAMT-STICKSTOFF UND GESAMT-SCHWEFEL (A-HORIZONT, 0-10 CM BODENTIEFE) IN UNGEDÜNGTEN (SCHWACH GEDÜNGTEN) ALMBÖDEN

n = 42	$kg\ ha^{-1}$		
	C_{org}	N_{tot}	S_{tot}
Minimum	27100	2100	200
Maximum	196700	16300	2700
Arithmetischer Mittelwert	99300	7200	900
Median	85000	6100	800

* Annahme: Lagerungsdichte = $1\ g\ cm^{-3}$; n = Anzahl der Bodenanalysen

Quelle: Bohner 2010b

In der erntbaren oberirdischen pflanzlichen Biomasse hingegen sind bei einem Trockenmasse-Ertrag von 10 bis 25 dt pro Hektar etwa 0,4 bis 1 t C pro Hektar temporär gespeichert.

Für den Humusreichtum im A-Horizont sind mehrere Faktoren verantwortlich. Die Humusakkumulation ist zunächst einmal eine Folge der langsamen Mineralisierung der organischen Substanz. Ursache hierfür sind die ungünstigen Lebensbedingungen der Bodenmikroorganismen im Gebirge (niedrige durchschnittliche Bodentemperaturen, lang anhaltende Staunässe und damit verbunden Sauerstoffmangel insbesondere im Frühjahr zur Zeit der Schneeschmelze oder während einer längeren Regenperiode, selektiver Nährstoffmangel). Wegen der mangelnden Vermischung des Bodenmaterials durch Bodentiere entstehen nicht nur scharfe und deutliche Horizontgrenzen, auch die Humusanreicherung im A-Horizont wird durch einen geringeren „Verdünnungseffekt“ begünstigt. Die Folgen sind eine geringere Mächtigkeit des A-Horizontes bei gleichzeitiger Zunahme des Humusgehaltes in diesem Horizont. Hinzu kommt, dass die Alm- und Gebirgsvegetation in der Regel eine sehr große unterirdische Phytomasse aufweist. Sie beträgt 150 bis über 200 dt pro Hektar (BOHNER, 1998). Dies entspricht einer Kohlenstoffspeicherung von 6.9 bis über 9.2 t C pro Hektar in der Wurzelmasse oder mindestens 7 % der mittleren organischen Kohlenstoffvorräte von Alm- und Gebirgsböden in 0-10 cm Bodentiefe. Außerdem nimmt die Durchwurzelungstiefe des Bodens von der planaren bis in die alpine Höhenstufe ständig ab und die Durchwurzelung des Oberbodens zu (KUTSCHERA 1981). Deshalb ist in den Alm- und Gebirgsböden in den obersten 5 cm häufig ein Wurzelfilz

ausgebildet und 80-93 % der unterirdischen Phytomasse sind in 0-10 cm Bodentiefe anzutreffen (BOHNER 1998). Nachdem über die abgestorbenen Wurzeln und die organischen Ausscheidungen der lebenden Pflanzenwurzeln besonders hohe Kohlenstoffmengen in den Alm- bzw. Gebirgsboden gelangen (HITZ et al., 2001; BOHNER, 2005), bewirkt die starke Konzentrierung der großen unterirdischen Phytomasse auf den Oberboden gleichzeitig auch hohe Humusgehalte im A-Horizont der Alm- und Gebirgsböden (LICHTENEGGER, 1997). Die temperaturbedingte Abnahme des Wurzeltiefganges mit steigender Seehöhe führt außerdem zu einer Verminderung der Ausnutzung der Nährstoffvorräte im Unterboden (LICHTENEGGER, 1997) und begünstigt die Nährstoffauswaschung mit dem Sickerwasser. Im A-Horizont von Alm- und Gebirgsböden nehmen mit steigendem Humusgehalt sowohl die Wasserspeicherkapazität als auch die Gesamtgehalte an Stickstoff und Schwefel zu (Abbildung 9). Das Wasserspeichervermögen der Alm- und Gebirgsböden hängt somit entscheidend von deren Gründigkeit, Humusgehalt, Bodenart und Grobsteingehalt ab. In den ungedüngten oder nur sehr schwach gedüngten Alm- und Gebirgsböden betragen im A-Horizont die $C_{org}:N_{tot}$, $C_{org}:S_{tot}$ - und $N_{tot}:S_{tot}$ -Verhältnisse im Mittel 14, 114 und 8 (siehe Tabelle 9). Die Schwankungsbreite der einzelnen Quotienten ist allerdings relativ groß. Es besteht eine schwache Tendenz zu engeren C:N- und C:S-Verhältnissen bei höheren pH-Werten (BOHNER, 2005). Zwischen dem Humusgehalt und den C:N- und C:S-Verhältnissen konnte keine Beziehung festgestellt werden (BOHNER, 2005). C:N-Quotienten von 12-14 sind typisch für wenig produktive Gebirgsböden (KÖRNER, 2003).

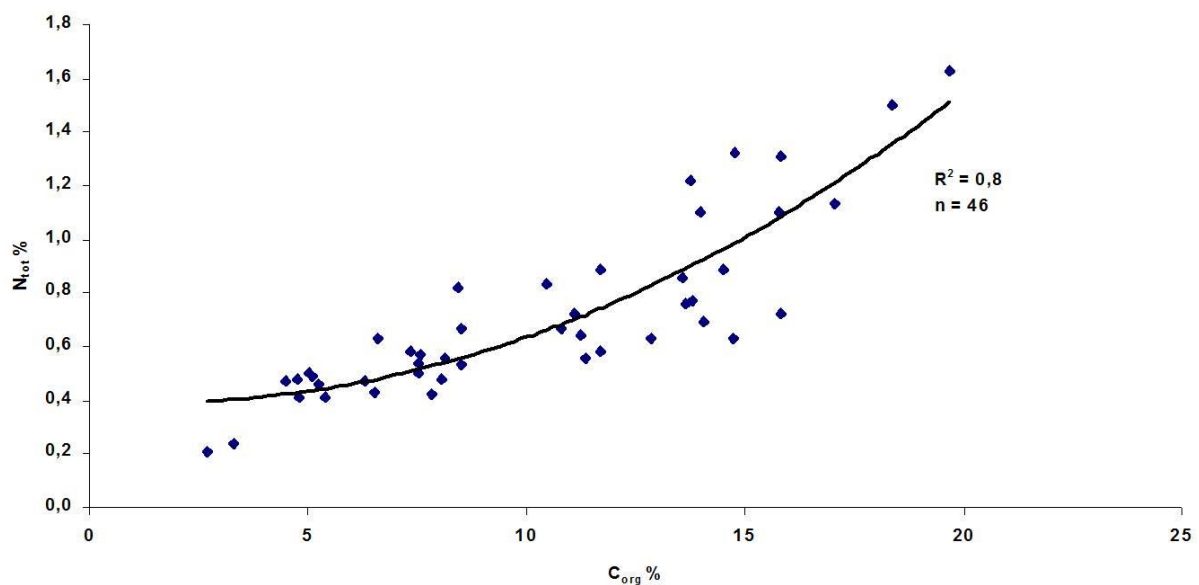


Abbildung 9: Beziehung zwischen dem Gesamtgehalt an organischer Substanz und Gesamtgehalt an Stickstoff für ungedüngte (schwach gedüngte) Almböden (A-Horizont, 0-10 cm Bodentiefe) (BOHNER, 2005)

Im A-Horizont von Alm- und Gebirgsböden mit niedrigem Tongehalt steigt die effektive Kationenaustauschkapazität (Speicherkapazität für kationische Nähr- und Schadstoffe) mit zunehmendem Humusgehalt in Abhängigkeit von der Bodenreaktion mehr oder weniger deutlich an. Allerdings besitzen die Alm- und Gebirgsböden im A-Horizont wegen des hohen Humusgehaltes vorwiegend eine pH-abhängige variable Ladung. Daher ist ihre Kationenaustauschkapazität auch sehr wesentlich von der Bodenreaktion abhängig. Mit sinkendem pH-Wert nimmt die effektive Kationenaustauschkapazität stark ab, weil die variable Ladung der organischen Bodensubstanz zunehmend durch Protonen besetzt wird.

Eine Humusanreicherung bewirkt in der Almregion keine Ertragssteigerung oder Verbesserung der Futterqualität, weil in der Regel die Temperatur der limitierende Standortfaktor ist.

MÖGLICHKEITEN DER VERÄNDERUNG DES HUMUSGEHALTES

Der Humusgehalt der Alm- und Gebirgsböden kann langfristig nur in geringem Ausmaß durch Veränderung der Art und Intensität der Almbewirtschaftung modifiziert werden. Wenn Gebirgs-Magerwiesen infolge fachgerechter Düngung mit Stallmist in Gebirgs-Fettwiesen umgewandelt werden, dann nimmt der Humusgehalt im Oberboden auf Grund der geringeren unterirdischen Bestandesabfälle und wegen der „priming action“ im Allgemeinen etwas ab; das C:N - Verhältnis wird enger (BOHNER, 1998). Auch eine stärkere Almbeweidung führt in der Regel zu einem leichten Humusrückgang im Oberboden und zu einer Verengung des C:N-Verhältnisses. Die ständige oberirdische pflanzliche Biomasseentnahme, vor allem aber die weidebedingten geringeren unterirdischen Bestandesabfälle und die höheren Bodentemperaturen (höhere mikrobielle Aktivität) sind dafür verantwortlich (BOHNER, 1998). Durch die Almbeweidung erfolgt ein Kohlenstofftransfer von den bevorzugten Futterflächen hin zu den Liegeflächen, wo mit dem Kot der Weidetiere eine Humusanreicherung (und Nährstoffakkumulation) im Boden stattfindet. Wenn es im Gebirge nach Aufgabe der Almbewirtschaftung zu einer Zwergstrauchverheidung - zur Ausbildung von Latschen- oder Grünerlengebüsch kommt, dann nimmt der Humusgehalt im Oberboden wegen der größeren Bestandesabfälle und wegen des gehemmten Abbaus allmählich zu. Auf Grund der Anlieferung schwer abbaubarer, stickstoffarmer Bestandesabfälle im Zuge einer Zwergstrauchverheidung und wegen der geringeren Mineralisierungsrate infolge niedrigerer Bodentemperatur erweitert sich das C:N-Verhältnis im Oberboden. Im Falle einer Zwergstrauchverheidung reichert sich somit relativ stickstoffarmer Humus an und durch die allmähliche Bildung von Auflagehumus wird die Bodenversauerung intensiviert (BOHNER, 1998). Eine Aufgabe der Almbewirtschaftung bewirkt gleichzeitig auch eine deutliche Verminderung der Pflanzenartenvielfalt, sodass eine Bewirtschaftungsaufgabe in der Almregion mit den Zielen des Naturschutzes nicht vereinbar ist (BOHNER, 2010a). Auch die Gefahr einer Blaikenbildung (vegetationslose oder nur schütter bewachsene, flächenhafte Schädigungen der Bodendecke) nimmt bei Aufgabe der Almbewirtschaftung zu.

ZUSAMMENFASSUNG:

Alm- und Gebirgsböden haben in weiten Teilen von Österreich flächenmäßig eine große Bedeutung. Es sind großteils relativ naturnahe Böden. Sie sind auf Grund ihrer hohen Humusgehalte im A-Horizont und wegen ihrer beträchtlichen Flächengröße wichtige Kohlenstoffspeicher. Durch verschiedene Almbewirtschaftungsmaßnahmen können Humusgehalt und Humusmenge langfristig nur innerhalb verhältnismäßig enger Grenzen verändert werden.

6. FORSTWIRTSCHAFT

PRÄMISSE

Österreichs Wälder werden seit Generationen unter der Prämisse einer umfassend verstandenen Nachhaltigkeit bewirtschaftet. Das anerkannt strenge Forstgesetz steckt den Rahmen ab und ein dichtes Netz an Forstbehörden überprüft laufend dessen Einhaltung. Ziel der Waldbewirtschaftung ist, die multifunktionalen Wirkungen des Waldes – das Forstgesetz definiert eine Nutz-, Schutz-, Wohlfahrts- und Erholungsfunktion - sicher zu stellen. Die Aufrechterhaltung der Bodengesundheit ist Teil der multifunktionalen, nachhaltigen Waldbewirtschaftung. Waldböden machen rund die Hälfte der österreichischen Landfläche aus. Mit einem Vorrat von 585 Megatonnen Kohlenstoff (Quelle: BioSoil-Daten, BFW) sind die Waldböden der wichtigste Kohlenstoffspeicher aller Landnutzungsformen. Forschungsergebnisse zeigen, dass ein nachhaltig bewirtschafteter Wald im Vergleich zu einem nicht-bewirtschafteten Wald in Summe wesentlich mehr Kohlenstoff bindet. Es ist daher anzustreben, die Holznutzung marktkonform an den nachhaltigen Holzzuwachs heran zu führen, wie dies auch auf internationaler und nationaler Ebene vereinbart wurde. Derzeit werden in Österreich rund drei Viertel des nachhaltigen Zuwachses geerntet. Der Beitrag der Forstwirtschaft zum Klimaschutz besteht in erster Linie in der Holznutzung und somit in der Bereitstellung des Rohstoffes Holz. Im Zuge der CO₂-neutralen energetischen Holzverwendung werden fossile Energieträger ersetzt, im Rahmen der stofflichen Verwendung substituiert Holz nicht nachhaltige, klimabeeinträchtigende und ressourcenintensive Bau- und Werkstoffe. Überdies weist auch die bloße Zunahme des Pools an Holzprodukten eine positive Wirkung auf die Treibhausgasbilanz auf. Der Wald und seine Produkte haben daher eine Reihe von positiven Wirkungen auf die Treibhausgasbilanz und die Wertschöpfung Österreichs. Eine einseitige und ausschließliche Maximierung der Kohlenstoffspeicherung im Waldboden oder im stehenden Holzvorrat ohne die Erbringung aller multifunktionalen Waldwirkungen zu berücksichtigen ist daher definitiv keine sinnvolle Option. Vielmehr darf eine mögliche zusätzliche Kohlenstoffspeicherung im Waldboden die nachhaltige Holznutzung nicht beeinträchtigen. Bei Ausschöpfen des nachhaltigen Zuwachses zur Energiebereitstellung und zur Substitution von Produkten auf Basis von Erdöl, Erdgas, Kohle, Stahl, Zement etc. sowie durch Erhöhung des Anteils langlebiger Holzprodukte könnte der Beitrag des Waldes zur CO₂-Festlegung noch deutlich gesteigert werden.

WÄLDER ALS KOHLENSTOFFRESERVOIRS

Wälder stellen bedeutende Kohlenstoffreservoirs dar, deren Erhaltung und nachhaltige Bewirtschaftung in Zusammenhang mit dem anthropogenen Treibhauseffekt hohe Bedeutung zukommt. Ein Fünftel der globalen CO₂-Emissionen sind beispielsweise auf Rodungen (v.a. in tropischen und borealen Gebieten) zurückzuführen. In Österreich nimmt die Waldfläche dagegen kontinuierlich zu: seit der ersten Waldinventur 1961/70 um rd. 300.000 Hektar. Der österreichische Wald repräsentiert derzeit einen C-Vorrat von etwa 980 Mega-Tonnen (Mt) Kohlenstoff (Quelle: Berechnungen aus Daten der Österreichischen Waldinventur und von BioSoil des BFW). Fast 2/3 davon, nämlich 585 Mega-Tonnen Kohlenstoff, sind wie erwähnt im Waldboden gespeichert. Nicht nur der Kohlenstoffvorrat in der Biomasse ist höher als bei anderen Landnutzungsformen sondern auch im Boden weist der Wald ebenfalls höhere C-Vorräte als Acker- bzw. Grünlandstandorte auf und schwankt je nach geologischem Substrat zwischen 135 und 162 t/ha im Boden (siehe Tabelle 11, Kapitel 6 und Tabelle 3 in Kapitel 1). Damit ist der Wald der mit Abstand größte Kohlenstoffspeicher in der österreichischen Landschaft. Der aktuelle C-Vorrat in Österreichs Wald entspricht in etwa dem 45-fachen der jährlichen Treibhausgasemissionen Österreichs (UMWELTBUNDESAMT, 2014). Der Vergleich zeigt auf, wie wichtig eine nachhaltige und bodenschonende Waldbewirtschaftung und die Erhaltung und der Schutz des Waldes im Zusammenhang mit der Treibhausproblematik sind. Seit es Informationen durch Waldinventuren gibt (ab 1961) war die Biomasse des österreichischen Waldes jedes Jahr eine Nettokohlenstoffsенке, d.h. der Wald hat – trotz Holznutzung – jedes Jahr mehr Kohlenstoff gebunden als freigesetzt. Größenordnungsmäßig entsprach die Nettobindung von CO₂ durch den österreichischen Wald seit 1990 in etwa 15 % der im gleichen Zeitraum bundesweit emittierten Treibhausgase (UMWELTBUNDESAMT, 2014). Die Veränderung des Bodenkohlenstoffvorrats in Österreichs

Wald während der letzten drei Jahrzehnte wurde anhand einer aktuellen Modellsimulation des BFW abgeschätzt. Demnach nahm der Waldboden-C-Vorrat während dieses Zeitraums durchschnittlich um 0,2 t C pro ha und Jahr ab. Die Unsicherheit dieser Modellierung ist jedoch sehr hoch und umfasst eine Bandbreite nach der der Waldboden in diesem Zeitraum auch eine Senke gewesen sein könnte. Trotz dieser C-Verluste im Waldboden war das System Wald in allen Jahren eine C-Senke. Die Holznutzung entzieht dem Wald Biomasse und damit Kohlenstoff. Dieser Biomasseentzug durch Holznutzung entsprach in Österreich seit 1961 im Mittel 5,9 Mt C pro Jahr. Neben der Nutz- oder Brennholzverwertung verbleibt der Rest im Wald und wird im Waldboden abgebaut und als CO₂ emittiert. Nachdem diese Nutz- und Brennholzverwertung aus nachhaltiger Waldbewirtschaftung stammt und Energiebereitstellung oder Produkte auf Basis von Erdöl, Erdgas, Kohle, Stahl und Zement ersetzt oder den Pool langlebiger Holzprodukte erhöht, trägt diese Holzverwertung ebenfalls zur Verringerung des CO₂-Anstiegs in der Atmosphäre und somit zur Verbesserung der österreichischen CO₂-Bilanz bei.

WALDBEWIRTSCHAFTUNG UND BODENKOHLENSTOFF

Der Bodenkohlenstoff reagiert auf die Waldbewirtschaftung langsam, aber deutlich.

Baumartenwahl

Die chemische Qualität und die Menge des ober- und unterirdischen Streufalls – und damit der Kohlenstoffvorrat und dessen chemische Stabilität – wird maßgeblich von den verschiedenen Baumarten beeinflusst. Neben den Baumarten wird die Verteilung des Bodenkohlenstoffs aber auch von den Boden- und Standortseigenschaften (Bodendichte, Bodenwasser- und Bodenluftgehalt) bestimmt, die sich auf die Durchwurzelung auswirken. Es ist daher schwierig allgemein gültige Aussagen über den Einfluss der Baumarten auf den Bodenkohlenstoff zu treffen, da in der Literatur vorhandene Studien meist auf unterschiedlichen Böden bzw. Standorten durchgeführt wurden. Oft beziehen sich diese Studien auch auf unterschiedliche Bodentiefen. Meist wird dabei eine Referenztiefe von 30 cm verwendet, nur wenige Untersuchungen beziehen sich auf tiefere Bodenhorizonte. Letztere zeigen aber, dass in tiefgründig durchwurzelten Böden eine hohe Kohlenstoffmenge zu finden ist. Abgesehen von sehr flachgründigen Böden, ist der Kohlenstoffvorrat im Mineralboden in der Regel höher als im Auflagehumus. Da Laubwälder meist einen geringmächtigeren Auflagehumus aufbauen als Nadelwälder, ist die Kohlenstoffspeicherung unter Laubwaldbestockung im Auflagehumus meist gering. Im tieferen Mineralboden (bis ca. 80 cm) ist in der Regel der meiste Kohlenstoff gebunden, ausgenommen davon sind flachgründige und skelettreiche Böden. Entscheidend für die gesamte Kohlenstoffspeicherung sind daher Gründigkeit und Skelettanteil, der Baumarteneinfluss ist von untergeordneter Bedeutung.

Nutzungsformen

Vornutzungen, wie zum Beispiel Durchforstungen, und Endnutzungen wirken sich durch den erhöhten Licht- und Wärmegenuss günstig auf das Bodenleben aus. Damit wird die Mineralisierung angekurbelt und der Stoffkreislauf wird mobilisiert. Durchforstungen wirken sich daher positiv auf die Nährstoffdynamik und damit auch das Baumwachstum aus. Dabei entstehende, vorübergehende Kohlenstoffverluste sind gering. Bei großflächigen Endnutzungen kann es, je nach Standortverhältnissen, zu größeren Nährstoff- und Kohlenstoffverlusten im Boden kommen. Auf sensiblen Standorten (zum Beispiel starke Hangneigungen) kann es insbesondere bei großflächigen Endnutzungen zusätzlich durch die Erosion des Oberbodens zu Kohlenstoffverlusten kommen.

Stickstoffhaushalt

Die Ausbringung von Stickstoffdüngern spielt in Österreich kaum eine Rolle. Sie kommt vor allem bei Bestandsumwandlungen oder bei Waldbodensanierungen, zum Beispiel nach historischen Streunutzungen vor. Seit mehreren Jahrzehnten kommt es jedoch auch in den Waldböden zu erhöhten Stickstoffeinträgen in Form von Depositionen aus der Luft.

Skandinavische Arbeiten zeigen, dass der Stickstoffeintrag den Bodenkohlenstoffvorrat erhöht, da im Zuge einer erhöhten Waldproduktivität auch mehr Kohlenstoff im Boden verbleibt. Allerdings zeigen die Daten von österreichischen Versuchsflächen eher eine Umverteilung von Bodenkohlenstoff zwischen Auflagehumus und Mineralboden, aber keine Anreicherung im Boden an.

Für die Beurteilung der Situation müssen folgende Fragen geklärt werden:

- (1) Ist der Effekt der Stickstoffeinträge aus der Deposition (kontinuierliche N-Zuführung mit geringer Dosierung) vergleichbar mit einer Stickstoffdüngung (einmalige N-Zuführung einer hohen Dosis)?
- (2) Können Stickstoffdepositionen unter bestimmten Umständen zu einer Destabilisierung von Waldökosystemen führen?
- (3) Was bedeutet der N-Eintrag für den Vorrat an Bodenkohlenstoff?

Änderung der Landnutzung / Aufforstung

Der weitaus effektivste Eingriff in den Boden-Kohlenstoffpool ist durch Änderungen der Landnutzung möglich. Die Aufforstung von vorher landwirtschaftlich genutzten Böden bewirkt eine Erhöhung des Bodenkohlenstoffvorrats. Vor allem ist dafür die Bildung eines Auflagehumus verantwortlich. Dabei ist allerdings zu beachten, dass der C im Auflagehumus und im humosen Mineralboden chemisch nicht stabil ist. Durch das Fehlen von stabilen Ton-Humus-Komplexen ist der Humus leicht abbaubar und kann daher auch schnell wieder verloren werden.

C-Speicherung in Waldböden

Im Mineralboden sind verglichen mit dem Auflagehumus in der Regel größere Kohlenstoffvorräte gebunden. Im gesamten Boden werden folgende Kohlenstoff-Pools unterschieden:

- 1.) Der labile Pool (durchschnittliche Umsatzzeit im Boden im Bereich von Tagen bis Jahren)
- 2.) Der intermediäre Pool (durchschnittliche Umsatzzeit im Boden im Bereich von Jahren bis Dekaden)
- 3.) Der passive Pool (durchschnittliche Umsatzzeit im Boden im Bereich von Dekaden bis Jahrtausenden).

Die durchschnittlichen Umsatzzeiten organischer Bodensubstanz in Wäldern der gemäßigten Klimazone betragen eine bis mehrere Dekaden. Folgende Umsatzzeiten für Sub-Pools in Waldböden wurden berichtet (wobei die Umsatzzeiten mit der Bodentiefe zunehmen):

2–5 Jahre	für erkennbare Blattstreu,
5–10 Jahre	für Wurzelstreu-Materialien, bei Wurzelstöcken auch wesentlich länger,
40–100 Jahre	für humifiziertes Material mit geringerer Dichte und
100+ Jahre	für Tonmineral-Humus Komplexe.

Untersuchungen zur Veränderung der C-Speicherung im Waldboden aufgrund erhöhter atmosphärischer CO₂-Gehalte kommen zu widersprüchlichen Ergebnissen. Anhand dieser kann nicht erwartet werden, dass der Waldboden durch diese Änderungen zu einer langfristigen Netto-C-Senke wird. Einzelne Monitoringprogramme (z. B. in UK) stellten sogar das Gegenteil fest, nämlich dass der Boden in den letzten Dekaden eine C-Quelle war, wobei ein Zusammenhang mit der Erwärmung in dieser Zeitperiode als eine wahrscheinliche Ursache angenommen wird. Szenarien der künftigen Entwicklung des Boden-C-Vorrats unter geänderten Klimabedingungen sind von einer Reihe von Faktoren abhängig, die bzw. deren Zusammenspiel noch nicht ausreichend erforscht und daher mit großen Unsicherheiten behaftet sind. Die Größe des Boden-C-Pools und das daraus resultierende Potential an THG-Emissionen gebietet es, diese Forschungen rasch voranzutreiben, um relevante künftige Entwicklungen unter geänderten Einflussfaktoren besser vorhersagen zu können.

C-Vorräte in Waldböden, Waldbodenmonitoring BIOSOIL

Von den österreichischen Waldböden liegen C_{org} und N_{tot} Daten sowie das C/N - Verhältnis von zwei, in rund 20 Jahren Abstand durchgeführten, Waldbodeninventuren vor (WBZI 1987/89 und BioSoil 2006/07). Die Daten der WBZI 1987/1989 wurden von FBVA (1992), die Daten des BioSoil Projektes von MUTSCH et al. (2013) publiziert.

Während die WBZI über eine Grundgesamtheit von 511 Flächen verfügt, sind es bei BioSoil nur 139. Da jedoch der Großteil der BioSoil-Flächen mit den Flächen der WBZI-Erstaufnahme ident ist, lassen sich auch zeitliche Vergleiche (Veränderung des C_{org}- und N_{tot}-Gehaltes) angeben. Bei der Bewertung dieser

Veränderungen ist vor allem die kleinstandörtliche Variabilität der Probeflächen zu berücksichtigen. Diese erschwert einen zeitlichen Vergleich – insbesondere von Kohlenstoff und Stickstoff. Veränderungen im C_{org} - N_{tot} - Gehalt und im C/N - Verhältnis zeigen die Abbildung 10, 11 und 12.

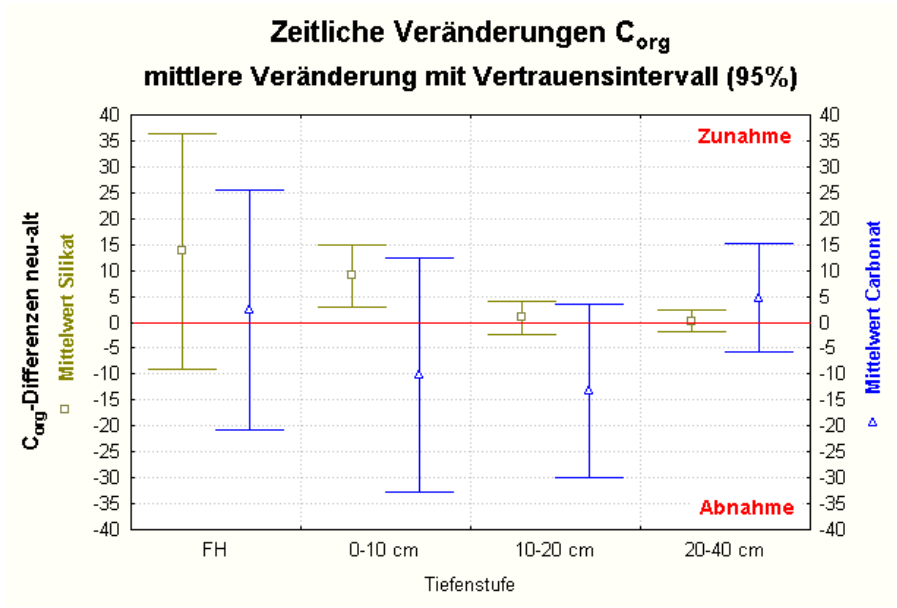


Abbildung 10: Zeitliche Veränderung des C_{org} -Gehaltes [in g/kg] in österreichischen Waldböden zwischen 1987/89 und 2006/07 (Mutsch & Leitgeb, 2012)

FH: Auflagehumus ohne Streu (mehr als 35 % organische Substanz)

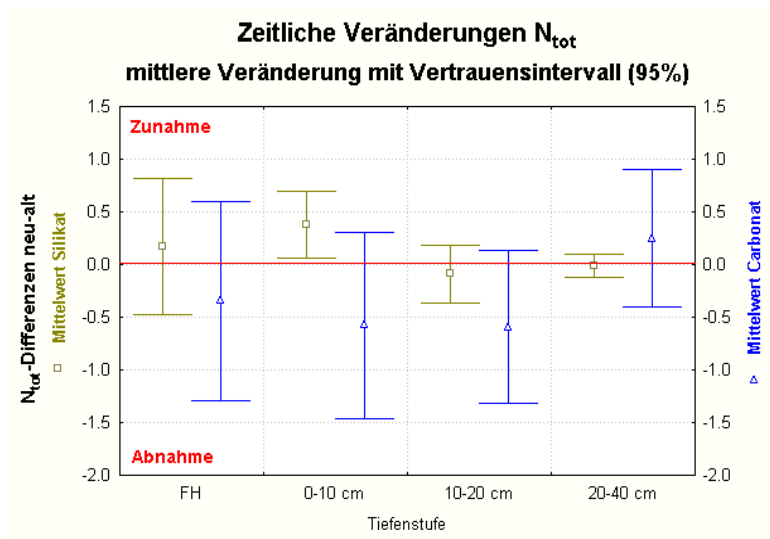


Abbildung 11: Zeitliche Veränderung des N_{tot} -Gehaltes [in g/kg] in österreichischen Waldböden zwischen 1987/89 und 2006/07 (Mutsch & Leitgeb, 2012)

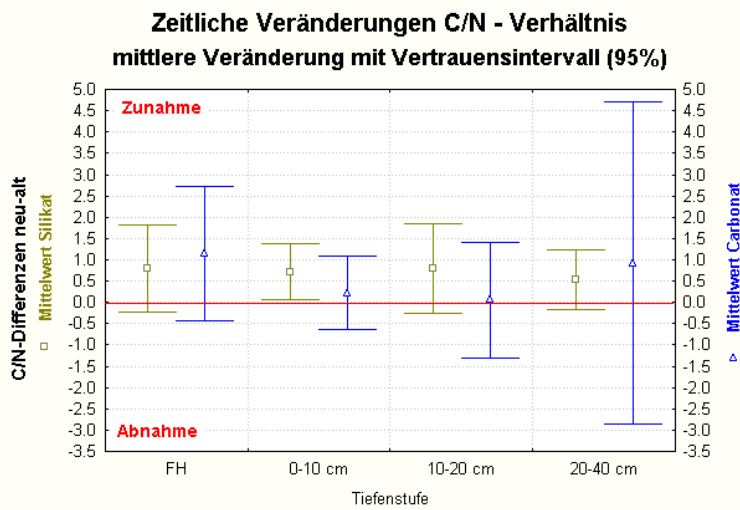


Abbildung 12: Zeitliche Veränderung des C/N - Verhältnisses in österreichischen Waldböden zwischen 1987/89 und 2006/07 (Mutsch & Leitgeb, 2012)

Aus den Daten des BioSoil-Projektes wurden die aktuellen C_{org} -Vorräte von Waldböden bis 80 cm Tiefe errechnet (der Auflagehumus wurde gewogen, beim Mineralboden wurde die Trockenrohddichte des Feinbodens gemessen und der Grobanteil geschätzt):

TABELLE 10: MITTLERE VORRÄTE AN C_{ORG} IN ÖSTERREICHISCHEN WALDBÖDEN (T/HA)

	Auflagehumus	0–20 cm	20–80 cm	Summe
Carbonatbeeinflusste Böden	25	91	46	162
Silikatische Böden	26	60	49	135

Quelle: Mutsch et al. (2013)

Die BioSoil-Daten zeigen die Tendenz einer leichten Erweiterung des C/N - Verhältnisses. Die signifikante Zunahme der pH-Werte würde allerdings eine Verengung des C/N - Verhältnisses erwarten lassen. Da dies aber nicht zutrifft, könnte die tendenzielle Erweiterung auch auf einen Rückgang der N-Einträge hinweisen.

TREIBHAUSGASBILDUNG IN WALDBÖDEN

Böden sind ein Hauptreservoir von Stickstoff und Kohlenstoff. Aufgrund ihrer Komplexität sind die Pools und Kreislaufprozesse des Stickstoffs nicht so gut erforscht wie jene des Kohlenstoffes. Jedoch werden starke Rückkopplungseffekte des Klimawandels auf die Ökosysteme erwartet, besonders in Bezug auf Stickstoffauswaschung, Kohlenstoffspeicherung, und Treibhausgasemissionen (CO_2 , N_2O , CH_4). Zu den Auswirkungen von Stickstoffeinträgen in Wälder zählen: N-Sättigung, erhöhte N-Auswaschung, Biodiversitätsverlust, Bodenversauerung, Änderung in mikrobieller Zersetzung, Änderung der Artenzusammensetzung und Nährstoffverluste. Stickstoff-Emissionen aus Waldböden sind gering. Allerdings werden die Wälder durch erhöhte Stickstoff-Einträge aus der Atmosphäre (z. B. durch Verkehr, Industrie, Landwirtschaft) belastet oder es können sich durch Bewirtschaftung die Einflussfaktoren für die Bildung von Treibhausgasen ändern (Bodenfeuchte, pH Wert, Bodentemperatur, Stickstoffgehalt im Boden, etc.).

Ausgewählte Projektergebnisse (Zitate):

In einem österreichischen Buchenwald wurde z. B. durch eine zusätzliche N-Düngung von $+50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ um 70 % mehr N_2O und 10 % weniger CO_2 gebildet. Zusätzlich wirkte dieser gedüngte Waldboden als

verringerte Senke (–20 %) für das klimawirksame Spurengas Methan. Nitrat wurde vermehrt ins Grundwasser ausgewaschen. Stickoxid (NO) ist an der Bildung von troposphärischem Ozon und somit indirekt am Treibhauseffekt beteiligt. Aus der Literatur ist bekannt, dass Nadelwälder mehr NO_x produzieren als Laubwälder. Diese Boden-NO_x Emissionen sind dort hoch, wo viel Stickstoff über die Atmosphäre eingetragen wird. Laubwälder emittieren wenig NO_x, aber mehr N₂O. Die Emission von Stickstoffoxiden aus Waldböden liegt zwischen 2–32 % des eingetragenen Stickstoffes. Ausschlaggebend für die noch bestehenden großen Unsicherheiten bezüglich Treibhausgasbildung und Senkenwirkung ist die hohe räumliche und zeitliche Heterogenität. Da neben der Bewirtschaftung die Bodentemperatur und die Bodenfeuchte, also Lufttemperatur und Niederschlag, einen sehr großen Einfluss auf die treibhausgasbildenden Prozesse im Boden haben, wird sich in Zukunft durch die Klimaänderung auch die Treibhausgasproduktion verändern. Die Richtung ist jedoch noch ungewiss.

Innerhalb des von der EU geförderten Projektes “NitroEurope” wurden Treibhausgasmessungen aus Böden mit unterschiedlichen Landnutzungen durchgeführt. Man fand heraus, dass aus Böden, die als Grünland genutzt werden, das meiste Lachgas (N₂O) emittiert wird. Wälder emittieren dagegen das meiste NO_x und sind die größte Senke von Methan (CH₄). Innerhalb dieses Projekts wurden auch Manipulationsstudien durchgeführt, bei denen z.B. die Stickstoffdeposition in Waldökosystemen erhöht, bodenhydrologische Parameter geändert, die Nutzungsintensität untersucht, Holzasche aufgebracht, die Auswirkung von Baumartenzusammensetzungen und die Aufforstung von landwirtschaftlichen Flächen untersucht wurden. Die Art der Bewirtschaftung hat Einfluss auf z.B. die Bodenfeuchte, Bodentemperatur, Humusgehalt, Mineralisation, Boden-N, N-Auswaschung, N-Eintrag sowie die Treibhausgasemissionen. Auf einem deutschen Fichtenstandort wurden beispielsweise 5 Jahre nach einem Kahlschlag noch 10 mal höhere N₂O Emissionen, erhöhte N-Auswaschung und verringerte CH₄ Aufnahme (2–4 mal weniger als zuvor) gemessen. Auch bei Durchforstung konnten erhöhte Gasflüsse beobachtet werden.

Auswirkungen von Klimaänderungen auf den Stickstoff- und Kohlenstoffkreislauf wurden u.a. auch in Österreich im Rahmen eines Forschungsprojektes des Bundesamtes für Wald (Achenkirch) untersucht: Feldmessungen zeigen, dass durch einen Temperaturanstieg von 3–4°C die Bodenatmung (CO₂-Produktion) um bis zu 40 %, die N₂O Produktion um bis zu 75 % ansteigen kann und eine CH₄ Aufnahme reduziert wird. Die Unsicherheiten sind aber sehr groß sowie räumlich und zeitlich sehr unterschiedlich. Modellierungen zeigen, dass durch die Klimaänderung auch der N-Austrag (Nitrat-Auswaschung und Ausgasung) und N-Umsatz ansteigen könnte.

Im Zuge von verschiedenen Projekten wurden 3 österreichische Waldstandorte, von denen auch langjährige Messdaten vorhanden sind, verwendet um diverse biogeochemische Modelle zu verbessern und zu validieren. C und N Kreisläufe, Treibhausgasproduktion und Prozesse wurden modelliert (Modelle: Pnet-N-DNDC, Basfor, etc.) Erste Ergebnisse von C und N Vorräten und C und N Prozessen sind verfügbar.

Szenarioanalysen wurden durchgeführt, um in Zukunft die Auswirkung von z. B. Klimaänderung oder der Bewirtschaftung auf die Kohlenstoff- und Stickstoffkreisläufe zu erfassen. Für eine Verbesserung und Anwendung von Modellen sind aber langjährige Datenreihen (inkl. Klimadaten) notwendig, wodurch eine Fortführung von Messungen unabdingbar ist. Die Untersuchung der Auswirkung von Klimaänderungen auf die Waldboden-Kohlenstoffpools ist längerfristig anzulegen (im Bereich von Jahren bis Jahrzehnten). Die Untersuchung der einzelnen Boden-Kohlenstoffpools ist in diesem Zusammenhang notwendig, da besonders daraus Aufschlüsse über die langfristige Kohlenstoffbindung im Boden möglich sind. Dies macht das untersuchte System besser überblick- und damit steuerbar. In diesem Zusammenhang sind Studien nötig, um zu klären, ob die Waldbewirtschaftung die Bildung des Anteiles von stabilisiertem Kohlenstoff beeinflussen kann (z. B. folgende Fragen: Einfluss selektiver Erhaltung reaktionsträger Komponenten, räumlicher Schutz z. B. durch Ausbildung von Bodenaggregaten sowie Interaktionen mit Bodenkomponenten zur Veränderung der Abbaurate, etwa durch Vermengung der Auflageschichten mit Tonmineralien). Den verschiedenen Methoden der Fraktionierung für organische Bodensubstanz kommt in solchen Studien zu Stabilisierungsmechanismen von organischem Material in Böden eine große Bedeutung zu. Eine weitere wichtige Fragestellung wäre die Untersuchung der genauen Verteilung von verschiedenen Kohlenstoffpools sowie ihrer spezifischen Stabilisierungsmechanismen unter verschiedener Vegetation sowie auch in

verschiedenen darunter befindlichen Mineralböden. Sehr bedeutend wäre auch eine genauere Betrachtung des Zusammenhanges der Kohlenstoffpools mit Stickstoff- und anderen Pools (z. B. Schwefel, Phosphor). Damit könnte eine Vielzahl von Informationen erzielt werden, um das Boden-Kohlenstoffsystem besser vorhersagbar und damit auch besser steuerbar zu machen. Diese Informationen sind entscheidend zur Entwicklung von verlässlichen Vorhersagemodellen zu C-Speicherpotentialen in Waldböden.

FORSCHUNGS- UND MONITORINGBEDARF

Für die Beantwortung der nachfolgenden Forschungsfragen ist eine Weiterführung der Forschungstätigkeiten unbedingt erforderlich. Dabei sind die Daten aus den Monitoringaktivitäten von größter Bedeutung, da sie die Basis für viele Modellierungen sind.

Bodendauerbeobachtung

Die für das Bundesgebiet geringe Anzahl von beprobten Flächen, im Rahmen des BioSoil-Projekts, lässt wegen großer Heterogenität von Landschaft und Böden keine weiter gehende Stratifizierung (z.B. nach Seehöhe, Bestand, Bodentyp, Waldbewirtschaftung) zu. Außerdem wären mögliche Veränderungen der Kohlenstoffgehalte (des Kohlenstoffpools) mit einer höheren Anzahl an Probenahmepunkten leichter absicherbar. Daher wird die Weiterführung bzw. Vervollständigung bestehender Aktivitäten (WBZI und BioSoil) zur Abschätzung der mittel- bis langfristigen Veränderungen des Kohlenstoffpools und der Stickstoffdynamik empfohlen. Darüber hinaus dienen diese langfristigen Datenreihen als Basis für biogeochemische Modelle. Für fundierte Ausgangsdaten von Österreichs Waldböden für Kohlenstoff und Stickstoff ergibt sich ein zusätzlicher Monitoringbedarf von rund 370 Flächen.

Die Österreichische Waldinventur (ÖWI) ist das zentrale Wald-Monitoringsystem in Österreich. Sie liefert eine große Daten- und Informationsfülle, die unter anderem auch für die gegenständliche Thematik „Boden und Klima“ von besonderer Relevanz ist. Sie stellt die Grundlage der Emissionen-/Senkenberechnung für den österreichischen Wald im Rahmen der jährlich zu liefernden Treibhausgasbilanz für die UN-Klimarahmenkonvention und das Kyoto-Protokoll dar. Zudem ermöglicht sie die Abschätzung des Streueintrags in den Waldboden als Grundlage für Modellierungen der Waldbodenkohlenstoffveränderung. Die bislang letzte ÖWI fand 2007 – 2009 statt. Eine Weiterführung ist daher unbedingt erforderlich.

7. MOORBÖDEN

DIE MOORFLÄCHE beträgt in Österreich derzeit ca. 21.000 Hektar (SEEHOFER et al., 2003). Dies entspricht 0,25 % der Gesamtfläche Österreichs. Moore befinden sich vor allem im Rheintal, im Vorderen Bregenzerwald, im Klagenfurter Becken und im Flachgau, dem angrenzenden Innviertel sowie im Salzkammergut (ESSL et al., 2008). Moore haben ein beträchtliches Alter. Sie begannen sich in Österreich bereits vor mehr als 12.000 Jahren im Würm-Spätglazial in verlandeten Restseen der Eiszerfallslandschaft zu entwickeln (DRAXLER, 1980). Naturnahe Moore wachsen etwa zwei Millimeter im Jahr. In Österreich sind seit der letzten Eiszeit bis zu elf Meter mächtige Moorböden entstanden (NIEDERMAIR et al., 2010). Moore sind in Österreich weit verbreitete, aber regional seltene und stark gefährdete Biotoptypen (UMWELTBUNDESAMT, 2005b). Sie sind ein nicht ersetzbarer Lebensraum für zahlreiche seltene, gefährdete, hochspezialisierte Pflanzen- und Tierarten. Moore haben eine große Bedeutung für die Erhaltung der Biodiversität und sind daher besonders schutzwürdige Ökosysteme, die daher in den letzten Jahren verstärkt in gesetzlichen Regelungen Eingang gefunden haben (z. B. Naturschutzgesetze, Alpenkonvention).

Boden- und Biotoptypen

Moorböden sind hydromorphe Böden, bei denen es unter Wasserüberschuss zur Anhäufung von Torf mit einer Mächtigkeit von mehr als 30 cm gekommen ist. Unter Torf versteht man Ablagerungen aus abgestorbener Moorvegetation mit Gehalten von zumindest 30 % der Trockenmasse an organischer Substanz (NESTROY et al., 2011).

Es lassen sich an Hand ihrer Wasserversorgung drei Moortypen - Hochmoore, Niedermoore und Übergangsmoore – unterscheiden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002).

Hochmoore sind durch die Anreicherung eines zumindest 30 cm mächtigen Torfhorizontes in Form von Hochmoor-Torf charakterisiert. Naturnahe Hochmoore weisen einen niedrigen pH-Wert auf und sind sehr nährstoffarme Ökosysteme. Hochmoorpflanzen (insbesondere Torfmoose) liefern, mit ihren ober- und unterirdischen Bestandeselementen, die organische Primärsubstanz und sind somit für die Torfbildung und das Moorwachstum verantwortlich. Naturnahe Hochmoore erhalten ihr Wasser und ihre Nährstoffe ausschließlich aus Niederschlägen. Hochmoore kommen daher nur in Gebieten mit hohen Niederschlagsmengen und niedrigen Lufttemperaturen vor.

Niedermoore weisen einen zumindest 30 cm mächtigen Torfhorizont in Form von Niedermoor-Torf auf. Sie werden durch Grund-, Hang-, Quell-, Überflutungs- oder Oberflächenwasser geprägt. Deren chemische Zusammensetzung entscheidet über den Säuregrad, Carbonat- und Nährstoffgehalt der Niedermoore. Man unterscheidet basenreiche Niedermoore (Kalk-Flachmoore) und saure Niedermoore. Naturnahe Niedermoore sind nährstoffarme bis mäßig nährstoffreiche Ökosysteme. Niedermoorpflanzen (insbesondere niedrigwüchsige Seggen, Wollgras, Moose) sind für die Torfbildung verantwortlich.

Übergangsmoore stellen eine Übergangsform zwischen Nieder- und Hochmoor dar. Sie werden sowohl durch Grundwasser als auch durch Niederschläge hydrologisch geprägt. Hochmoor- und Niedermoorpflanzen kommen gemeinsam vor.

In Österreich haben die Niedermoore den größten Anteil an der gesamten Moorfläche. Hochmoore sind flächenmäßig von geringerer Bedeutung. Sie treten aber, wenn die klimatischen Voraussetzungen (große Niederschlagsmengen und niedrige Lufttemperaturen) und geeignete Reliefverhältnisse (abflusslose Mulden) gegeben sind, gehäuft auf (DRAXLER 1980). Der Torfkörper von Hochmooren kann allerdings eine deutlich größere Mächtigkeit aufweisen als jener von Niedermooren.

Humusgehalt und Bodenkohlenstoffvorrat

Moorböden zählen zu den wichtigsten terrestrischen Kohlenstoffspeichern und haben dadurch eine große Bedeutung für den Klimaschutz. In den bestehenden Mooren lagern auf nur 0,25 % der Fläche Österreichs Kohlenstoffvorräte von umgerechnet 60 bis 150 Millionen Tonnen CO₂ (NIEDERMAIR et al., 2010).

Basenreiche Niedermoore im Steirischen Salzkammergut weisen in den obersten 10 cm im Durchschnitt einen Kohlenstoffgehalt von 33 % auf (siehe Tabelle 12). Dies entspricht einem Kohlenstoffvorrat von ca.

132 t C pro Hektar (siehe Tabelle 13). Bei den Moorböden handelt es sich um organische Böden, daher sind auch die Gesamtgehalte an Stickstoff und Schwefel sehr hoch. Allerdings ist in naturnahen Mooren die Pflanzenverfügbarkeit des Stickstoffs trotz hoher Gesamtgehalte sehr niedrig. Die geringe Stickstoffmineralisation, auf Grund einer nässebedingten reduzierten biologischen Aktivität, ist der wichtigste Grund hierfür. Naturnahe (nicht entwässerte) Moore weisen die Wasserhaushaltsstufe „nass“ auf. Die Moorvegetation liefert mit ihren ober- und unterirdischen Bestandesabfällen ständig organische Primärschubstanz. Auf nassen Standorten ist die Mineralisierung der organischen Schubstanz stark gehemmt, sodass sich große Humusmengen als Torf anreichern. Ursache hierfür sind der ständige Wasserüberschuss und der daraus resultierende Sauerstoffmangel im Boden. Die Bildung und Anreicherung von Torf wird aber auch durch niedrige Bodentemperaturen begünstigt. Die Torfakkumulation hängt daher sehr wesentlich vom Klima ab. Niedrige Lufttemperaturen, hohe Niederschlagsmengen und eine kurze Vegetationsperiode (lange Schneedeckenperiode, häufiger und lange andauernder Bodenfrost) begünstigen die Torfbildung und somit auch das Moorwachstum. In den untersuchten basenreichen Niedermooren betragen die C:N-, C:S- und N:S-Verhältnisse im Mittel 14, 95 und 7 (siehe Tabelle 12). Die C:N - Verhältnisse sind in den Moorböden, auf Grund der ungünstigen Zersetzungsbedingungen, im Durchschnitt weiter als in den Böden des Wirtschaftsgrünlandes. Die C:S- und N:S-Verhältnisse hingegen sind ziemlich eng. Dies ist ein Hinweis für eine relativ schwefelreiche organische Bodenschubstanz zumindest in den untersuchten basenreichen Niedermooren.

TABELLE 11: BODENKENNWERTE (0-10 CM BODENTIEFE) VON NIEDERMOOREN IM STEIRISCHEN SALZKAMMERGUT (BOHNER UNVERÖFFENTLICHT)

n = 28	%			C:N	C:S	N:S
	C _{tot}	N _{tot}	S _t			
Min	2,80	0,28	0,04	10	24	2
Max	43,70	3,38	1,51	18	220	15
Median	37,20	2,60	0,44	14	89	6
MW	33,00	2,37	0,44	14	95	7

n = Anzahl der Bodenanalysen, Min = Minimum, Max = Maximum, MW = arithmetischer Mittelwert

TABELLE 12: VORRÄTE AN KOHLENSTOFF, STICKSTOFF UND SCHWEFEL IN BÖDEN VON NIEDERMOOREN IM STEIRISCHEN SALZKAMMERGUT (BOHNER UNVERÖFFENTLICHT)

Bodentiefe	kg ha ⁻¹		
	C _{tot}	N _{tot}	S _t
0-10 cm	131.920	9.480	1.760
0-50 cm	659.600	47.400	8.800

* Annahme: Lagerungsdichte = 0,4 g cm⁻³

Treibhausgasemissionen:

Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O) sind bedeutende Treibhausgase (THG). Moorböden spielen im Kreislauf dieser Gase eine wichtige Rolle. In hydrologisch gestörten Mooren macht die CO₂-Freisetzung als Folge des Abbaus von Torf, der zum größten Teil aus Kohlenstoff besteht, den weitaus größten Anteil an den Treibhausgasemissionen der Moore aus (HÖPER, 2007). Naturnahe Hoch- und Niedermoore (wachsende, torfakkumulierende Moore) hingegen sind bedeutende CO₂-Senken, d.h. sie speichern langfristig atmosphärisches CO₂ im Torf in Form von Kohlenstoff (Tabellen 14 und 15). Damit Moore ihre klimawirksame Funktion als CO₂-Speicher erfüllen können, ist ein ganzjährig hoher Wassergehalt in der Torfschicht erforderlich. Allerdings haben Moore auf Grund ihrer hohen Kohlenstoffvorräte auch ein beträchtliches CO₂-Freisetzungspotenzial. Im Falle einer Entwässerung werden große Mengen an CO₂ freigesetzt, weil infolge einer besseren Sauerstoffzufuhr die mikrobielle Torfmineralisation beträchtlich erhöht wird. Die Kohlenstoffvorräte werden abgebaut, aus CO₂-Senken

(naturnahe Moore) werden bedeutende CO₂-Quellen (entwässerte Moore). Relativ hohe Lachgas-Emissionen finden vor allem in entwässerten, landwirtschaftlich genutzten Niedermooren statt. Die N₂O-Freisetzung wird durch Zufuhr stickstoffreicher Dünger beträchtlich erhöht. In entwässerten Niedermooren wird aber auch Methan in geringem Umfang aus der Atmosphäre aufgenommen und abgebaut (siehe Tabelle 15). Die CO₂-Emissionen entwässerter Moore lassen sich durch eine deutliche Anhebung der Wasserstände (Wiedervernässung) reduzieren. Allerdings nimmt dadurch die Befahrbarkeit der Moore stark ab und die Methan-Emissionen können – allerdings nur bei Überstauung – deutlich zunehmen (HÖPER, 2007). In naturnahen Nieder- und Hochmooren ist die CH₄-Freisetzung am höchsten (siehe Tabellen 14 und 15). Das in den Torfschichten unter anaeroben Bedingungen mikrobiell gebildete Methan wird direkt an die Atmosphäre abgegeben. Naturnahe Moore sind somit CH₄-Quellen. Naturnahe Niedermoore weisen im Vergleich zu naturnahen Hochmooren eine höhere Emission von Methan auf. Dadurch wird der Effekt der CO₂-Speicherung überkompensiert und es kommt bei naturnahen Niedermooren netto zu einer geringfügigen Emission von Treibhausgasen (siehe Tabelle 15). Naturnahe Hochmoore hingegen sind Senken für Treibhausgase. Auf Hochmooren ergeben sich die höchsten Treibhausgasemissionen durch die Abtorfung gefolgt von der landwirtschaftlichen Nutzung (siehe Tabelle 14), wobei Ackerbau besonders hohe Emissionen verursacht. Auf Niedermooren werden durch die ackerbauliche Nutzung ebenfalls die höchsten Treibhausgasemissionen verursacht. Deutlich geringere Emissionen treten bei der Nutzung als Grünland auf (siehe Tabelle 15), und hier vor allem bei extensiver Grünlandnutzung mit hohen Grundwasserständen. Eine wichtige Klimaschutzmaßnahme ist daher der Verzicht auf eine ackerbauliche Moornutzung und die Umwandlung von Acker auf extensiv genutztes Grünland (HÖPER, 2007), möglichst gekoppelt mit einer Anhebung des Grundwasserspiegels.

Moorschutz ist eine der kostengünstigsten Klimaschutzmaßnahmen, da ohne aufwändige Technologien CO₂-Emissionen verhindert werden können. Einfache Holzdämme genügen, um den Wasserhaushalt von entwässerten Mooren wiederherzustellen und ihnen ihre CO₂-Speicherfähigkeit durch Torfakkumulation zurückzugeben. Pro Hektar renaturiertem Moor können bis zu 30 Tonnen CO₂ pro Jahr gebunden werden (NIEDERMAIR et al., 2010).

TABELLE 13: EMISSIONSFAKTOREN FÜR HOCHMOORSTANDORTE UND TORFNUTZUNG. GLOBALES TREIBHAUSPOTENZIAL AUF DER BASIS VON 500 JAHREN (GWP500)

	CO₂ kg C ha⁻¹ a⁻¹	CH₄ kg C ha⁻¹ a⁻¹	N₂O kg N ha⁻¹ a⁻¹	GWP500 kg C-Äquiv. ha⁻¹ a⁻¹
naturnah/Schwingrasen	-337	62	0	-189
schwach entwässerte, degenerierte Moore	3770	5	0	3782
Grünland	3950	0	0	3950
Ackerland	4400	0	0	4400
Forst	1300	0	0	1316
Abtorfung	18890	5	0	18903

Quelle: Höper 2007 verändert

TABELLE 14: EMISSIONSFAKTOREN FÜR NIEDERMOORSTANDORTE. GLOBALES TREIBHAUSPOTENZIAL AUF DER BASIS VON 500 JAHREN (GWP500)

	CO₂ kg C ha⁻¹ a⁻¹	CH₄ kg C ha⁻¹ a⁻¹	N₂O kg N ha⁻¹ a⁻¹	GWP500 kg C-Äquiv. ha⁻¹ a⁻¹
Naturnah	-460	236	0	101
extensiv / ungenutzt	4000	-0,3	6	4415
Grünland	4600	-0,3	14	5618
Acker	11200	-0,2	8	11809
Forst	4600	-0,2	2	4746
Sonstige	4600	-0,2	2	4745

Quelle: Höper 2007

8. LANDNUTZUNGSÄNDERUNG UND IHRE WIRKUNG AUF BODEN UND KLIMA

8.1 EINLEITUNG

Böden spielen im globalen Kohlenstoffkreislauf eine wichtige Rolle. In Österreich sind ca. 820 Megatonnen Kohlenstoff (Mt C) in den Böden gespeichert. Etwas mehr als die Hälfte, ca. 480 Mt, entfällt davon auf Waldböden, rund 22 % (180 Mt) auf Grünlandböden und ca. 10 % (87 Mt) auf Ackerböden. Der Rest teilt sich auf Moorböden (ca. 11 Mt C), Siedlungsgebiete (ca. 25 Mt C) und sonstiges Land (ca. 35 Mt C) auf. Der gesamte C-Speicher der Böden entspricht ungefähr der 35-fachen Menge der nationalen jährlichen Treibhausgasemissionen (berechnet nach Daten in UMWELTBUNDESAMT, 2012b).

Die Umsetzung von Bodenkohlenstoff hängt eng von der Temperatur, der Feuchte sowie der Menge und Qualität des Kohlenstoffinputs in die Böden ab. Veränderungen des Klimas, der Bodenbearbeitung und der Landnutzung wirken sich deshalb auf den Austausch von Kohlenstoff zwischen Atmosphäre, Vegetation und Böden aus und beeinflussen somit die Rolle von Böden als Quellen oder Senken für atmosphärisches CO₂. Landnutzungsänderungen (land use change LUC) gehören zu den stärksten anthropogenen Eingriffen im Kohlenstoffkreislauf terrestrischer Ökosysteme. Global stammt etwa 1/5 der jährlichen anthropogenen Treibhausgasemissionen (1990–1999) aus Landnutzungsänderungen, die vor allem auf Waldrodungen und Umwandlungen dieser Flächen in Acker- und Weideland beruhen (IPCC, 2007).

Die Veränderungen des Bodenkohlenstoffvorrats nach Landnutzungsänderungen sind allgemein unzureichend untersucht und dokumentiert. Viele Untersuchungen umfassen nur die obersten Bodenhorizonte, mangelnde Daten der Trockenrohdichte führen zu weiteren großen Unsicherheiten bei der Quantifizierung der C-Vorratsänderungen. Eine aktuelle Untersuchung von POEPLAU et al. (2011) auf tatsächlichen Änderungsflächen zeigt, dass durch die Umwandlung von Grünland in Ackerland, innerhalb weniger Jahre bis zu 40% des Humus verloren gehen können und als Kohlendioxidemissionen unser Klima beeinträchtigen. Der umgekehrte Weg dauert wesentlich länger. Werden Landnutzungsänderungen rückgängig gemacht, kann es Jahrzehnte bis Jahrhunderte dauern, bis sich der Humus wieder angereichert hat. Dieser zeitliche Aspekt wird oft nicht entsprechend berücksichtigt.

Landnutzungsänderungen (z. B. zum Zweck der Siedlungsraumgewinnung) stellen auch in Österreich eine relevante Größe dar. Insgesamt unterliegen jährlich ca. 0,3–0,5 % (1990-2010) der Fläche einem langfristigen Landnutzungswechsel (siehe auch Abbildung 1). Die daraus entstehenden THG-Emissionen müssen als sogenannte *key category* mit genauen Berechnungsmethoden im Rahmen der nationalen Treibhausgasinventur (UMWELTBUNDESAMT, 2012) abgeschätzt werden. THG-Emissionen aus Umwandlungen von Wald in andere Landnutzungsformen bzw. C-Senken aus Neu- und Wiederbewaldung müssen auch im Rahmen des Kyoto-Protokolls (Art. 3.3) in die Zielerreichung der Emissionsreduktion eingerechnet werden. Mit größenordnungsmäßig 1 Mt CO₂ Emission pro Jahr (aus Biomasse und Boden) stellen die aus den Umwandlungen von Wald resultierenden Emissionen eine signifikante Größe in der österreichischen Kyoto-Bilanz dar.

Neben den direkten Landnutzungsänderungen werden die sogenannten indirekten Landnutzungsänderungen (indirect land use changes ILUC) verstärkt in die Klimadiskussion eingebracht. Indirekte Landnutzungsänderungen entstehen dann, wenn Pflanzen für die spätere energetische Verwertung auf einer Fläche angebaut werden, die vorher dem Anbau von Nahrungs- und Futtermitteln diente und dafür anderenorts wieder Flächen in Ackerland umgewandelt werden (z. B. Rodung von Wäldern, Umwandlung von Grünland).

Die Bodenversiegelung ist in diesem Zusammenhang besonders erwähnenswert. Durch Versiegelung verlieren Böden nahezu alle biologischen Funktionen, insbesondere die Funktion der Wasserspeicherung, die Kühlungsfunktion, die Fähigkeit Kohlenstoff zu speichern und die Produktionsfunktion. Wird im Falle von

Bodenversiegelung das Regenwasser kanalisiert, so entfällt die Grundwasserneubildung. Der Verlust dieser Funktionen wirkt sich negativ auf die Klimabilanz aus und bewirkt zahlreiche indirekte negative Effekte (z.B. erhöhtes Verkehrsaufkommen).

Die jährliche Bodenversiegelung ist direkt von der Flächeninanspruchnahme (Bodenverbrauch) abhängig und liegt nach wie vor auf hohem Niveau. Alleine für das heimische Siedlungs- und Verkehrswesen werden durchschnittlich pro Tag 7 ha Fläche in Anspruch genommen, während sich der mittlere Gesamtflächenverbrauch (inklusive Freizeit- und Bergbauflächen) auf 22 ha pro Tag beläuft (Durchschnittswerte der 3 Jahres-Periode 2009–2012) (UMWELTBUNDESAMT, 2013b). Diese Flächeninanspruchnahme ist vom entsprechenden Zielwert der österreichischen Nachhaltigkeitsstrategie mit einem max. Flächenverbrauch von 2,5 Hektar pro Tag weit entfernt. Nur rund ein Drittel der österreichischen Bundesfläche ist als Dauersiedlungsraum geeignet, davon sind bereits 17 % verbraucht. Die Umwelteffekte der Bodenversiegelung wurden von HÖHKE et al. (2011) für durchschnittliche Böden im Stuttgarter Umland quantifiziert. Es kann angenommen werden, dass für die meisten österreichischen Stadt-Umland Regionen ähnliche Werte gelten:

- Wird ein Hektar Boden versiegelt und das anfallende Regenwasser kanalisiert, so entstehen jährliche Kosten von rund 6.500 € für das Regenwassermanagement und die Wasserspeicherkapazität verringert sich um etwa 2.000 m³.
- Bei einem versiegelten Boden entfällt die Fähigkeit Wasser zu verdunsten und der damit verbundene Kühlungseffekt. Die Temperatur des Mikroklimas erhöht sich durchschnittlich um 2°C und bei Sonnenschein sogar um 4°C im Vergleich zu einer grünen Fläche.
- Auf einem Boden mit einer durchschnittlichen Produktionsfunktion können pro Jahr rund 7,3 Tonnen Getreide produziert werden bzw. rund 4 Personen ausreichend ernährt werden.

8.2 LANDNUTZUNGSWECHSEL IN ÖSTERREICH

Für die Erfüllung der internationalen Berichtspflichten sind genaue Flächendaten zu den Landnutzungskategorien Wald, Acker, Grünland, Feuchtgebiet, Siedlungsraum und Sonstiges Land sowie den Landnutzungsänderungen zwischen diesen Kategorien seit 1970 (für landwirtschaftliche Dauerkulturen seit 1960) erforderlich.

Die Gesamtflächen dieser Landnutzungskategorien sind über viele Jahrzehnte durch diverse Erhebungen und Statistiken (ÖWI, STATAT, INVEKOS) sehr gut erfasst (Abbildung 13). Zwischen 1990 und 2010 war der Flächenzugang im Dauersiedlungsraum mit 36 % (von 384.000 auf 530.000 ha) am höchsten, auch die österreichische Waldfläche konnte in diesem Zeitraum kontinuierlich zunehmen (+3%), dem gegenüber haben die Acker- bzw. Grünlandflächen im selben Zeitraum um ca. 5 % bzw. 10 % abgenommen. Wichtig ist in diesem Zusammenhang, dass landwirtschaftliche Flächen nicht nur durch Verbauung verloren gehen. Durch den allgemeinen Strukturwandel des Agrarsektors und der damit verbundenen Nutzungsaufgabe und Abwanderung aus der Landwirtschaft kam es innerhalb der letzten Jahre auch verstärkt zum Brachfallen von Acker- und Grünlandstandorten (v.a. Grenzertragsböden), die in der Folge nicht verbaut wurden sondern auf denen die natürliche Sukzession in Form einer Verwaldung eingesetzt hat (UMWELTBUNDESAMT, 2005a).

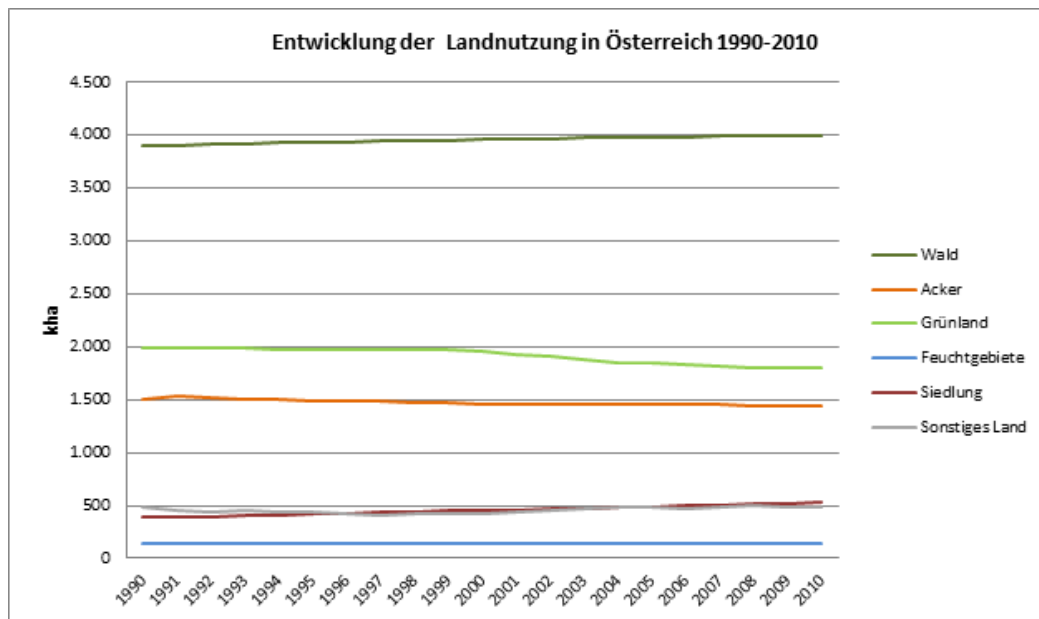


Abbildung 13: Entwicklung der Landnutzung in Österreich seit 1990 (Gesamtflächen)

Eine genaue Flächenstatistik über die Nutzungsänderungen, mit genauen Kenntnissen über Vor- und Nachnutzung von Flächen, liegt in Österreich allerdings nicht vor. Seit der ÖWI 2000/2002 sind die Landnutzungsänderungen von und zu Wald auch mit detaillierten Informationen zu den Änderungskategorien erhoben. Aus der INVEKOS Datenbank lassen sich Wechselflächen zwischen Grün- und Ackerland ab 2003 jährlich ableiten, für die Jahre davor wurde ein durchschnittlicher, relativer Änderungsfaktor (Acker zu GL: 0,3 %; GL zu Acker: 0,05 %) berechnet. Daraus lassen sich in Abbildung 14 auch die deutlichen Änderungen dieser Kategorien ab 2004 erklären. Alle weiteren Landnutzungsänderungen können unter Berücksichtigung der Flächenkonsistenz, den jährlichen Änderungen der jeweiligen Gesamtflächen sowie einigen Hypothesen (z. B. gesetzlicher Schutz der Moorflächen) hergeleitet werden (UMWELTBUNDESAMT, 2012b).

LUC= land use change, Landnutzungsänderung

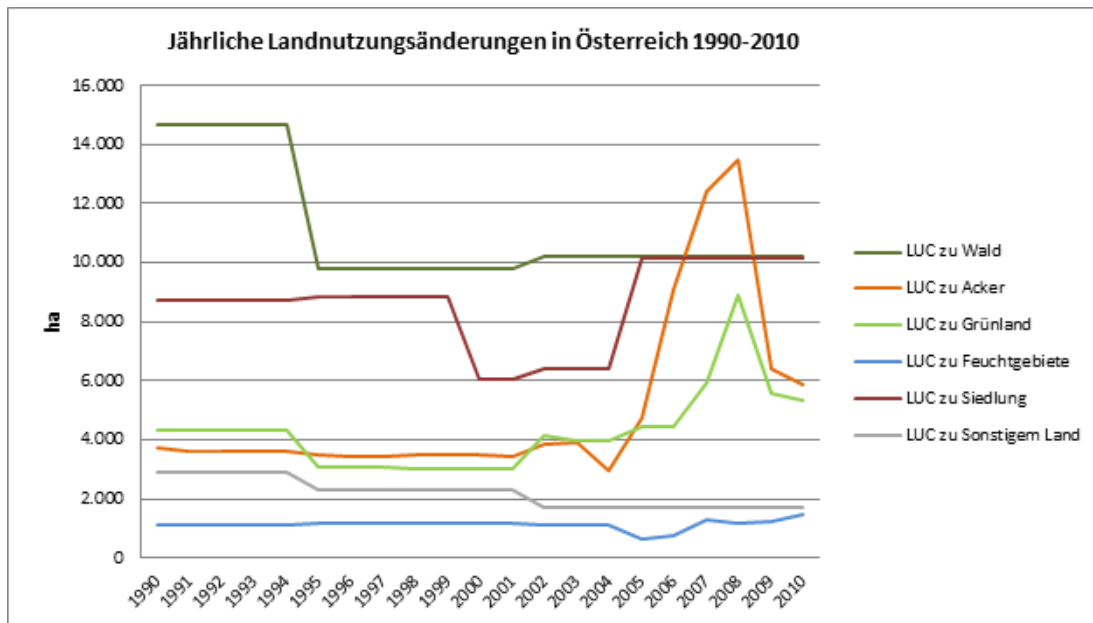


Abbildung 14: Jährliche Landnutzungsänderungen in Österreich seit 1990

Abbildung 14 zeigt, dass neben den Neubewaldungsflächen vor allem Umwandlungsflächen zu Siedlungsgebiet ein beträchtliches Ausmaß annehmen. Den geringsten Anteil weisen Umwandlungsflächen zu Feuchtgebieten (inkl. Gewässer) auf. Für Grünland ist anzumerken, dass gemäß EU-Bestimmung (EU-Ratsverordnung Nr. 1782/2003) sichergestellt werden muss, dass das Dauergrünland um nicht mehr als 10 % zum Referenzjahr 2003 abnimmt (Verhältnis Dauergrünland zu gesamter landwirtschaftlicher Fläche; AMA, 2011).

8.3 EMISSIONEN UND SENKEN DURCH LANDNUTZUNGSÄNDERUNGEN

C-Vorräte in Böden als Grundlage der Emissionsberechnungen

Die tatsächlichen Vorratsänderungen des Bodenkohlenstoffs auf LUC-Flächen sind kaum untersucht und werden von vielen unterschiedlichen Faktoren (Klima, standörtliche Begebenheiten, Bewirtschaftung) beeinflusst. Für die jährlichen Emissionsberechnungen im Rahmen der Berichtspflichten für die UN-Klimarahmenkonvention bzw. das Kyoto-Protokoll ist daher gemäß IPCC „Good-Practice-Guidance“ (2003) – soweit keine anderen Informationen zur Verfügung stehen – ein pragmatischer Ansatz zu wählen, wonach sich der jeweilige nutzungsspezifische C-Vorrat (national, je regionaler differenziert, desto besser) über einen Zeitraum von 20 Jahren einstellt. Es wird somit jährlich 1/20 der C-Vorratsänderung als Emission bzw. Senke angerechnet.

Von den Bundesländern wurden im Zeitraum von 1986 bis 2005 Bodenzustandsinventuren (BZI) durchgeführt. Basierend auf diesen Daten sowie den Ergebnissen der Waldbodenzustandsinventur (WBZI) des BFW wurden nationale Boden-C-Vorräte für Wald, Acker und Grünland abgeleitet (GERZABEK et al., 2005; WEISS et al., 2000 bzw. aktuell regionalisierte stratifizierte Boden-C-Vorräte durch das Umweltbundesamt und das BFW).

Sonderstandorte wie z. B. alpine Zwergstrauchheiden wurden in einer Studie von KÖRNER et al. (1993) hinsichtlich ihrer C-Vorräte untersucht. Entsprechende Studien fehlen allerdings für den Siedlungsraum sowie für Feuchtstandorte.

Die Schätzungen des Umweltbundesamtes für den Boden-C-Vorrat des Dauersiedlungsraumes beruhen darauf, dass etwa, gemäß digitaler Grundstücksdatenbank, 2/3 des Dauersiedlungsraumes nicht versiegelt sind und jene Flächen etwa den gleichen C-Vorrat aufweisen wie intensiv genutzte Grünlandstandorte. Die für Österreich verfügbaren, landnutzungsspezifischen C-Vorräte sind in Tabelle 16 zusammengestellt.

TABELLE 15: LANDNUTZUNGSSPEZIFISCHE C-VORRÄTE IN BÖDEN (T C/HA)

Landnutzung	C-Vorrat in Böden (t C/ha)		Quelle/Daten
	0–30 cm	0–50 cm	
Wald			
Mineralboden		106	Weiss et al. 2000
Auflagehumus		15	Weiss et al. 2000
Acker			
Einjährig	50	60	Gerzabek et al. 2005
mehrfjährig -Wein	48	58	Gerzabek et al. 2005
mehrfjährig - Obst	67	78	Gerzabek et al. 2005
Grünland			
Intensiv	70	81	Gerzabek et al. 2005
Extensiv	104	119	Gerzabek et al. 2005
Wetland			
Gewässer	0	0	Schätzung Umweltbundesamt
Moore		500	Schätzung Umweltbundesamt
Siedlung	50	60	Schätzung Umweltbundesamt
Industrie, Bergbau	0	0	Schätzung Umweltbundesamt
Deponie	0	0	Schätzung Umweltbundesamt
Sonstiges Land	71,24		Körner et al.1993 (flächengew. Wert)
Zwergstrauchheide		81	Körner et al. 1993
Schutthalde		0	Körner et al. 1993
Felsen		0	Körner et al. 1993
Sonstige		119	Körner et al. 1993

Darüber hinaus liegen zur regionalen Differenzierung der C-Änderungen in Böden jüngste Auswertungen des Umweltbundesamtes bzw. des BFW der Daten der Bodenzustandsinventuren aus dem Bodeninformationssystem BORIS und der WBZI nach forstlichen Wuchsgebieten vor. Für die genaue Berechnung von C-Vorräten in Böden sind neben dem C-Gehalt, die Bodendichte und der Grobanteil (Skelettgehalt) der Böden von entscheidender Bedeutung. Diese Informationen sind nicht für alle Standorte der BZI vorhanden, sodass bei fehlender Information entsprechend der in GERZABEK et al. (2005) beschriebenen Methodik vorgegangen wurde. Diese Unsicherheiten müssen bei Betrachtung der Ergebnisse der Tabelle unbedingt mitberücksichtigt werden.

TABELLE 16: LANDNUTZUNGSSPEZIFISCHE C-VORRÄTE IN MINERALBÖDEN(0-50CM; T C/HA) DIFFERENZIERT NACH FORSTLICHEN WUCHSGEBIETEN

Forstl. Wuchsgebiet	Acker	GL intensiv	GL extensiv
	T t C/ha (0-50 cm)		
Böhmisches Massiv	56	75	132-
Innenalpen	90	95	130
Kalkalpen	80	100	120
Tieflagen	65	79	139
Zwischenalpen	90	94	139

(Umweltbundesamt 2014)

Jährliche Emissionen/Senken durch Landnutzungsänderungen

Landnutzungsänderungen bewirken stets C-Änderungen in der Biomasse, im Auflagehumus (soweit Wald involviert ist) und im Mineralboden dieser Flächen. Bei LUC zu Acker sind aufgrund der erhöhten Mineralisation im Boden auch N₂O Emissionen (Lachgas) zu berechnen.

Die hier dargestellten Emissionszahlen beruhen auf den Berechnungen für den National Inventory Report 2012 (UMWELTBUNDESAMT, 2012). Die tatsächlichen Kyoto-relevanten Werte sind dem NIR 2014 zu entnehmen (UMWELTBUNDESAMT, 2014).

Die Entwicklung dieser THG-Emissionen einerseits, sowie der CO₂-Speicherung (Senkenwirkung) andererseits ist in den Abbildungen 15 und 16 für Österreich dargestellt. Die Emissionen aus Biomasse, Auflagehumus und Mineralboden liegen seit 1990 zwischen 1.960 und 2.650 kt CO₂ äquiv., wovon ca. 60 % (56–67 %) auf Emissionen aus den C-Änderungen in den Mineralböden entfallen. Wird der Auflagehumus im Wald dazu gerechnet, erhöht sich der Anteil auf über 80 %. Die CO₂ Speicherung auf LUC Flächen liegt im selben Zeitraum zwischen 2.780 und 5.110 kt CO₂, hier entfallen knapp 30 % (27–29 %) auf den Mineralboden (65 %, wenn der Auflagehumus mitberücksichtigt wird).

In der Nettorechnung stellt der Mineralboden bei den LUC also eine THG-Quelle von 140-420 kt CO₂ dar, während die C-Änderungen in der Biomasse und dem Auflagehumus eine C-Senke (von je 480–1370 kt CO₂) ergeben (Abbildung 16).

In Summe ergibt sich aus den LUC eine jährliche CO₂ Speicherung von 620–2.460 kt CO₂, allerdings mit stark rückläufiger Tendenz seit 1995, die im Folgenden erläutert wird

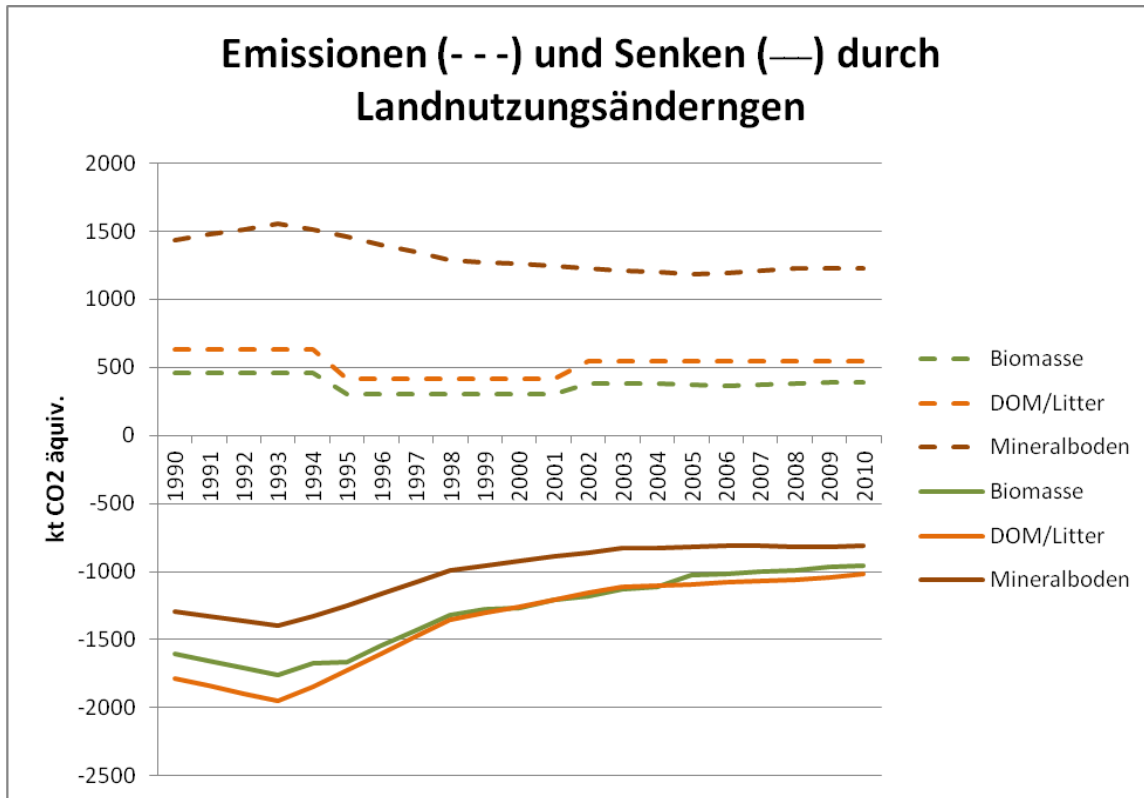


Abbildung 15: Entwicklung der Treibhausgasemissionen und der Senken (Biomasse, Auflagehumus, Mineralboden, Gesamt) durch Landnutzungsänderungen

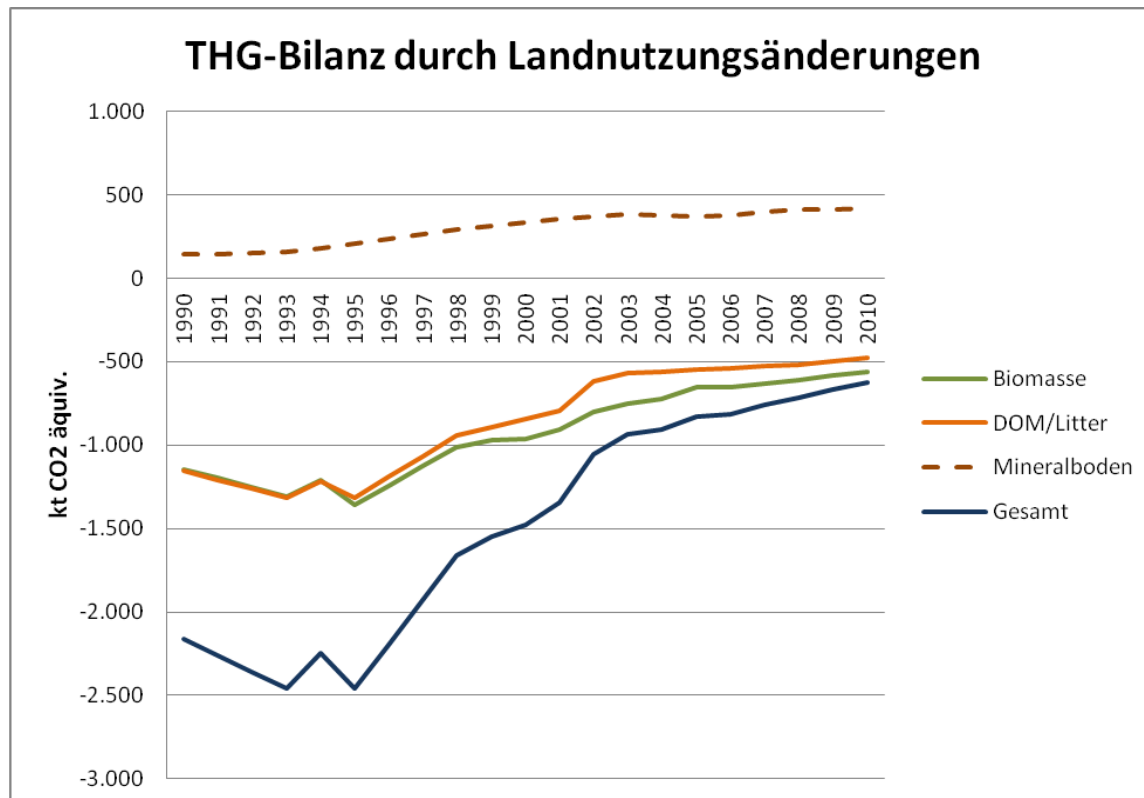


Abbildung 16: Entwicklung der Treibhausgasbilanz (Biomasse, Auflagehumus, Mineralboden, Gesamt) durch Landnutzungsänderungen

Wie sich die THG-Emissionen bzw. C-Senken durch Landnutzungsänderungen zwischen den einzelnen Nutzungskategorien unterscheiden, ist in Abbildung 17 zusammengefasst.

Landnutzungsänderungen zu Wald bilanzieren dabei immer als C-Senke. Eine einzige Ausnahme stellt dabei nur die C-Änderung im Mineralboden bei LUC von extensivem Grünland zu Wald dar; hier entsteht eine CO₂ Quelle, die aber durch die Senkenwirkungen der anderen LUC zu Wald rein rechnerisch kompensiert wird. Bei LUC zu Grünland wirkt der Mineralboden als CO₂-Senke. Alle anderen Landnutzungsänderungen (LUC zu Acker, zu Feuchtgebiete, zu Siedlungsraum, zu Sonstigem Land) führen zu CO₂ Emissionen aus den Böden, die weit höher liegen als die Emissionen aus der Biomasse oder dem Auflagehumus in diesen Kategorien.

Die Graphiken über die Entwicklung der Emissionen/Senken von einer Landnutzungskategorie weg (z. B. LUC von Wald) in Abbildung 17 dienen als ergänzende Information. Rechnerisch darf jeweils nur eine Kategorie (LUC zu/LUC von) berücksichtigt werden, da es sonst zu einer doppelten Verrechnung der Emissionen/Senke kommen würde.

Für die Zielerreichung der Emissionsreduktion im Rahmen des UN-Kyoto-Protokolls sind in der ersten Verpflichtungsperiode (2008–2012) die C-Änderungen durch Landnutzungsänderungen von und zu Wald seit 1990 obligatorisch zu berichten. Diese Aktivitäten stellen in Österreich nach den vorläufigen Schätzungen eine Netto-THG- Senke dar.

GESAMTEMISSIONEN AUS BÖDEN DURCH LANDNUTZUNGSÄNDERUNGEN IN ÖSTERREICH IM ZEITRAUM 1990-2010.

Mit den bislang vorliegenden Ergebnissen ergeben sich durch Landnutzungsänderungen THG-Emissionen aus den Böden (Mineralboden +Auflagehumus) von 38.598 kt CO₂ äquiv. für den Zeitraum 1990–2010. Im Durchschnitt (1830 kt CO₂ äquiv. pro Jahr) entspricht das 2,2 % der jährlichen Gesamtemissionen Österreichs (ohne LULUCF, UMWELTBUNDESAMT, 2012b). Dem gegenüber steht eine Senkenwirkung von 50.348 kt CO₂ (Mineralboden +Auflagehumus), die sich maßgeblich aus LUC zu Wald und LUC von Acker in Grünland ergeben.

Wie bereits im Kapitel 8.2 erwähnt, weisen Landnutzungsänderungen zu Siedlungsgebiet im letzten Jahrzehnt den höchsten Anstieg auf (36 %). Auswertungen der Regionalinformationen der Statistik Austria haben ergeben, dass im Durchschnitt 2/3 der Dauersiedlungsfläche unversiegelt und 1/3 versiegelt ist. Für die unversiegelte Fläche wird aufgrund mangelnder Bodenuntersuchungen angenommen, dass der Boden-C-Vorrat jenem von intensiv genutztem Grünland entspricht, für versiegelte Flächen wird ein C-Vorrat von 0 unterstellt. Demnach werden jährlich im Schnitt ca. 400 kt CO₂ durch LUC zu Siedlungsraum freigesetzt (ca. 8.000 kt CO₂ für den Zeitraum 1990–2010), das entspricht ca. 0,5 % der durchschnittlichen jährlichen Gesamtemissionen Österreichs (1990–2010; UMWELTBUNDESAMT, 2012b)



Abbildung 17: Entwicklung der CO₂ Emissionen (+) und CO₂ Senken (-) aus Biomasse, Auflagehumus und Mineralboden in den einzelnen LUC Kategorien von 1990–2010

9. FORSCHUNGSBEDARF

IN DIESEM KAPITEL werden alle offenen Forschungsfragen aufgelistet, die von den Mitwirkenden der Arbeitsgruppe in den einzelnen Bereichen identifiziert wurden. Die Recherchen, die im Rahmen dieser Arbeitsgruppe durchgeführt wurden, haben eindeutig gezeigt, dass gerade im Bereich Boden und Klima noch viele Fragen geklärt werden müssen, um für künftige Herausforderungen optimale Antworten geben zu können. Diese Auflistung erhebt jedoch keinen Anspruch auf Vollständigkeit, kann aber Anregungen für künftige Forschungsarbeiten bieten.

ACKERBÖDEN

- Erhebungen nationaler treibhausgasrelevanter Faktoren im Bodenbereich – soweit dies sinnvoll und machbar ist (Einige der derzeit in den IPCC Richtlinien geltenden Faktoren zur Quantifizierung treibhausrelevanter Prozesse wurden aufgrund teils unsicherer Datengrundlagen erhoben. Für eine verbesserte österreichische Bilanzierung sollten möglichst nationale Faktoren basierend auf österreichischen Datengrundlagen herangezogen werden, da die IPCC Werte auf internationalen Studien beruhen, die zum Teil nicht gut mit den österreichischen Gegebenheiten übereinstimmen.)
- Erfassung national durchgeführter Aktivitäten im Bereich Bodenmonitoring und Überprüfung auf ihre Kompatibilität mit Datenanforderungen zur Klimarelevanz. Gegebenenfalls sollte eine Anpassung erhobener Informationen erfolgen, um später eine klimarelevante Auswertung durchführen zu können. In diesem Zusammenhang muss auf die enorme Bedeutung langjährig verfügbarer Datenreihen hingewiesen werden, da nur diese eine Auswertung bezüglich klimarelevanter Prozesse ermöglichen.
- Untersuchung des Beitrags des Agrarumweltprogrammes zum Humusaufbau bzw. zur Humuskonservierung in Böden. In diesem Kontext wäre ggf. eine Gegenüberstellung von Flächen, die in bodenrelevante ÖPUL-Maßnahmen wie Bio, Immergrün, Zwischenfruchtanbau, oder Mulch- und Direktsaat eingebunden sind, mit Nicht-Maßnahmen-Flächen sinnvoll. Wichtig ist in diesem Kontext, dass die Untersuchungen nicht allein am C_{org} von Böden festgemacht werden sollten, da die Bodenqualität auch durch andere Parameter (insbes. pflanzenverfügbares N, P, K, pH-Wert) charakterisiert ist.

HUMUSBILANZIERUNG

- Zusammenfassung der in Österreich vorhandenen Datenbasis (siehe Ackerböden) hinsichtlich einer sinnvollen Weiterentwicklung des Tools „Humusbilanzierung“ für Beratungszwecke. Im Rahmen der Diskussionen hat sich gezeigt, dass den einzelnen beteiligten Institutionen z. T. durchaus umfangreiche Bodendaten zur Verfügung stehen, die jedoch nur eingeschränkt Verwendung finden. Auf dieser Basis könnte man anhand der Bewirtschaftungsdaten und Daten zur Humusgehaltsentwicklung dieser Standorte ausgewählte Humusbilanzierungsmethoden überprüfen und, soweit möglich, für österreichische Verhältnisse validieren. Das Ziel wäre eine vergleichende Beurteilung der Qualität der verschiedenen Methoden hinsichtlich ihrer Aussagen zu humusmehrenden Maßnahmen zu ermöglichen ebenso wie eine bessere Beurteilung der Auswirkungen einzelner Maßnahmen auf die organische Substanz (Menge, Dynamik) und eine bessere Abschätzung von Unterschieden in Abhängigkeit der Standortverhältnisse.
- Durchführung von Humusgehaltsmessungen zur Ermittlung der Lagerungsdichte über den Zeitverlauf. Diese werden meist in Prozent erhoben, jedoch kann man hierbei nicht auf die tatsächlichen Mengen (t/ha) im Boden rückschließen.
- Untersuchung der Tiefenprofile von Humusverteilungen einschließlich des Unterbodens in Abhängigkeit von Humusanreicherungs-Maßnahmen.
- Untersuchung der Wirksamkeit von Carbonisierungs-Produkten auf die C_{org} -Dynamik

GRÜNLAND-, ALM- UND GEBIRGSBÖDEN

In unterschiedlichen Landschaftsräumen, Höhenstufen, Boden- und Vegetationstypen wären folgende Untersuchungen von großer Bedeutung:

- Vorrat an organischem Kohlenstoff in Grünland- sowie Alm- und Gebirgsökosystemen (Kohlenstoffvorrat zumindest bis 50 cm Bodentiefe)
- Größe und Dynamik einzelner Kohlenstoffpools (insbesondere Wurzel- und Stoppelmasse)
- Beitrag der ober- und unterirdischen Bestandesabfälle für die Humusbildung in Grünland- sowie Alm- und Gebirgsökosystemen
- Bedeutung von gelöstem totalen Kohlenstoff (TC) für die Kohlenstoffbilanz (in Messung des jahreszeitlichen Verlaufes der TC-Konzentration im Sickerwasser von Grünlandböden, idealerweise in verschiedenen Bodentiefen und Quantifizierung des TC-Austrages mit dem Sickerwasser)
- Auswirkungen einer Intensivierung der Bewirtschaftung der Grünland- sowie Almökosysteme, Grünlandbewirtschaftung und einer Bewirtschaftungsaufgabe auf Größe und Dynamik einzelner Kohlenstoffpools im Ökosystem
- Auswirkungen einer Klimaänderung auf Vorrat und Kreislauf von Kohlenstoff in Grünland- sowie Alm- und Gebirgsökosystemen
- Auswirkungen einer Klimaänderung auf Treibhausgasemissionen aus Grünland- sowie Alm- und Gebirgsökosystemen
- Strategien, die geeignet sind, Treibhausgasemissionen aus Grünland- sowie Alm- und Gebirgsböden zu minimieren
- Strategien, die geeignet sind, organischen Kohlenstoff in Grünland- sowie Alm- und Gebirgsböden zu akkumulieren und langfristig zu deponieren, ohne Ertrag, Futterqualität oder Biodiversität negativ zu beeinflussen
- Möglichkeit der Kohlenstoffanreicherung im Unterboden durch tiefwurzelnde Grünlandpflanzen.
- Tiefenprofile von Humusverteilungen einschließlich Unterboden in Abhängigkeit von Humusanreicherungs-Maßnahmen.
- Wirksamkeit von Carbonisierungs-Produkten auf die C_{org} -Dynamik

MOORBÖDEN

In den unterschiedlichen Moortypen (Nieder-, Übergangs- und Hochmoore) wären folgende Untersuchungen von großer Bedeutung:

- Vorrat an organischem Kohlenstoff in Moorböden (Kohlenstoffvorrat zumindest bis 50 cm Bodentiefe)
- Größe und Dynamik einzelner Kohlenstoffpools in Moorökosystemen (insbesondere Moosschicht)
- Bedeutung von gelöstem totalen Kohlenstoff (TC) für die Kohlenstoffbilanz (Messung des jahreszeitlichen Verlaufes der TC-Konzentration im Bodenwasser von Moorböden, idealerweise in verschiedenen Bodentiefen und Quantifizierung des TC-Austrages aus dem Moorökosystem)
- Auswirkungen von pflege- und standortangepassten Bewirtschaftungsmaßnahmen (insbesondere Mahd, Entbuschung), Renaturierungsmaßnahmen, Bewirtschaftungsaufgabe intensiverer land- und forstwirtschaftlicher Nutzung (Acker, Wirtschaftsgrünland, Forst) auf Größe und Dynamik einzelner Kohlenstoffpools im Moorökosystem
- Quantifizierung der THG-Emissionen aus naturnahen Mooren, renaturierten Mooren sowie aus Mooren mit land- und forstwirtschaftlicher Nutzung
- Einfluss des Klimawandels auf die Torfakkumulation und THG-Emissionen
- Strategien, die geeignet sind, THG-Emissionen aus Moorböden zu minimieren.

FORSTWIRTSCHAFT

- Auswirkung möglicher Klimaänderungen (Niederschlag, Temperatur) auf die Kohlenstoffdynamik im Wald
- Auswirkung der Waldbewirtschaftung (Nutzung, Baumartenwahl) auf die Kohlenstoffdynamik
- Modellierung von THG-Emissionen (CO₂, N₂O, NO, CH₄) aus anderen Landnutzungen unter unterschiedlichen Bewirtschaftungs- und Klimaszenarien zur Erstellung einer österreichischen Treibhausgasbilanz
- Einfluss von Stickstoffdepositionen auf die Kohlenstoffspeicherung
- Auswirkung von Bodenerosion auf den Kohlenstoffvorrat
- Vervollständigung und Weiterführung des Waldboden-Monitorings
- Aktualisierung / Wiederholungsaufnahme der Österreichischen Waldinventur.

LANDNUTZUNGSÄNDERUNGEN

Folgende Untersuchungen bzw. Studien wären von großer Bedeutung:

- Bodenmonitoring (Messung von C_{org} und Bodendichte) auf tatsächlichen, langfristigen Landnutzungsänderungsflächen
- Bodendichtemessungen bzw. Ableitung einer Bodendichtefunktion für Böden unterschiedlicher Landnutzungen
- Untersuchung von C-Vorräten (t C/ha) in Böden von Siedlungsgebieten
- Erstellung einer einheitlichen, nationalen Flächenstatistik und weiterführende Erhebungen aller Landnutzungsänderungen.
- Feuchtgebiete – Änderung des C-Vorrates in Böden/Sedimenten durch Aufstauung von Gewässern
- Auswertung der BZI Daten nach landwirtschaftlichen Produktionsgebieten
- Stabilität und Dynamik der unterschiedlichen C-Pools in Böden
- Was passiert mit dem Kohlenstoff, der bei Bauaushub (von Grünland/von Ackerland) aus dem Boden entfernt wird, bzw. wieviel Kohlenstoff wird hier entfernt (beispielsweise Verwendung als Aufschüttung auf Acker oder in einem Garten, Verwendung als Zuschlagsstoff für Kompostierer oder zum Geländeausgleich)

10. ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

DIE HEUTIGE INTERNATIONALE Klimapolitik versucht seit einiger Zeit eine verstärkte Einbeziehung der Böden in Klima- und Energieziele voranzutreiben. Dies ist auch für europäische Staaten ein komplexes Unterfangen, obwohl diese generell über ein hohes Niveau von Bodendaten verfügen. Eine kalkulatorische Einbeziehung von Böden in klimapolitische Ziele ist neben anderen Gründen auch durch teilweise konkurrierende politische Ziele sowie aufgrund der Diversität von Böden und bodenklimatischen Parametern äußerst komplex. Böden beherbergen insgesamt einen großen globalen Vorrat an organischem Kohlenstoff, sodass Abnahmen bzw. Zunahmen an diesem Vorrat selbstverständlich auch die Emissions- und Senkenwirkung beeinflussen. Die Bodenbewirtschaftung kann im Sinne des Klimaschutzes jedenfalls einen Beitrag leisten, dies kann aber nur einer von vielen sein, die in anderen Bereichen getroffen werden müssen.

Im vorliegenden Bericht geht es daher in erster Linie um eine Aufbereitung der bereits vorhandenen Daten sowie um das Aufzeigen von Möglichkeiten einer humusschonenden Bewirtschaftung. Ziel ist dabei nicht eine Kohlenstoffmaximierung im Boden, sondern in erster Linie geht es hier um die Frage einer Annäherung an das jeweilige standortspezifische Optimum unter Berücksichtigung aller Bodenfunktionen, zum einen durch eine Erhöhung der Humusgehalte und zum anderen durch die Verhinderung von Humusabbau. Die größten Kohlenstoffspeicher in Böden finden sich jedenfalls in Wäldern, in Mooren und im Grünland. Viele der Bodenparameter sind stark klimaabhängig und beeinflussen daher die Leistungen der Böden in vielfältiger Weise. Um verlässliche und vergleichbare Aussagen über Veränderungen im Bodenkohlenstoffgehalt, aber auch hinsichtlich der Stickstoffdynamik treffen zu können, ist neben einer verstärkten Vernetzung des vorhandenen Wissens weitere Forschung ebenso wichtig. In diesem Zusammenhang wird speziell auf die unübersehbar große Bedeutung von Dauerversuchen hingewiesen.

In den vergangenen 10-20 Jahren wurden in Österreich vermehrt humusschonende Bewirtschaftungsverfahren angewendet. Untersuchungen der AGES haben ergeben, dass sich aufgrund dieser Maßnahmen die Humusgehalte von Ackerböden stabilisiert bzw. leicht erhöht haben. Hinter diesen Erfolgen steht zu einem Großteil das Österreichische Umweltprogramm, das auch zukünftig eine wichtige Rolle spielen wird. Neben der Bodenbearbeitung sollte aber auch dem Thema standortgerechte Fruchtfolge noch mehr Aufmerksamkeit geschenkt werden. Zu den wichtigsten Maßnahmen zählen neben der bodenschonenden Ackerbewirtschaftung die Erhaltung von Dauergrünland, im speziellen von extensivem Grünland und der Schutz von Böden mit hohem C- Vorrat, aber auch eine Raumordnung bzw. Flächennutzung mit dem Ziel einer Reduktion der Bodenversiegelung.

Abschließend wird festgehalten, dass es aufgrund der vorhandenen Daten, Informationen bzw. Prognosen und der damit verbundenen Unsicherheiten weder sinnvoll noch seriös erscheint, ein Potenzial der land- und forstwirtschaftlich genutzten Böden im Hinblick auf die Reduktion von THG-Emissionen bzw. auf die mögliche zusätzliche Speicherung von C_{org} -Vorräten für Österreich abzuschätzen. Selbst die im Rahmen der internationalen Treibhausgasbilanzierung angewandten Methoden zur Lachgasberechnung, die auf dem bestmöglichen derzeitigen Wissen basieren, unterliegen einer hohen Unsicherheit. Nichtsdestotrotz soll das bereits vorhandene Wissen dafür eingesetzt werden, um möglichst flächendeckend eine boden- bzw. humusschonende Bewirtschaftung zu forcieren. Darüber hinausgehend ist es aber auch erforderlich, die Forschungsarbeiten im Hinblick auf die noch offenen Fragen voranzutreiben und auch international auf eine bessere Vernetzung hinzuarbeiten.

Das vorliegende Positionspapier entspricht zum Großteil dem Stand 2013 und beschreibt die langjährigen Entwicklungen. Es wird darauf hingewiesen, dass im Moment mehrere längerfristige Forschungsprojekte auf diesem Gebiet laufen, deren Ergebnisse zur Zeit noch nicht vorliegen.

Es ist jedenfalls davon auszugehen, dass dem Boden und seinen vielfältigen Funktionen zukünftig sowohl national als auch international zu Recht eine stärkere Aufmerksamkeit geschenkt werden wird. Dabei muss jedoch auch das Bewusstsein dafür gestärkt werden, dass Bodenschutz nicht nur ein Thema in der Land- und Forstwirtschaft ist, sondern dass jeder in seinem Wirkungsbereich zum Bodenschutz beitragen kann damit sichergestellt werden kann, dass diese Ressource auch zukünftig in ausreichender Menge und Qualität zur Verfügung steht. Änderungen der klimatischen Bedingungen beeinflussen den Boden nachweislich, daher trägt ein schonender Umgang mit dem Boden nicht nur zum Klimaschutz bei, sondern ein gesunder Boden kann auch besser auf geänderte Bedingungen vorbereitet und angepasst werden.

11. GLOSSAR

DIE FOLGENDEN BEGRIFFSERLÄUTERUNGEN folgen im Wesentlichen ÖNORMEN bzw. den Richtlinien des Fachbeirats für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz.

Die Definitionen umfassen allgemeine bodenkundliche Begriffe, die für das Verständnis und die Verwendung des gegenständlichen Berichts für wesentlich erachtet werden, des Weiteren werden Begriffsdefinitionen mit Bezug auf Bewirtschaftungsweisen angeführt.

Abkürzungsverzeichnis:

AGES	Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit
BFW	Bundeforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft
BORIS	Bodeninformationssystem
BZI	Bodenzustandsinventur
C	Kohlenstoff (Carbon)
CH₄	Methan
CO₂	Kohlendioxid
C_{org}	Organischer Kohlenstoff
C_{tot}	Gesamtkohlenstoff
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik
GWP500	Globales Treibhauspotenzial auf der Basis von 500 Jahren
HE	Humuseinheit
ILUC	Indirect Land Use Change = Indirekte Landnutzungsänderungen
INVEKOS	Integriertes Verwaltung- und Kontrollsystem
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
kt	Kilotonne = 1.000 t = 1 Gigagramm (Gg) = 10 ⁹ g
LF	Landwirtschaftlich genutzte Fläche
LUC	Land Use Change = Landnutzungsänderung
LULUCF	Land Use, Land Use Change and Forestry = Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft
Mt	Megatonne = 1.000 kt
N	Stickstoff (Nitrogen)
N₂O	Lachgas (Distickstoffoxid)
N_{min}	mineralischer und damit direkt pflanzenverfügbarer Stickstoff (Nitrat und Ammonium)
N_{tot}	Gesamtstickstoff
ÖPUL	Österreichisches Programm für eine umweltgerechte Landwirtschaft
ÖWI	Österreichische Waldinventur
Pg	Petagramm (Pg) = 10 ¹⁵ g = 1 Gigatonne (Gt) = 1.000 Mt
PlaneteGES	GES gaz à effet de serre = Treibhausgas
RL	Richtlinie
S	Schwefel
S_{tot}	Gesamtschwefel
TC	Totaler gelöster Kohlenstoff
THG	Treibhausgas
TOC	total organic carbon = gesamter organischer Kohlenstoff
UBA	Umweltbundesamt GesmbH
UBAG	Umweltgerechte Bewirtschaftung von Ackerflächen und Grünlandflächen
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change, UN-Klimarahmenkonvention
VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten
WBZI	Waldbodenzustandsinventur

Boden

(gemäß allgemeine Bestimmungen der RL 2010/75/EU über Industrieemissionen)

die oberste Schicht der Erdkruste, die sich zwischen dem Grundgestein und der Oberfläche befindet. Der Boden besteht aus Mineralpartikeln, organischem Material, Wasser, Luft und lebenden Organismen;

(gemäß ÖNORM L 1050 aus 2014)

obere Schicht der Erdrinde, die aus mineralischen Teilchen, organischer Substanz, Wasser, Luft und lebendigen Organismen besteht

- Boden besteht aus festen anorganischen und organischen Komponenten sowie aus Hohlräumen, die mit Wasser und den darin gelösten Stoffen und Gasen gefüllt sind.

Bodenart; Bodentextur

(gemäß ÖNORM L 1050 aus 2014)

Verteilung der mineralischen Bodenbestandteile eines Bodens auf Korngrößenklassen, die eine definierte Schwankungsbreite haben

- Für die Bodenarten des mineralischen Feinbodens sind die Korngrößenklassen Sand, Schluff und Ton maßgebend. Die Korngrößenklassen des Feinbodens liegen nach Dispergierung der Aggregate vor.

Bodentyp

(gemäß ÖNORM L 1050 aus 2014)

bodenkundliches Erscheinungsbild, aus dem Genese und Dynamik eines Bodens sowie dessen grundsätzliche Horizontabfolge hervorgehen

Bodenwasserhaushalt

(gemäß ÖNORM L 1050 aus 2014)

durchschnittliche Wasserversorgung eines Standortes, die sich aus der Summe aller herein- und hinausgehenden Wasserflüsse sowie der Änderung des Wasservorrats, bezogen auf ein definiertes Bodenvolumen, als Funktion der Zeit ergibt

- Der Wassergehalt verändert sich durch Aufnahme, Speicherung und Abgabe von Wasser und durch Reaktion im Boden in Abhängigkeit von Bewuchs, Witterungsverlauf und hydrologischer Situation sowie von Ort, Zeit und Bodentiefe. Die Wasserhaushaltsgleichung beschreibt die herein- und hinausgehenden Wasserflüsse.

Humus

(gemäß ÖNORM L 1050 aus 2014)

Gesamtheit aller im und auf dem Mineralboden befindlichen abgestorbenen pflanzlichen und tierischen Substanzen und deren organische Umwandlungsprodukte sowie durch anthropogene Tätigkeiten eingebrachte organische Stoffe

- Der Humusgehalt ist der mit dem konventionellen Faktor 1,72 multiplizierte Gehalt an organischen Kohlenstoff.
- Die Abgrenzung von toter (Humus) und lebender (Edaphon) organischer Substanz kann analytisch nur unvollkommen erfasst werden.

Humusform

(gemäß ÖNORM L 1050 aus 2014)

Beschaffenheit (Auftreten, Zusammensetzung und Mächtigkeit) organischer Auflage- und mineralischer Humushorizonte

Organischer Kohlenstoff; gesamter organischer Kohlenstoff (TOC)

(gemäß ÖNORM L 1050 aus 2014)

aus der organischen Substanz des Bodens stammender Kohlenstoff

Organische Substanz

(gemäß ÖNORM L 1050 aus 2014)

Summe aus toten (Humus) und lebenden (Edaphon) organischen Verbindungen im Boden

Bodenfunktion

(gemäß L 1076 aus 2013)

Leistungsvermögen des Bodens, die dieser auf Grund seiner Eigenschaften in einem funktionalen Kontext hat

- Es wird zwischen natürlichen Bodenfunktionen, Nutzungs- und Produktionsfunktionen inkl. Trägerfunktionen sowie Archivfunktionen unterschieden, die in eine oder mehrere Bodenteilfunktionen unterteilt werden.

Nutzungs- und Produktionsfunktion inklusive Trägerfunktion

(gemäß L 1076 aus 2013)

Bodenfunktionen, die den räumlichen oder flächenbezogenen Nutzungsansprüchen des Menschen zuzuordnen sind

- Zu den Nutzungs- und Produktionsfunktionen inklusive der Trägerfunktionen werden verschiedene Funktionen des Bodens als Träger für (Wohn-)Gebäude, Verkehrs- und sonstige Infrastruktur, für die Land- und Forstwirtschaft oder als Rohstofflagerstätte gezählt.

In der ÖNORM 1076 werden ausschließlich die *natürlichen Bodenfunktionen* sowie die *Archivfunktionen* betrachtet. Für diese wird folgende Systematik zugrunde gelegt:

Systematik der Bodenfunktionen gemäß ÖNORM L 1076:

- 1 Lebensraumfunktion
 - 1.1 Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen
 - 1.2 Lebensgrundlage und Lebensraum für Bodenorganismen
 - 1.2a Lebensraum für Bodenorganismen
 - 1.2b Genreservoir, Biodiversität
 - 1.3 Lebensgrundlage und Lebensraum für Pflanzen
 - 1.3a Standortpotential für natürliche Pflanzengesellschaften
 - 1.3b natürliche Bodenfruchtbarkeit
- 2 Bestandteil des Naturhaushalts
 - 2.1 Funktion des Bodens im Wasserhaushalt
 - 2.1a Abflussregulierung
 - 2.1b Beitrag zur Grundwasserneubildung
 - 2.1c thermische Ausgleichsfunktion (Cooling factor)
 - 2.2 Funktion des Bodens im Stoffhaushalt
 - 2.2a Nährstoffpotential und Nährstoffverfügbarkeit
 - 2.2b Kohlenstoffspeicher
 - 2.2c Gashaushalt
- 3 Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium
 - 3.1 Filter und Puffer für anorganische sorbierbare (Schad-)Stoffe
 - 3.2 Filter und Puffer für organische (Schad-)Stoffe
 - 3.3 Puffer für saure Einträge
- 4 Archivfunktion
 - 4.1 Archiv der Naturgeschichte
 - 4.2 Archiv der Kulturgeschichte

Im Folgenden werden die für vorliegende Broschüre relevanten Boden- und Bodenteilfunktionen (gemäß L 1076 aus 2013) angeführt:

Lebensgrundlage und Lebensraum für Pflanzen

Die Bodenfunktion „Lebensgrundlage und Lebensraum für Pflanzen“ beschreibt das Leistungsvermögen eines Bodens, als Standort für Pflanzen zu fungieren.

Natürliche Bodenfruchtbarkeit

Die Bodenteilfunktion „natürliche Bodenfruchtbarkeit“ beschreibt das Leistungsvermögen eines Bodens, einem breiten Spektrum an Kulturpflanzen geeignete Wachstumsbedingungen, die ohne kulturtechnische Eingriffe gegeben sind, zu bieten.

Funktion des Bodens im Wasserhaushalt

Die Bodenfunktion „Funktion des Bodens im Wasserhaushalt“ beschreibt bestimmte Leistungen des Bodens in den natürlichen Wasserkreisläufen.

Abflussregulierung

Die Bodenteilfunktion „Abflussregulierung“ beschreibt das Leistungsvermögen eines Bodens, Niederschlagswasser zu speichern und zeitlich verzögert abzugeben.

Grundwasserneubildung

Die Bodenteilfunktion „Grundwasserneubildung“ beschreibt das Leistungsvermögen eines Bodens, Sickerwasser aus der durchwurzelten Bodenzone in das Grundwasser abzugeben.

Thermische Ausgleichsfunktion

Die Bodenteilfunktion „thermische Ausgleichsfunktion“, die auch als „Cooling Factor“ bezeichnet wird, beschreibt das Leistungsvermögen eines Bodens, den Wärmehaushalt in einer Region zu regulieren.

Nährstoffpotential und Nährstoffverfügbarkeit

Die Bodenteilfunktion „Nährstoffpotential und Nährstoffverfügbarkeit“ beschreibt das Leistungsvermögen eines Bodens, Nährstoffe, insbesondere basische Kationen, zur Verfügung zu stellen.

Kohlenstoffspeicher

Die Bodenteilfunktion „Kohlenstoffspeicher“ beschreibt das Leistungsvermögen eines Bodens, Kohlenstoff in organischer Form zu binden und zeitlich verzögert wieder freizusetzen.

Gashaushalt

Die Bodenteilfunktion „Gashaushalt“ beschreibt das Leistungsvermögen eines Bodens, Gase zu transportieren, zu speichern und mit der Atmosphäre auszutauschen.

Filter und Puffer für anorganische sorbierbare (Schad-)Stoffe

Die Bodenteilfunktion „Filter und Puffer für anorganische sorbierbare (Schad-)Stoffe“ beschreibt das Leistungsvermögen eines Bodens, anorganische sorbierbare Stoffe dem Stoffkreislauf dauerhaft zu entziehen oder auf den Eintrag solcher Stoffe zu reagieren, ohne dass eine plötzliche Veränderung auftritt.

Filter und Puffer für organische (Schad-)Stoffe

Die Bodenteilfunktion „Filter und Puffer für organische (Schad-)Stoffe“ beschreibt das Leistungsvermögen eines Bodens, organische Stoffe dem Stoffkreislauf dauerhaft zu entziehen, auf den Eintrag solcher Stoffe zu reagieren, ohne dass eine plötzliche Veränderung auftritt, oder solche Stoffe zu verändern.

12. LITERATUR

- ABBASI M. K., ADAMS W. A. (2000): Gaseous N emission during simultaneous nitrification-denitrification associated with mineral N fertilisation to a grassland soil under field conditions. *Soil Biology Biochemistry*, 32, 1251–1259.
- ALLESCH A. (2011): Stickstoffumsetzung im Bodenwasser und in der bodennahen Luftschicht beim Zwischenfruchtanbau zur Biogasgewinnung. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur.
- AMA – AGRAR MARKT AUSTRIA (2010): Cross Compliance- Einhaltung anderweitiger Verpflichtungen. Merkblatt 2010. Agrar Markt Austria.
- AMT DER BURGENLÄNDISCHEN LANDESREGIERUNG (1996): Bodenzustandsinventur Burgenland. Amt der Burgenländischen Landesregierung, Eisenstadt.
- AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG (1999): Kärntner Bodenzustandsinventur. Amt der Kärntner Landesregierung, Klagenfurt.
- AMT DER NIEDERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG (1994). Bodenzustandsinventur Niederösterreich. Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, St. Pölten.
- AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG (1993): Oberösterreichischer Bodenkataster – Bodenzustandsinventur 1993. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz.
- AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG (1993): Salzburger Bodenzustandsinventur. Amt der Salzburger Landesregierung, Salzburg.
- AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG (1988-1996): Steiermärkische Bodenschutzberichte 1988–1996. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Graz.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG (1988): Bericht über den Zustand der Tiroler Böden. Amt der Tiroler Landesregierung, Innsbruck.
- ANGERS D.A., ERIKSEN-HAMEL N.S. (2008): Full-inversion tillage and organic carbon distribution in soil profiles: A meta-analysis. *SSSAJ*, 72, 5, 1370–1374.
- ANGERS D.A., BOLINDER M.A., CARTER M.R., GREGORICH E.G., DRURY CF., LIANG B.C., VORONEY R.P., SIMARD R.R., DONALD R.G., BEYAERT R.P., MARTEL J. (1997): Impact of tillage practices on organic carbon and nitrogen storage in cool, humid soils of Eastern Canada. *Soil & Tillage Research* 41, 191–201.
- ASMUS F. (1992): Einfluss organischer Dünger auf Ertrag, Humusgehalt des Bodens und Humusproduktion. In: *Berichte über Landwirtschaft*, 206. Sonderheft, Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Band 4, Humushaushalt, 127–139.
- BAUMGARTEN A, DERSCH, G., HÖSCH, J., SPIEGEL, H., FREUDENSCHUSS, A. UND STRAUSS, P. (2011): Bodenschutz durch umweltgerechte Landwirtschaft AGES – Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH.
- BAUER, K. (2008): Weinbau. 8. Auflage. Österreichischer Agrarverlag
- BFW – BUNDESAMT FÜR WALD (1992): Österreichische Waldbodenzustandsinventur. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien, Vol. 168/I, Vol. 168/II, Federal Office and Research Centre for Forests, Wien.
- BLANCO-CANQUI H., GANTZER C.J., ANDERSON S.H., ALBERTS E.E. (2004): Tillage and crop influences on physical properties for an Epiaqualf. *SSSAJ*, 68, 567–576.
- BLANCO-CANQUI H., LAL R., POST W.M., IZAURRALDE R.C., SHIPITALO M.J. (2006): Organic carbon influences on soil particle density and rheological properties. *SSSAJ*, 70, 1407–1414.
- BLANCO-CANQUI H., LAL R. (2008): No-Tillage and Soil Profile Carbon Sequestration: An On-Farm Assessment. *SSSAJ*, 72, 3, 693–701.
- BLUME H.-P., BRÜMMER G. W., HORN R., KANDELER E., KÖGEL-KNABNER I., KRETZSCHMAR R., STAHR K., WILKE B.-M. (Hrsg.) (2010): Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum, Heidelberg, Germany.
- FACHBEIRAT FÜR BODENFRUCHTBARKEIT UND BODENSCHUTZ DES BMLFUW (2006): Richtlinien für die sachgerechte Düngung. Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft. 6. Auflage. Eigenverlag BMLFUW, Wien.

- BMLFUW – BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT- UND WASSERWIRTSCHAFT (2006). Richtlinien für die sachgerechte Düngung: Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft. 6. Auflage Eigenverlag BMLFUW, Wien.
- BMLFUW – BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT- UND WASSERWIRTSCHAFT (2010): Arbeiten zur Evaluierung von ÖPUL-Maßnahmen hinsichtlich ihrer Klimawirksamkeit, Umweltbundesamt & AGES.
- BMLFUW - BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2013): Grüner Bericht.
- BMLFUW - BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2014): BODENCHARTA : <http://www.bmlfuw.gv.at/land/produktion-maerkte/pflanzliche-produktion/boden-duengung/bodencharta.html>
- BOHNER A. (1998): Almwirtschaft und Gebirgs-Ökosysteme. Diss. Universität für Bodenkultur, Wien, 169 S. + 215 S. (Tabellenband).
- BOHNER A. (2005): Organic matter in alpine grassland soils and its importance to site quality. ALVA-Mitteilungen, Heft 3, 91–98.
- BOHNER A. (2010a): Vegetationstypen und Pflanzenartenvielfalt auf österreichischen Almen. 16. Alpenländisches Expertenforum Raumberg-Gumpenstein: 11–18
- BOHNER A. (2010b): Eigenschaften und Merkmale von Almböden. Mitt. der Ö. Bodenkundl. Ges., Heft 77, 65–76.
- BOHNER A., ÖHLINGER R., TOMANOVA O. (2006): Auswirkungen der Grünlandbewirtschaftung und Flächenstilllegung auf Vegetation, Boden, mikrobielle Biomasse und Futterqualität. Die Bodenkultur 57, 33–45.
- BOHNER A., GRIMS F., SOBOTIK M. (2007): Die Rotschwengel-Straußgraswiesen im Mittleren Steirischen Ennstal (Österreich) – Ökologie, Soziologie und Naturschutz. Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 136: 113–134.
- BOHNER A., HERNDL M. (2011): Einfluss einer Nutzungsintensivierung auf Wurzelmasse und Wurzelverteilung im Grünlandboden. 1. Tagung der Österreichischen Gesellschaft für Wurzelforschung, Landwirtschaftliches Forschungszentrum Raumberg-Gumpenstein, 35–44.
- BOHNER A., KANDOLF M., HERNDL M. (2011): Jahreszeitlicher Verlauf von gelöstem totalen Kohlenstoff und Stickstoff im Sickerwasser eines Grünlandbodens. 14. Gumpensteiner Lysimetertagung, 191–194.
- BOHNER A., STARLINGER F. (2011): Effects of abandonment of montane grasslands on plant species composition and species richness – a case study in Styria, Austria. Grassland Science in Europe 16, 604–606.
- BOHNER, A. (2012): Grassland soils – properties and functions. Local land & soil news 42/43, 7-9.
- BOHNER, A., C. HUEMER, J. SCHAUMBERGER, P. LIEBHARD (2012a): Einfluss der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung und des Reliefs auf den Nährstoffgehalt im Oberboden mit besonderer Berücksichtigung des Phosphors. 3. Umweltökologisches Symposium, LFZ Raumberg-Gumpenstein, 91-100.
- BOHNER, A., F. STARLINGER, P. KOUTECKY (2012b): Vegetation changes in an abandoned montane grassland, compared to changes in a habitat with low-intensity sheep grazing, a case study in Styria, Austria. eco.mont 4, 5-12.
- BOUWMAN, A.F. (1994): Direct emissions of nitrous oxide from agricultural soils. Report No. 773004004. National institute of Public Health and Environment Protection.
- BROCK, C., LEITHOLD G. (2006): Faktoren der Humusproduktion und ihre Umsetzung in Humusbilanzmethoden im Hinblick auf die Bewertung ökologischer Bewirtschaftungssysteme. Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss. 18, 78-79.
- BROCK, C., FRANKO, U., OBERHOLZER, H.R., KUKA, K., LEITHOLD, G., KOLBE, H., REINHOLD, J. (2013): Humus balancing in Central Europe-concepts, state of the art, and further challenges. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 176, 3-11.
- CHATTERJEE A., LAL R. (2009): On farm assessment of tillage impact on soil carbon and associated soil quality parameters. Soil and Tillage Research, 104, 270–277.
- DAAMEN R., WIJNANDS F., VAN DER VLIET G. (1989) EPIDEMICS OF DISEASES AND PESTS OF WINTER WHEAT AT DIFFERENT LEVELS OF AGROCHEMICAL INPUT. J. PHYTOPATHOL. 125, 305-319.

- DARBY H., STONE A., DICK R. (2006) COMPOST AND MANURE MEDIATED IMPACTS ON SOILBORNE PATHOGENS AND SOIL QUALITY. *SOIL SCI. SOC. AM. J.* 70, 347-358.
- D'HAENE K., VERMANG J., CORNELIS W.M., LEROY B.L.M., SCHIETTECATTE W., DE NEVE ST., GABRIELS D., HOFMAN G. (2008): Reduced tillage effects on physical properties of silt loam soils growing root crops. *Soil & Tillage Research*, 99, 279–290.
- DERSCH G. (1994): Stickstoffdüngerwirkung bei unterschiedlicher Wasserversorgung. *Blick ins Land* 2, 20.21.
- DERSCH G. (2007): Qualitätsdüngung bei Weizen: Auf Witterungssituation Rücksicht nehmen. *Der Pflanzenarzt* 5, 24-25.
- DERSCH, G., K. BÖHM (2001): Effects of agronomic practices on the soil carbon storage potential in arable farming in Austria. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 60, 49–55.
- DERSCH G., DUBOC O. (2011): ENTWICKLUNG DER HUMUSVERSORGUNG DER ACKERBÖDEN, AGES, WIEN
- DIEPENBROCK W., ELLMER F., LÉON J. (2009): Ackerbau, Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, 2. Aufl., UTB 2629, Verlag E. Ulmer, Stuttgart. ISBN 978-3-8252-2629-9
- DRAXLER J. (1980): Torf. In: Oberhauser, R. (Wissenschaftliche Redaktion): *Der geologische Aufbau Österreichs*. Geologische Bundesanstalt, Springer Verlag, 554–556.
- EITZINGER J., K. C. KERSEBAUM, FORMAYER H. (2009): Landwirtschaft im Klimawandel. Auswirkungen und Anpassungsstrategien für die land- und forstwirtschaftlichen Betriebe in Mitteleuropa. Agrimedia Verlag. ISBN 978-3-86037-378-1.
- ESSL F., WILLNER W., EGGER G., ELLMAUER T., STEINER G.M., MOSER D. (2008): Diversitätsmuster der Wälder, Moore, Feucht- und Trockenwiesen in Österreich – ein erster Überblick. In: SAUBERER N., MOSER D., GRABHERR G. (Red.): *Biodiversität in Österreich. Räumliche Muster und Indikatoren der Arten- und Lebensraumvielfalt*. Haupt Verlag, 122–143.
- FBVA (1992). Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Ergebnisse Band I und II. Waldbodenbericht. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt 168. Österreichischer Agrarverlag Wien
- FREIBAUER A., ROUNSEVELL M.D.A., SMITH P., VERHAGEN J. (2004): Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma*, 122, 1–23.
- GERZABEK M. H., STREBL F., TULIPAN M., SCHWARZ S. (2003): Quantification of carbon pools in agriculturally used soils of Austria by use of a soil information system as basis for the Austrian carbon balance model. OECD Expert Meeting: Soil Organic Carbon and Agriculture: Developing Indicators for Policy Analyses., C. A. S. Smith (ed., 14-18 October 2002, Ottawa, Canada, Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa, CA & Organisation of Economic Co-operation and Development, Paris, FR.
- GERZABEK M.H., STREBL F., TULIPAN M., SCHWARZ S. (2005): Quantification of organic carbon pools for Austria's agricultural soils using a soil information system. *Canadian Journal of Soil Science* 85: 491–498.
- GISI U. (1990): *Bodenökologie*. Thieme Verlag, 304 S.
- GUCKERT A. (1992): Bedeutung der Pflanzenwurzeln und ihrer Ausscheidungen als Quellen organischer Stoffe im Boden. In: *Berichte über Landwirtschaft*, 206. Sonderheft, Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Band 4, Humushaushalt, 97–113.
- GUGGENBERGER G., ZECH W. (1993): Dissolved organic carbon control in acid forest soils of the Fichtelgebirge (Germany) as revealed by distribution patterns and structural composition analyses. *Geoderma* 59: 109–129.
- HANCE R.J., FÜHR F. (1992): Rolle der organischen Bodensubstanz bei der Festlegung und Entgiftung von Xenobiotika. In: *Berichte über Landwirtschaft*, 206. Sonderheft, Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Band 4, Humushaushalt, 82–96.
- HASLMAYR H.-P. (2010): „Rote Liste“ schützenswerter Böden Österreichs: Eine Methode zur Definition von schützenswerten Bodenformen als Planungsgrundlage flächenwirksamer Landnutzungen. Dissertation, Universität für Bodenkultur Wien.
- HEINZLMAIER F. (2007): Pflanzennährstoffe in Österreichs Böden: Räumliche und zeitliche Variationen sowie Wechselwirkungen mit Bodenparametern. Dissertation, Universität für Bodenkultur Wien.
- HILLIER J., BRENTRUP F., WATTENBACH M., WALTER C., GARCIA-SUAREZ T., MILA-I-CANALS L., SMITH P. (2012): Which cropland greenhouse gas mitigation options give the greatest benefits in different world

regions? Climate and soil-specific predictions from integrated empirical models. *Global Change Biology*, 18, 1880–1894.

HITZ CH., EGLI M., FITZE P. (2001): Below-ground and above-ground production of vegetational organic matter along a climosequence in alpine grasslands. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 164, 389–397.

HOITINK H., KRAUSE M., HAN D. (2001) Spectrum and mechanisms of plant disease control with composts. IN: STOFFELLA P.J., KAHN B.A. (EDS.): *Compost Utilization in Horticultural Cropping Systems*, Lewis Publishers, BOCA RATON, PP 263-273.

HÖKE S., LAZAR S., KAUFMANN-BOLL C. (2011): Environmental impact of urban soil consumption, in *URBAN SMS Soil Management Strategy, Part 1 (Project No. 6.56)*
http://www.urban-sms.eu/fileadmin/inhalte/urbansms/pdf_files/final_results/22_Environmental

HOUGHTON R.A. (2007): Balancing the global carbon budget. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences* 35: 313–347

HÖPER H. (2007): Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren. *Telma* 37, 85-116.

HÜLSBERGEN K. J. (2003): Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Habilitationsschrift, Verlag Shaker, Aachen.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (1997): Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Edited by Houghton JT, Meira, Filho LG, Lim B, Tre´anton K, Mamaty I, Bonduki Y, Griggs DJ, Callander BA, Intergovernmental panel on climate change (IPCC), IPCC/OECD/IEA, Paris.

IPCC - INTERNATIONAL PLANT PROTECTION CONVENTION (2003): Good Practice Guidelines of Reporting the UNFCCC Inventory Report.

IPCC – INTERNATIONAL PLANT PROTECTION CONVENTION (2003): Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Edited by J. Penman, M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe and F. Wagner.

IPCC - INTERNATIONAL PLANT PROTECTION CONVENTION (2006): IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories. Edited by Eggleston HS, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K, National Greenhouse Gas Inventories Programme, IGES, Hayama, Japan.

IPCC – INTERNATIONAL PLANT PROTECTION CONVENTION (2007): IPCC Climate Change: The Physical Science Basis (eds Solomon S. et al.), Cambridge University Press, Cambridge, 996 p.

JENNY, H. (1941): *Factors of Soil Formation: A System of Quantitative Pedology*. McGraw-Hill, New York.

KHAN S.A., MULVANEY R.L., ELLSWORTH T.R, C.W. BOAST. (2007). The myth of ni-trogen fertilization for soil carbon sequestration. *J. ENVIRON. QUAL.* 36:1821–1832. DOI:10.2134/JEQ2007.0099

KALBITZ K., SOLINGER S., PARK J.-H, MICHALZIK B., MATZNER E. (2000): Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review. *Soil Science* 165: 277–304.

KALBITZ K., KAISER K. (2008): Contribution of dissolved organic matter to carbon storage in forest mineral soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 171: 52–60.

KAY B.D, VANDENBYGAART A.J. (2002): Conservation tillage and depth stratification of porosity and soil organic matter. *Soil & Tillage Research*, 66, 2, 107–118.

KLAPP E. (1943): Über die Wurzelverbreitung der Grasnarbe bei verschiedener Nutzungsweise und Pflanzengesellschaft. *Zeitschrift Pflanzenbau* 19: 221–236.

KLAPP E. (1971): *Wiesen und Weiden*. 4. Auflage. Parey Verlag, 620 S.

KMOCH H.G. (1952): Über den Umfang und einige Gesetzmäßigkeiten der Wurzelmassenbildung unter Grasnarben. *Zeitschrift Acker- und Pflanzenbau* 95: 363–380.

KÖRNER CH., SCHILCHER B., PELAEZ-RIEDL S. (1993): Bestandsaufaufnahme anthropogene Klimaänderungen: Mögliche Auswirkungen auf Österreich – Mögliche Maßnahmen. Dokumentation, Kapitel 6.1. Österreichische Akademie der Wissenschaften. Wien.

KOLBE, H. (2007): EINFACHE METHODE ZUR STANDORTANGEPASSTEN HUMUSBILANZIERUNG VON ACKERLAND UNTERSCHIEDLICHER ANBAUINTENSITÄT. IN: ZIKELI S., CLAUPEIN W., DABBERT S., KAUFMANN B., MÜLLER T., VALLE ZÁRATE A. (HRSG.): ZWISCHEN TRADITION UND GLOBALISIERUNG. BEITRÄGE ZUR 9. WISSENSCHAFTSTAGUNG ÖKOLOGISCHER LANDBAU. PP. 5-8. VERLAG DR. KÖSTER, BERLIN.

- KOLBE H., PRUTZER I. (2004): ÜBERPRÜFUNG UND ANPASSUNG VON BILANZIERUNGSMODELLEN FÜR HUMUS AN HAND VON LANGZEITVERSUCHEN DES ACKERLANDES. SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, FACHBEREICH PFLANZLICHE ERZEUGUNG, LEIPZIG.
- KÖRNER CH. (2003): Alpine plant life. Functional plant ecology of high mountain ecosystems. Springer-Verlag 344S.
- KUITERS A.T., MULDER W. (1993): Water-soluble organic matter in forest soils. Interference with plant cation uptake. *Plant Soil* 152: 225–235.
- KÖRSCHENS M., ROGASIK J., SCHULZ E., BÖNIG H., EICH D., ELLERBROCK R., FRANKO U., HÜLSBERGEN K., 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. Standpunkt. VDLUFA, Bonn.
- KULLMANN A. (1957): Zur Intensität der Bodendurchwurzelung. *Zeitschrift Acker- und Pflanzenbau* 103: 189–197.
- KUTSCHERA L. (1981): Tiefe der Bodendurchwurzelung in Abhängigkeit von Klima und Boden. 3. Sonderheft der Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft. Führer zur Exkursion durch das Glocknergebiet und die Karnischen Alpen in Kärnten vom 23. bis 26. September 1981, 45–52.
- LADHA, JAGDISH K., REDDY, C. KESAVA PADRE, AGNES T. VAN KESSEL, CHRIS (2011): Role of Nitrogen Fertilization in Sustaining Organic Matter in Cultivated Soils. *J. Environ. Qual.* 40: 1756–1766. 10.2134/jeq2011.0064
- LABREUCHE J., MARTIN M., NICOLARDOT B., GERMON J.C. (2009): Effects of reduced or no tillage practices on C sequestration in soils in temperate regions. *Canadian Journal of Soil Science*, 89, 5, 623–634.
- LEITHOLD G., HÜLSBERGEN K.-J., MICHEL D., SCHÖNMEIER H. (1997): Humusbilanzierung – Methoden und Anwendung als Agrar-Umweltindikator. *Initiativen zum Umweltschutz* 5, DBU, OSNABRÜCK, S. 43–54.
- LEITHOLD G., HÜLSBERGEN K. J. (1998): Humusbilanzierung im ökologischen Landbau. *Ökologie und Landbau* Nr. 105, 26.Jg., HEFT 1, S. 32–35
- LICHTENEGGER E. (1997): Wurzeln. Bewurzelung von Pflanzen in verschiedenen Lebensräumen. Spezieller Teil, *Stapfia* 49, 55–331.
- LUGATO E., PANAGOS P., BAMPA F., JONES A., MONTANARELLA L. (2014): A new baseline of organic carbon stock in European agricultural soils using a modelling approach. *Global Change Biology* 20: 313–326.
- MENÉNDEZA S., BARRENA I., SETIEN I., GONZÁLEZ-MURUA C., ESTAVILLO J.M. (2012): Efficiency of nitrification inhibitor DMPP to reduce nitrous oxide emissions under different temperature and moisture conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 53, 82–89.
- MENGEL K., KIRKBY A. (2001): *Principles of Plant Nutrition*. 5th Edition. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht-Boston-London.
- MICHALZIK B., MATZNER E. (1999): Dynamics of dissolved organic nitrogen and carbon in a Central European Norway spruce ecosystem. *Eur. J. Soil Sci.* 50: 570–590.
- 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: p 173–205.
- MONTANARO G., CELANO G., DICHIO B., XILOYANNIS C. (2010): Effects of soil-protecting agricultural practices on soil organic carbon and productivity in fruit tree orchards. *Land Degradation & Development* 21: 132–138.
- MUTSCH F., LEITGEB E. (2012). Waldböden Österreichs. Status und Veränderung innerhalb von 20 Jahren. Forstwissenschaftliche Tagung, 19.-21. 09. 2012 TU München / Weihenstephan. Teildisziplin Bodenkunde / Monitoring.
- MUTSCH F., LEITGEB E., HACKER R., AMANN C., AUST G., HERZBERGER E., POCK H., REITER R. (2013). Projekt BioSoil – Europäisches Waldbodenmonitoring 2006/07. Datenband Österreich. BFW-Bericht 145 Band I und II. Bundesforschungszentrum für Wald, Wien.
- NESTROY O., AUST G., BLUM W.E.H., ENGLISCH M., HAGER H., HERZBERGER E., KILIAN W., NELHIEBEL P., ORTNER G., PECINA E., PEHAMBERGER A., SCHNEIDER W., WAGNER J. (2011): Systematische Gliederung der Böden Österreichs (Österreichische Bodensystematik 2000 in der revidierten Fassung von 2011). *Mitteilung der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft*, H. 79, S. 26

- NIEDERMAIR M., PLATTNER G., KOHLER B., EGGER G., ZIKA M., ESSL F. (2010): Moore im Klimawandel. Studie des WWF Österreich, der Österreichischen Bundesforste und des Umweltbundesamtes, S. 22
- POEPLAU CH., DON A., VESTERDAL L., LEIFELD J., VAN WESEMAEL B., SCHUMACHER J., GENSIO A. (2011): Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone – carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology*, Volume 17, Issue 7, p 2415–2427
- QUALLS R.G., HAINES B.L., SWANK W.T. (1991): Fluxes of dissolved organic nutrients and humic substances in a deciduous forest. *Ecology* 72: 254–266.
- ROUNSEVELL M.D.A., EVANS S.P., BULLOCK P. (1999): Climate change and agricultural soils: Impacts and adaptation. *Climatic Change* 43: 683–709.
- RUEHLMANN J., KOERSCHENS M. (2009): Calculating the effect of soil organic matter concentration on soil bulk density. *SSSAJ*, 73, 3, 876–884.
- RUIZ-COLMENERO M., BIENES R., ELDRIDGE D.J., MARQUES M.J. (2013): Vegetation cover reduces erosion and enhances soil organic carbon in a vineyard in the central Spain. *Catena* 104: 153-160.
- SAUERBECK D. (1992): Funktionen und Bedeutung der organischen Substanzen für die Bodenfruchtbarkeit – ein Überblick. In: *Berichte über Landwirtschaft*. 206. Sonderheft, Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Band 4, Humushaushalt, 13–29.
- SCHAEFFER F., SCHACHTSCHABEL P. (Begr.) (2002): *Lehrbuch d. Bodenkunde*. 15. Auflage, Spektrum Verlag, 593 S.
- SCHNITZER M. (1992): Bedeutung der organischen Bodensubstanz für die Bodenbildung, Transportprozesse in Böden und die Bodenstruktur. In: *Berichte über Landwirtschaft*, 206. Sonderheft, Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Band 4, Humushaushalt, 63–81.
- SCHWARZ, S. (2004): Ableitung von Bodenreferenzwerten auf Basis des österreichweiten Bodeninformationssystems BORIS. Dissertation, Universität für Bodenkultur Wien.
- SEEHOFER H., STEINER G.M., LANGMAIR-KOVACS S., PLATTNER G., DICK G., WEBER P. (2003): Aktiv für Moore. Schutz und Renaturierung österreichischer Moore. WWF Österreich.
- SIX J., OGLE S.M., BREIDT F.J., CONAN R.T., MOSIER A.R., PAUSTIAN K. (2004): the potential to mitigate global warming with no tillage management is only realized when practised in the long term. *Global Change Biology*, 10, 155–160.
- SOJA G., ZEHETNER F., RAMPAZZO-TODOROVIC G., SCHILDBERGER B., HACKL K., HOFMANN R., BURGER E., OMANN I. (2010): Klimatrends, Bodenemissionen und Pflanzenschutz im Traisental. *Der Winzer* 05/2010, 14–17.
- SOLINGER S. KALBITZ K., MATZNER E. (2001): Controls on the dynamics of dissolved organic carbon and nitrogen in Central European deciduous forest. *Biogeochemistry* 55: 327–349.
- SPIEGEL H., BAUMGARTEN A., DERSCH G. (2006): Revised Form of the “Austrian Guidelines for appropriate fertilisation” and the influence of Cross Compliance and its national implementation. *Acta agriculturae Slovenica*, 87-1, 93-107. ISSN 1581-9175 (in German).
- SPIEGEL H., DERSCH G., HÖSCH J., BAUMGARTEN A. (2007): Tillage effects on soil organic carbon and nutrient availability in a long-term field experiment in Austria. *Die Bodenkultur* 58, 1, 47–58.
- SPIEGEL H., DERSCH G. (2009): Humus - wichtig für Boden, gut für Klima. *Bauernzeitung*, 51, 17. Dezember 2009.
- SPIEGEL H., SÖLLINGER J. AICHBERGER K. (2010a): Was kann der Kompost? Auswirkungen unterschiedlicher Kompostdüngung auf Pflanzenertrag und Boden. *Der Fortschrittliche Landwirt*, 19, 34–36.
- SPIEGEL H., DERSCH G., BAUMGARTEN A. (2010b): Long term field experiments - a basis to evaluate parameters of soil fertility. *Symposium New Challenges in Field Crop Production 2010, Rogaska Slatina. Proceedings of the Symposium*, 76-82.
- STONE A. (2002) Organic matter-mediated suppression of *Pythium*, *Phytophthora* and *Aphanomyces* root rots in field soils. IN: MICHEL F, RYNK R, HOITINK H (EDS) *COMPOSTING AND COMPOST UTILIZATION, PROC. 2002 INTL. SYMP., MAY 6-8, COLUMBUS, OHIO, USA*.
- SUCCOW M., JOOSTEN H. (Hrsg.), (2001): *Landschaftsökologische Moorkunde*. 2. Auflage, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 622 S.
- TRIEBAUMER E. (2008): *Weingartenbegrünung*. Institut für Ingenieurbiologie, Universität für Bodenkultur Wien.

UMWELTBUNDESAMT (2004): SCHWARZ, S. UND FREUDENSCHUSS, A.: Referenzwerte für Schwermetalle in Oberböden. Auswertungen aus dem österreichweiten Bodeninformationssystem BORIS. M-170. Umweltbundesamt, Wien.

UMWELTBUNDESAMT (2004): Umweltsituation in Österreich. Siebenter Umweltkontrollbericht. Wien.

UMWELTBUNDESAMT (2005a): LEXER, W.; LINSER, S; BANKO, G.; HACKL, S. UND SCHAMANN, M.: Nicht-nachhaltige Trends in Österreich: Qualitative Lebensraumveränderung durch Flächenverbrauch. Im Auftrag des Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien

UMWELTBUNDESAMT (2005b): TRAXLER ANDREAS, MINARZ E., ENGLISCH T., FINK B., ZECHMEISTER HARALD, ESSL FRANZ: Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs. Monographien M-174, 286 S.

UMWELTBUNDESAMT (2009): Austria's National Inventory Report 2009 – Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change. Reports, Bd. REP-0188. Umweltbundesamt, Wien.

UMWELTBUNDESAMT (2010): FREUDENSCHUSS, A., SEDY, K., SPIEGEL, H. UND G. ZETHNER: Arbeiten zur Evaluierung von ÖPUL-Maßnahmen hinsichtlich ihrer Wirksamkeit. Schwerpunkt agrarische Bewirtschaftung. REP-290. Umweltbundesamt, Wien.

UMWELTBUNDESAMT (2011): Austria's National Inventory Report 2011 – Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change. Reports, Bd. REP-0308. Umweltbundesamt, Wien.

UMWELTBUNDESAMT (2012a): Daten zur Flächeninanspruchnahme und Versiegelung für die Jahre 2006 - 2011

UMWELTBUNDESAMT (2012b): Austria's National Inventory Report 2012 – Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change. Reports, Bd. REP-0381. Umweltbundesamt, Wien.

UMWELTBUNDESAMT (2013a): Austria's National Inventory Report 2013 – Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change. Reports, Bd. REP-0416. Umweltbundesamt, Wien

UMWELTBUNDESAMT (2013b): Zehnter Umweltkontrollbericht. Umweltsituation in Österreich. Reports, Bd. REP-0410. Umweltbundesamt, Wien

UMWELTBUNDESAMT (2014): Austria's National Inventory Report 2014. Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol. Reports, Bd. REP-0475. Umweltbundesamt, Wien.

WEISS P., SCHIELER K., SCHADAUER K., RADUNSKY K., ENGLISCH M. (2000): Die Kohlenstoffbilanz des Österreichischen Waldes und Betrachtungen zum Kyoto- Protokoll. Monographie 106, Umweltbundesamt, Wien

WILLIAMS, J.N., HOLLANDER, A.D., O'GEEN, A.T., THRUPP, L.A., HANIFIN, R., , STEENWERTH, K., MCGOURTY, G., JACKSON, L.E. (2011): Assessment of carbon in woody plants and soil across a vineyard-woodland landscape. Carbon Balance and Management 6:11. <http://www.cbmjournals.com/content/6/1/11>

WORKNEH F., VAN BRUGGEN A., DRINKWATER L., SHENNAN C. (1993) Variables associated with corky root and Phytophthora root rot of tomatoes in organic and conventional farms. Phytopathology 83, 581-589.

ZIEGLER B. (2010a): Humusversorgung im Weinbau – aber mit Bedacht. DLR Rheinpfalz. <http://www.dlr-rheinpfalz.rlp.de/internet/global/themen.nsf/7683c11d82324367c1256ea600533a09/7993427ac2d2aaf8c1256fb700368bb9?OpenDocument>; abgerufen: 2014-01-26

ZIEGLER B. (2010b): Auch Humusdünger gehören auf den Prüfstand. DLR Rheinpfalz. [http://www.dlr-rheinpfalz.rlp.de/Internet/global/themen.nsf/ALL/E744C094CF425EB4C1256FEE00533315/\\$FILE/0401%20Ziegler%20Humusd%C3%BCngung.pdf](http://www.dlr-rheinpfalz.rlp.de/Internet/global/themen.nsf/ALL/E744C094CF425EB4C1256FEE00533315/$FILE/0401%20Ziegler%20Humusd%C3%BCngung.pdf); abgerufen: 2014-01-26

ZIEGLER B. (2010c): Begrünung im Weinbau. DLR Rheinpfalz. [http://www.dlr-rheinpfalz.rlp.de/Internet/global/themen.nsf/ALL/C662AC8037795F05C1256FC70041DE55/\\$FILE/1207_Begrueunungspflanzen.pdf](http://www.dlr-rheinpfalz.rlp.de/Internet/global/themen.nsf/ALL/C662AC8037795F05C1256FC70041DE55/$FILE/1207_Begrueunungspflanzen.pdf); abgerufen: 2014-01-26



**MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWERTES
ÖSTERREICH**

bmlfuw.gv.at

FÜR EIN LEBENSWERTES ÖSTERREICH.

UNSER ZIEL ist ein lebenswertes Österreich in einem starken Europa: mit reiner Luft, sauberem Wasser, einer vielfältigen Natur sowie sicheren, qualitativ hochwertigen und leistbaren Lebensmitteln.

Dafür schaffen wir die bestmöglichen Voraussetzungen.

WIR ARBEITEN für sichere Lebensgrundlagen, eine nachhaltige Lebensart und verlässlichen Lebensschutz.



**MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWEERTES
ÖSTERREICH**

bmfluw.gv.at