



universität
wien

DIPLOMARBEIT

Titel der Diplomarbeit

„Untersuchung des oberflächennahen
Bodenwasserhaushaltes einer ausgewählten
landwirtschaftlichen Nutzfläche nach Melioration mit
Holzkohle.“

Verfasserin

Angela Hudribusch

angestrebter akademischer Grad

Magistra der Naturwissenschaften (Mag.rer.nat.)

Wien, 2012

Studienkennzahl lt. Studienblatt:

A 453

Studienrichtung lt. Studienblatt:

Diplomstudium Theoretische und Angewandte Geographie

Betreuerin / Betreuer:

Ass.- Prof. Mag. Dr. Robert Peticzka

Erklärung

Hiermit versichere ich, dass ich die vorliegende Diplomarbeit selbstständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel nicht benutzt und mich auch sonst keiner unerlaubter Hilfe bedient habe, dass ich dieses Diplomarbeitsthema bisher weder im In- noch im Ausland in irgendeiner Form als Prüfungsarbeit vorgelegt habe und dass diese Arbeit mit der vom Begutachter beurteilten Arbeit vollständig übereinstimmt.

Wien,

Abstract

From the tropical 'terra preta' soils it is known that the application of charcoal on arable land may enhance soil characteristics. For temperate regions, there is less knowledge about the impact of charcoal on agricultural soils. Considering the effect of charcoal on the soil- water regime, studies are scarce in particular. The aim of this study was to determine if the application of charcoal to a soil under agricultural use has an impact on some characteristics of the soil- water regime. The study area is located in Nonnersdorf, Lower Austria. In December 2012, 'young', probably hydrophobic charcoal and a composted mixture of charcoal, manure and other ingredients have been applied to the top soil of two different plots. Due to no-tillage practice the charcoal is embedded near the surface (0- 5 cm). For the assessment of possible changes in the soil- water regime as a result of the charcoal, a combination of field and laboratory methods had been applied. The estimation of the infiltration rate was done by using small ($\varnothing = 150$ mm) single ring infiltrometers which were adequate to obtain measurements on numerous sites of the plots. Next to the infiltrometers, soil samples were taken, which had been used to analyze the following parameters: soil-hydraulic conductivity, soil water- retention characteristic, aggregate stability, total organic carbon, and particle size distribution. The charcoal- manure plot shows increased soil water- retention (significant), soil- hydraulic conductivity and a slightly elevated infiltration rate compared to the control. The results of the charcoal plot are ambiguous. On the one hand, in the infiltration rate and the soil- hydraulic conductivity were reduced which is maybe due to hydrophobic properties of 'young' charcoal. On the other hand, the soil water- retention was increased significantly. The results indicate that the soil- water regime was altered considerably as a consequence of soil modification. However, the study could not explain the responsible driver of the observed changes. This is mainly based on the influence the additionally applied organic matter which was composted with charcoal. These results reveal the need for further research regarding the study design. Furthermore, the impact of time on charcoal and mineralization processes should be in the focus of further research.

Zusammenfassung

Von den tropischen "terre preta"- Böden ist seit längerem bekannt, dass durch die Applikation von Holzkohle Bodeneigenschaften für die landwirtschaftliche Nutzung verbessert werden. Im Gegensatz dazu ist in temperierten Regionen wenig über den Einfluss von Holzkohle auf landwirtschaftlich genutzte Böden bekannt. Wissenschaftliche Studien über den Einfluss von Holzkohle auf den Bodenwasserhaushalt sind kaum vorhanden. Diese Arbeit untersucht daher, ob die Applikation von Holzkohle auf landwirtschaftliche Nutzflächen zu einem Unterschied in einigen Parametern des Bodenwasserhaushalts führt. Das Untersuchungsgebiet befindet sich in der Katastralgemeinde Nonnersdorf, Niederösterreich. Im Dezember 2012 wurde auf einer Parzelle "junge" Holzkohle, mit möglicherweise hydrophoben Eigenschaften appliziert. Auf einer weiteren Parzelle wurde Holzkohle, welche mit Schweinemist und anderen Substanzen vermischt und kompostiert wurde, aufgebracht. Diese Meliorationsmaßnahmen beschränken sich auf den Oberboden und infolge der minimalen Bodenbewirtschaftung befinden sich die Produkte nahe der Oberfläche (0-5 cm). Zur Abklärung von möglichen Änderungen im Bodenwasserhaushalt durch die Holzkohleapplikationen, wurde eine Kombination aus bodenkundlichen Feld- und Labormethoden angewandt. Die Bestimmung der Infiltrationsrate erfolgte durch kleine Einzelringinfiltrometer ($\varnothing = 150$ mm), wodurch Messungen an einer Vielzahl von Standorten der Untersuchungsflächen ermöglicht wurden. An diesen Standorten wurden auch Bodenproben entnommen, mit welchen folgende Analysen durchgeführt wurden: hydraulische Leitfähigkeit, Wasserrückhaltevermögen, Aggregatstabilität, Gehalt des organischen Kohlenstoffs und Korngrößenverteilung.

Die Holzkohle- Kompostfläche zeigt signifikant erhöhtes Wasserrückhaltevermögen, erhöhte hydraulische Leitfähigkeit und Infiltrationsrate im Vergleich zu der Referenzfläche. Die Ergebnisse der Holzkohlefläche sind hingegen widersprüchlich. Einerseits konnte eine verringerte hydraulische Leitfähigkeit und Infiltrationsrate festgestellt werden, was möglicherweise durch die hydrophoben Eigenschaften „junger“ Holzkohle erklärt werden kann. Auf der anderen Seite wurde das Wasserrückhaltevermögen signifikant erhöht. Diese Ergebnisse zeigen, dass der

Bodenwasserhaushalt deutlich durch die durchgeführten Maßnahmen verändert wurde. Die Ursachen für diese Unterschiede konnte jedoch im Rahmen der Arbeit nicht abgeklärt werden. Dies liegt hauptsächlich an der zugeführten organischen Substanz, welche mit der Holzkohle kompostiert wurde. Diese Ergebnisse zeigen daher die Notwendigkeit zusätzlicher Studien vor allem in Hinblick auf das Forschungsdesign. Des Weiteren sollte der Einfluss der Zeit auf die Holzkohle und Mineralisierungsprozesse in den Fokus zukünftiger Untersuchungen rücken.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	1
2	Fragestellung	3
3	Auswahl der Analyseparameter	5
3.1	Bodenwasserhaushalt	5
3.2	Wasserrückhaltevermögen	6
3.3	Hydraulische Leitfähigkeit	6
3.4	Aggregatstabilität	6
3.5	Organischer Kohlenstoff.....	7
3.6	Korngröße.....	7
4	Untersuchungsgebiet	8
4.1	Geologie und Klima	8
4.2	Untersuchungsflächen	12
5	Methodik	14
5.1	Auswahl der Standorte.....	14
5.2	Feldmethode - Infiltrationsrate.....	15
5.3	Probenahme	18
5.4	Labormethoden.....	19
5.4.1	Probenvorbereitung.....	19
5.4.2	Aggregatstabilität.....	19
5.4.3	Wasserrückhaltevermögen.....	21
5.4.4	Organischer Kohlenstoff	22
5.4.5	Hydraulische Leitfähigkeit.....	22
5.4.6	Korngrößenverteilung.....	24
5.5	Statistische Auswertung.....	26

5.5.1	Deskriptive Statistik	27
5.5.2	Induktive Statistik	28
6	Ergebnisse.....	29
6.1	Infiltrationsrate	29
6.2	Aggregatstabilität.....	30
6.3	Wasserrückhaltevermögen	31
6.4	Organischer Kohlenstoff.....	38
6.5	Hydraulische Leitfähigkeit.....	40
6.6	Korngrößen	42
7	Diskussion	44
7.1	Diskussion der Ergebnisse	44
7.1.1	Organischer Kohlenstoff	44
7.1.2	Aggregatstabilität.....	47
7.1.3	Infiltrationsrate und hydraulische Leitfähigkeit	49
7.1.4	Wasserrückhaltevermögen.....	52
7.2	Diskussion der Methodik.....	55
7.2.1	Unterdruckverfahren zur Bestimmung des Wasserrückhaltevermögens	56
7.2.2	Einzelringinfiltrrometer zur Bestimmung der Infiltrationsrate.....	60
7.2.3	Aggregatstabilität.....	62
7.2.4	Hydraulische Leitfähigkeit.....	63
8	Conclusio	65
9	Literaturverzeichnis	68
10	Abbildungsverzeichnis	74
11	Tabellenverzeichnis	75
12	Anhang	76

13 Curriculum Vitae90

1 Einleitung

Aus dem brasilianischen Amazonasgebiet sind Böden bekannt, welche große Mengen an Holzkohle enthalten und sehr gute Anbaubedingungen im Gegensatz zu den umliegenden Flächen aufweisen (GLASER, 2007). Diese kohlenstoffreichen Böden werden als ‚terra preta‘ bezeichnet und stehen schon seit langem im Focus wissenschaftlicher Forschung (ATKINSON et al., 2010; GLASER et al., 2002). Dabei wurde eine erhöhte Bodenfruchtbarkeit im Vergleich zu den, durch rasche Mineralisierung nährstoffarmen und generell sehr ausgewaschenen tropischen Böden festgestellt (GLASER et al., 2001). Diese Fruchtbarkeitssteigerung kann einerseits auf die kurzfristige Mobilmachung von Nährstoffen zurückgeführt werden, es wurden jedoch auch Effekte festgestellt, die auf die Wirkung der Holzkohle selbst zurückzuführen sind (GLASER et al., 2002). Holzkohle weist aufgrund der chemischen Struktur rezalzitrannte Eigenschaften auf, was bedeutet, dass diese sehr widerstandsfähig gegen die Mineralisierungsprozesse im Boden sind. Aufgrund dieser Tatsache ist die Einbringung von Holzkohle in Böden auch im Zuge der Diskussion über den globalen Klimawandel und steigenden CO₂- Gehalten in der Atmosphäre zu einem Forschungsgegenstand geworden (VERHEIJEN et al., 2010).

Im Konzept „biochar“ sollen die positiven Effekte Steigerung der Bodenfruchtbarkeit und langfristige Kohlenstoffspeicherung, welche durch die Einbringung von Kohle angestrebt werden, umgesetzt werden. Dabei ist nicht explizit die Holzkohle im Interesse, sondern auch verschiedenste Biokohlen. Der Begriff Biokohle (engl. biochar) wird für Biomasse verwendet, welche durch Pyrolyse unter Sauerstoffabschluss verkohlt wurde und danach in landwirtschaftliche Flächen eingebracht wird (VERHEIJEN et al., 2010).

Trotz dieser Tatsachen, hat sich das Interesse der Forschung bisher auf die Untersuchung von Auswirkungen der Holzkohle auf tropische Böden beschränkt. Das Potential von Biokohle als Maßnahme zur Bodenverbesserung wurde in temperierten Gebieten noch kaum studiert (VACCARI et al., 2011; GLASER, 2010). Dies betrifft im Besonderen den Einfluss von Biokohle auf bodenphysikalische Parameter, worüber

auch bei den besser untersuchten ‚terra preta‘ Böden wenig bekannt ist (ATKINSON et al., 2010).

Jeder Eingriff in das System Boden, wie das Einbringen von Biokohle, kann Änderungen in den Bodeneigenschaften verursachen (BLUME et al., 2010). Bei Bodenverbesserungsmaßnahmen, auch als Melioration bezeichnet, wird sich dies zu Nutze gemacht um positive Änderungen von Bodeneigenschaften herbeizuführen (KUNTZE et al., 1994). Mit Änderungen in den Bodeneigenschaften kann auch eine Änderung im Bodenwasserhaushalt einhergehen, da dieser, neben den klimatischen und hydrologischen Rahmenbedingungen, durch die jeweiligen Bodeneigenschaften bestimmt wird (BLUME et al., 2010).

Es ist daher von Interesse abzuklären, welchen Einfluss die Applikation von Biokohle auf den Bodenwasserhaushalt hat. Aus diesem Grund wird diese Arbeit auf einen Teilaspekt der Biokohleapplikation eingehen und deren Wirkung auf den Bodenwasserhaushalt in den mittleren Breiten behandeln.

2 Fragestellung

Diese Diplomarbeit behandelt den Einfluss von Holzkohle auf den Bodenwasserhaushalt. Für diese Untersuchung steht in der Katastralgemeinde Nonnersdorf bei Weitersfeld (Niederösterreich) eine Ackerfläche zur Verfügung. Im Dezember 2011 wurde auf einer Parzelle dieser Ackerfläche Holzkohle appliziert, auf einer weiteren Parzelle eine Mischung von Holzkohle und Kompost.

Aufgrund des erwähnten Einflusses von Meliorationsmaßnahmen auf die Bodeneigenschaften, soll im Rahmen dieser Diplomarbeit daher die folgende grundlegende Fragestellung beantwortet werden:

- **Gibt es grundsätzlich einen durch die Holzkohleapplikation hervorgerufenen Unterschied im oberflächennahen Bodenwasserhaushalt?**

Der Bodenwasserhaushalt ist ein Produkt aus Bodeneigenschaften und den externen Faktoren Klima und hydrologische Situation und unterliegt zyklischen Veränderungen (BLUME et al., 2010). Die Erhebung der einzelnen Aspekte des Bodenwasserhaushaltes war im Rahmen dieser Arbeit aufgrund der beschränkten Zeit- und Geldressourcen nicht durchzuführen. Daher beschränkt sich der hier durchgeführte Ansatz auf die Untersuchung einzelner Bodeneigenschaften.

Bodeneigenschaften werden durch verschiedenste Parameter repräsentiert und messbar gemacht (PETERSEN & CALVIN, 1986). Es sollen daher jene Parameter ausgewählt werden, mit denen es möglich ist, Bodeneigenschaften die den oberflächennahen Bodenwasserhaushalt maßgeblich beeinflussen, zu messen. Potentielle Unterschiede im oberflächennahen Bodenwasserhaushalt durch die Holzkohleapplikationen können durch den statistischen und qualitativen Vergleich der Messergebnisse abgeklärt werden.

Für die Beantwortung der zentralen Fragestellung ist es darüber hinaus notwendig weitere untergeordnete Fragestellungen zu formulieren:

- Gibt es durch die Holzkohleapplikationen hervorgerufene messbare Unterschiede in den ausgewählten Parametern?

Desweiteren wurden auf der zur Verfügung stehenden Untersuchungsfläche zwei verschiedene Applikationsprodukte ausgebracht. Bei einem Produkt handelt es sich um eine „junge“ Holzkohle, welche nach der Pyrolyse keiner Behandlung unterzogen wurde. Das zweite Produkt ist eine Mischung aus Holzkohle und verschiedensten organischen Bestandteilen, welche vermischt und drei Monate lange kompostiert wurden. Eine weitere, untergeordnete Fragestellung kann daher formuliert werden:

- Gibt es Unterschiede im Bodenwasserhaushalt zwischen den zwei Typen Holzkohle?

Für die Beantwortung der Fragestellung sollen Methoden der bodenkundlichen Feld- und Laboranalytik zur Anwendung kommen.

3 Auswahl der Analyseparameter

In diesem Kapitel werden die Parameter vorgestellt, welche für die Bearbeitung der Fragestellung herangezogen wurden.

3.1 Bodenwasserhaushalt

Ein Boden enthält unter natürlichen Bedingungen immer Wasser (BLUME et al., 2010), dieses Wasser wird als Bodenwasser bezeichnet und ist in Form von Haft-, Sicker-, Sinkwasser und Wasserdampf im Boden vorhanden. Der Verlauf von Zufuhr und Verlust des Bodenwassers wird als Bodenwasserhaushalt bezeichnet (ROWELL, 1997). Der Bodenwasserhaushalt ist durch die Pflanzen, die klimatische und hydrologische Situation und die Bodeneigenschaften bestimmt (BLUME et al., 2010). Aus diesem Grund hat jeder Boden einen spezifischen Bodenwasserhaushalt.

Zur Bilanzierung von Änderungen im Bodenwasserhaushalt kann durch Formel 1 nach HINTERMAIER-ERHARD & ZECH (1997) herangezogen werden:

$$N = ET_{pot} + S + O + K + \Delta W$$

N *Niederschlag*

Et_{pot} *potenzielle Evapotranspiration*

S *Sickerung*

O *Oberflächenabfluss*

K *Kapillarhub*

ΔW *Wasservorratsänderung im Boden*

Formel 1: Bodenwasserhaushaltsgleichung nach HINTERMAIER- ERHARD (1997)

Da die Bestimmung der einzelnen Komponenten sehr aufwendig ist, können Bodeneigenschaften herangezogen werden, welche den Bodenwasserhaushalt maßgeblich beeinflussen. KLUTE (1986) nennt die Wasserretention und die hydraulische Leitfähigkeit als wichtigste Parameter für die Beschreibung der flüssigen Phase des Bodens. Diese wurden daher für die vorliegende Arbeit ausgewählt.

3.2 Wasserrückhaltevermögen

Die Matrixpotentialkurve (pF-Kurve) gibt die Beziehung zwischen dem Wassergehalt und dem Matrixpotentials eines Bodens wieder (BLUME et al., 2010; ROWELL, 1997). Sie gibt den Wasseranteil oder Wassergehalt an, welcher bei einer bestimmten Saugspannung in der Matrix des Bodens gebunden werden kann. Um die pF- Kurve zu erhalten, ist es daher notwendig, mehrere Kurvenpunkte zu bestimmen (HARTGE & HORN, 1999).

Das Vermögen eines Bodens, Wasser entgegen der Schwerkraft zu speichern, ist von den Kräften abhängig, welche zwischen hydrophilen Partikeloberflächen und den Wassermolekülen wirken (ROWELL, 1997). Deren Stärke wird durch Form, Größe und Kontinuität der Bodenporen bestimmt. Diese Faktoren sind von der Körnung und dem Bodengefüge abhängig (BLUME et al., 2010). Somit ist das Porenvolumen, welches für die Speicherung von Wasser zur Verfügung steht, von der Struktur eines Bodens abhängig (ROWELL, 1997).

3.3 Hydraulische Leitfähigkeit

Die Hydraulische Leitfähigkeit ist ein wichtiger Parameter zur Beschreibung der Infiltration, der Bewegung des Wassers zur Wurzel, und des Abflusses. Sie ist ein Maß für das Vermögen eines Bodens Wasser zu leiten und ist ein sich räumlich ändernder Kennwert, bei gesättigten Bedingungen jedoch konstant (KLUTE, 1986). Durch die Parameter hydraulische Leitfähigkeit und pF-Kurve wird die Wasserbewegung durch den Boden beschrieben (KLUTE, 1986).

3.4 Aggregatstabilität

Nach KLUTE (1986) sind Aggregate Gruppen von Einzelpartikeln, welche stärker zueinander als zu den umgebenden Partikeln stehen. Die Stabilität der Aggregate ist „der Widerstand der Bodenteilchen gegenüber Änderungen ihrer Anordnung zueinander. [...] Sie ist im Wesentlichen von der Kohäsion des Wassers sowie der

Adhäsion der Bodenteilchen abhängig“ (HINTERMAIER-ERHARD & ZECH, 1997, S. 7). Die Aggregatstabilität eignet sich zur Beurteilung eines Bodens im Hinblick auf seine Verschlammungsneigung und „zum relativen Vergleich der Stabilität unterschiedlich bewirtschafteter landwirtschaftlicher Nutzflächen“ (ÖNORM L 1072, 2004: Seite 3).

3.5 Organischer Kohlenstoff

Organisch gebundener Kohlenstoff stammt aus der organischen Substanz des Bodens. Diese setzt sich aus totem (Humus) und lebendem (Edaphon) organischem Bodenmaterial zusammen und wird durch Destruenten abgebaut (Zersetzung). Der vollständige mikrobielle Abbau zu anorganischen Stoffen wird als Mineralisierung bezeichnet. Die Umwandlung und Bindung organischer Substanzen im Boden wird als Humifizierung bezeichnet welche im Gegensatz zur Mineralisierung zu Stabilisierung führt. (BLUME et al., 2010)

3.6 Korngröße

Die Verteilung der Korngrößen beeinflusst Festigkeit und Struktur der Bodenaggregate. Die Größe der Poren und Anteil an Tonmineralien hat Auswirkungen auf Nährstoff-, Wasser- und Lufthaushalt des Bodens. Teilchen mit einem Durchmesser < 2 mm sind für die Bodenentwicklung und -nutzung besonders bedeutsam, da zwischen ihnen große Wassermengen gehalten werden können. Die Mineraloberfläche, die je Masseinheit verfügbar ist, wird mit abnehmender Korngröße größer. Sie beeinflusst das Ausmaß der chemischen Adsorptions- und Austauschvorgänge. (BLUME et al., 2010)

Veränderungen in der Korngrößenverteilung brauchen im Vergleich zu anderen Bodeneigenschaften am längsten (HARTGE & HORN, 1999). Es ist daher nicht anzunehmen, dass die Meliorationen Auswirkungen auf die Korngrößenverteilung haben.

4 Untersuchungsgebiet

Die untersuchten Flächen liegen in der Katastralgemeinde Nonnersdorf, einem Teil der Gemeinde Weitersfeld, auf 470 m Seehöhe im Nordosten des Waldviertels. Die genaue Lage ist in Abb. 1 dargestellt.

4.1 Geologie und Klima

Das Waldviertel, im nordwestlichen Niederösterreich gelegen, wird geologisch vom südlichen Teil eines variszischen Kristallinblockes, der Böhmisches Masse, geprägt (RÖTZEL & SCHARBERT, 2002). Die Böhmisches Masse wurde seit dem Paläozoikum deformiert und heute bildet die Rumpffläche dieses ehemaligen Gebirges die geologische Grundlage der Landschaft. Durch sie entstand eine charakteristische Hochfläche mit einem mittleren Höhengniveau von ca. 500 – 800 m, welche durch ebene Senken und tief erodierende Flussläufe gekennzeichnet ist (WESSELY, 2006). Das sonst generell sanfte Relief entstand aufgrund der lang andauernden Verwitterung von ca. 300 Mio. Jahren. Die Senken ermöglichten einst das Vordringen der Parathetys bzw. des Molassemeeres und führten somit zu marinen Ablagerungen (WESSELY, 2006). Der östliche Bereich der Böhmisches Masse wird zur geologischen Einheit des Moravikums gezählt, welches sich durch den Grad der Metamorphose vom Moldodanubikum unterscheidet, wobei tiefere Regionen von niedrig- bis mittelgradig metamorphen Gesteinen geprägt sind (MATURA, 2006).

Die Geologie in der Katastralgemeinde Nonnersdorf selbst wird als „Weitersfelder Stengelgneis“ angegeben, welcher aus Arkose- und Grauwackengneis besteht (RÖTZEL & SCHARBERT, 2002). Darüber hinaus kommen auch Glimmerschiefer, Paragneis, Quarzit und Amphibolit sowie Löss vor (RÖTZEL & SCHARBERT, 2002). Die Untersuchungsflächen selbst können anhand der Geologischen Karte, aufgrund des kleinen Maßstabs und im Vergleich der geringen Größen, schwer eingeordnet werden. Des Weiteren verläuft in diesem Bereich auch die Grenze zwischen „Weitersfelder Stengelgneis“ und Glimmerschiefer. Anhand des Leitprofiles, welches im Zuge der

Arbeit aufgenommen wurde, können die Untersuchungsflächen jedoch einer Glimmerschieferzone zugeordnet werden (GEOLOGISCHE BUNDESANSTALT, 2002).

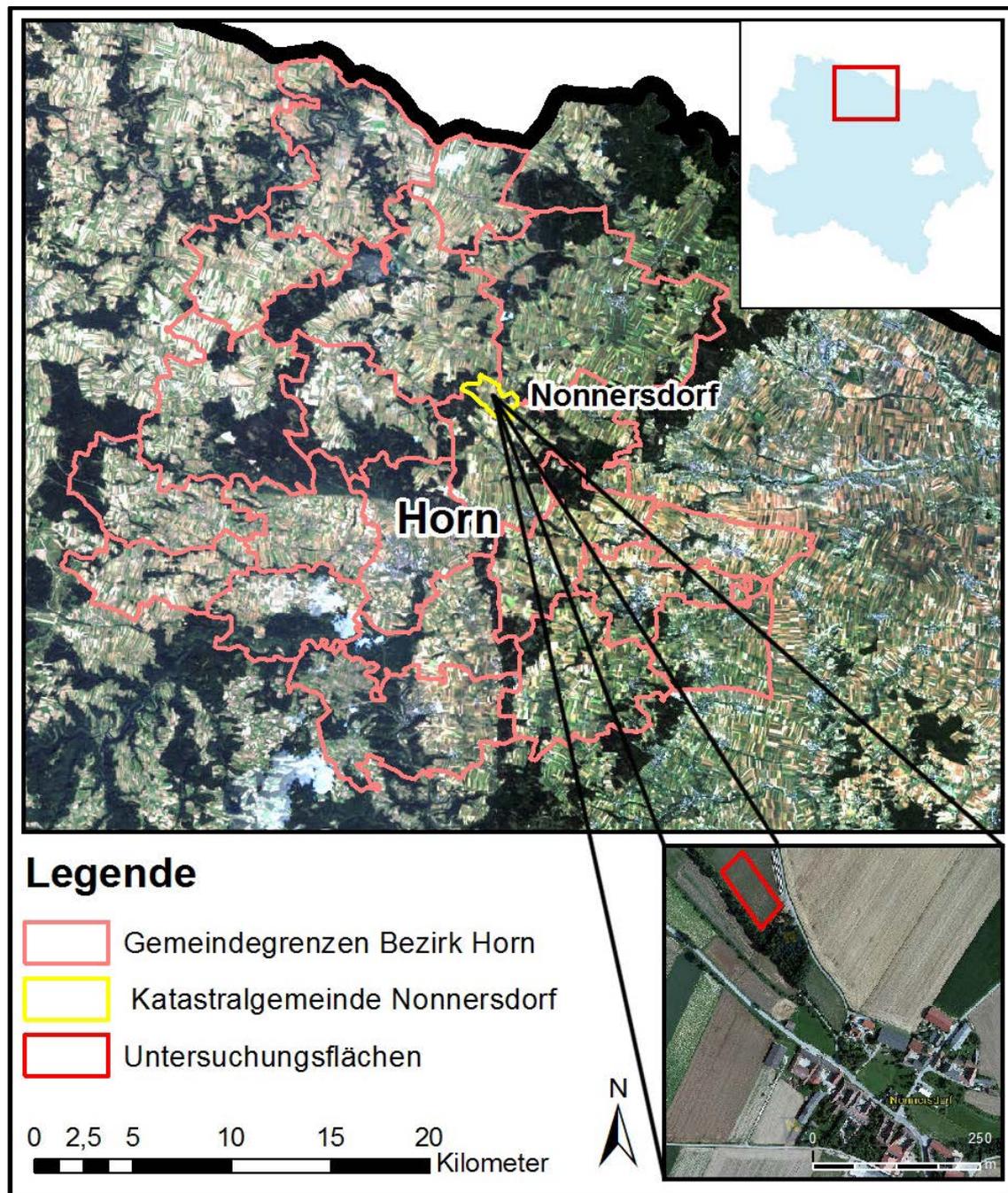


Abb. 1: Lage der Katastralgemeinde Nonnersdorf, Bezirk Horn, und Detailansicht der Untersuchungsflächen (Quellen: Umweltbundesamt GmbH 2012, Amt der NÖ Landesregierung 2012a, (c) Land Niederösterreich, NÖ Atlas, 2012)

Klimatisch wird das Waldviertel meist als relativ rau beschrieben, was unter anderem durch die Hochlage der Böhmisches Masse begründet wird (WESSELY, 2006). Nach

HARLFINGER & KNEES (1999) wird das Untersuchungsgebiet dem Klimaraum „Wald- und Mühlviertel“ zugeordnet. Dabei wird das Temperatur- und Niederschlagsregime als „Hochlandklima“ beschrieben, welches in der Region durch zunehmende Kontinentalität nach Osten hin geprägt ist (HARLFINGER & KNEES, 1999). Dies bedeutet eine generelle Abnahme der Niederschlagsmengen in Richtung Osten, wobei jedoch topographische Gegebenheiten (Luv- und Leeeffekte) die Niederschlagsverteilung stark beeinflussen. Darüber hinaus reicht die Niederschlagsarmut des Weinviertels, genauer gesagt des Gebietes um Retz welches zu den trockensten Regionen Österreichs zählt, auch bis weit in das nordwestliche Waldviertel hinein (HARLFINGER & KNEES, 1999). Die mittlere Niederschlagsmenge im Waldviertel selbst bewegt sich um eine Jahressumme von 500 bis 800 mm, wobei diese in Gipfellagen bis knapp unter 1000 mm ansteigen kann. Des Weiteren ist auch die Hagelwahrscheinlichkeit relativ groß (HARLFINGER & KNEES, 1999).

Insgesamt stellt sich das „Wald- und Mühlviertel“ im Vergleich zu anderen Klimaräumen mit durchschnittlich 7,0°C (1961 – 1990) auf 500 m Seehöhe als kälteste Region Österreichs dar (HARLFINGER & KNEES, 1999). Betrachtet man die Vegetationstage, also die Summe von Tagen mit einer Tagestemperatur $\geq 5^{\circ}\text{C}$, so sind auch hier die größten negativen Abweichungen im Waldviertel zu finden. Schließlich ist auch die Wärmesumme im österreichischen Vergleich am geringsten (HARLFINGER & KNEES, 1999). Diese Schilderung zeigt, dass die Bezeichnung „raues Klima“ für das Waldviertel im österreichischen Vergleich durchaus gerechtfertigt ist.

Zur Beschreibung des Klimas im Untersuchungsgebiet selbst werden Daten einer nahegelegenen Referenzstation herangezogen. Hierzu wurde die Station Japons der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG, 2012), welche ca. 15,5 km nordöstlich von Nonnersdorf auf 520 m Seehöhe liegt, ausgewählt. In Abb. 2 sind die Monatswerte der Temperatur und des Niederschlages im langjährigen Mittel (1971 – 2000) dargestellt.

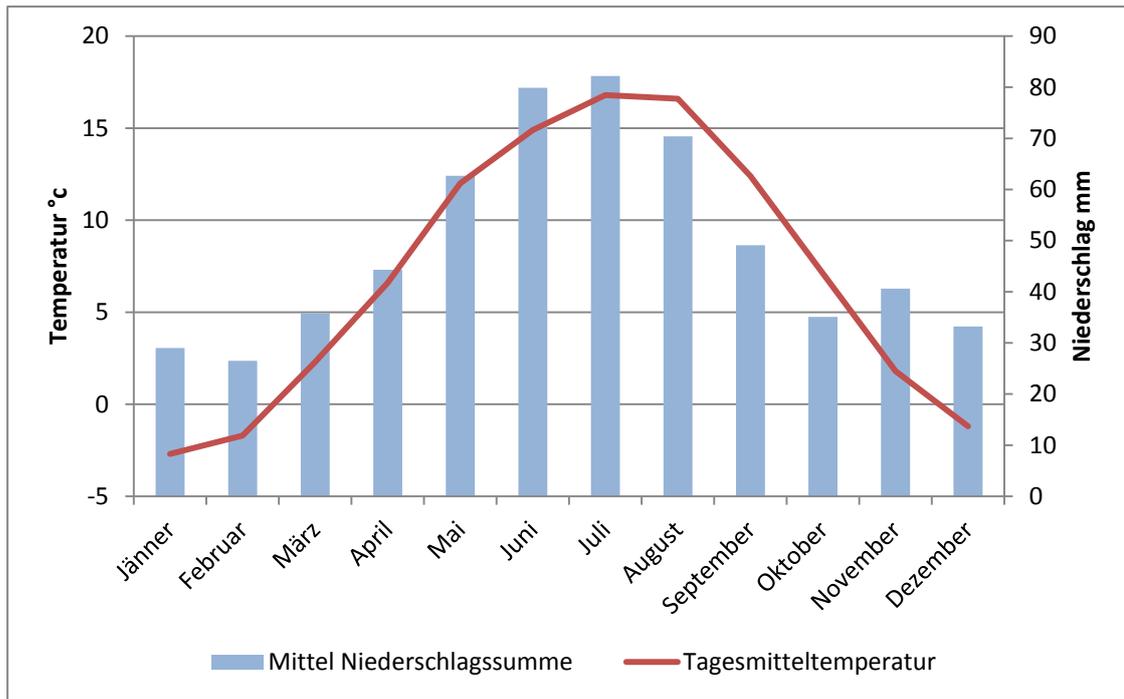


Abb. 2: Langjähriges Mittel (1971 – 2000) der Tagesmitteltemperatur und der monatlichen Niederschlagssumme der Station Japons (Quelle: ZAMG, 2012)

Deutlich erkennbar ist das charakteristische Maximum des Niederschlages in den Sommermonaten. Die Monatsmittel fallen im Winter deutlich unter 0°C und steigen im Sommer auf knapp 17°C an. Die Jahresmitteltemperatur der Station ist mit 7,1°C (1971 – 2000) recht kühl und charakteristisch für die Region (ZAMG, 2012). Darüber hinaus weist die Station einen durchschnittlichen Jahresniederschlag von 588,8 mm (1971 – 2000) auf. Eine kürzere Messreihe des Niederschlages ist auch für die Katastralgemeinde Nonnersdorf selbst verfügbar, wobei die durchschnittliche Jahresniederschlagssumme mit 544 mm (1992 – 1999, BMLFUW, 2012) knapp unter jener von Japons liegt. Durch diese klimatischen Gegebenheiten, die geringen Niederschläge und Temperaturen, sind die Anbaubedingungen für die Landwirtschaft in der Region erschwert.

4.2 Untersuchungsflächen

Für die durchgeführte Arbeit stand eine landwirtschaftliche Fläche (Abb. 3) zur Verfügung. Diese weist eine geringfügige Neigung nach Südwesten auf. Betrachtete man die Bewirtschaftung so kann angeführt werden, dass seit 1998 nicht mehr gepflügt wurde und seit 2009 nur noch minimalste Bodenbearbeitung (0 – 8 cm) erfolgt. Die gesamte Fläche wird nach den Kriterien des biologischen Landbaus bewirtschaftet. Der Bodentyp dieser Fläche ist ein Ranker (Abb. 4).

Im Dezember 2011 wurden zu Versuchszwecken zwei Meliorationsverfahren angewandt. Das Ziel der Meliorationen ist auf den Humusaufbau gerichtet um eine Verbesserung in der Bodenfruchtbarkeit zu erreichen.

Auf einer Parzelle (570 m²) der zur Verfügung stehenden Fläche wurde Holzkohle appliziert. Bei der verwendeten Holzkohle handelt es sich um sogenannten Holzkohlegries, welcher aufgrund seiner geringen Korngröße (<5 cm) als Abfallprodukt bei der kommerziellen Holzkohleproduktion anfällt. Die Holzkohle kann als „jung“ bezeichnet werden, da sie nach der Produktion keinen Verwitterungsprozessen ausgesetzt war. Es wurde Menge von 10 t pro Hektar aufgebracht. Die Parzelle wird in der weiteren Arbeit als **Holzkohlefläche** bezeichnet.

Auf einer weiteren Parzelle (1015 m²) wurde eine Mischung aus Holzkohle und Kompost aufgebracht. Bei der verwendeten Holzkohle handelt es sich auch um Holzkohlegries. Jedoch wurde diese vor der Applikation einer dreimonatigen Kompostierung unterzogen. Davor erfolgte eine maschinelle Vermischung mit mehreren Produkten, darunter Kakaoschalen, Holundertrester, Festmist von Schweinen und Mikroorganismen. Die genaue Zusammensetzung ist nicht bekannt. Auch auf dieser Fläche betrug die Menge an Holzkohle 10 t pro Hektar. Diese Parzelle wird in weiterer Folge als **Holzkohle- Kompostfläche** angesprochen.

Als Kontrollfläche stand eine weitere Fläche (750 m²) zur Verfügung. Diese wird in dieser Arbeit als **Referenzfläche** bezeichnet.

Im Sommer 2012 wurde auf der gesamten Ackerfläche Hafer angebaut. Die Bewirtschaftung dieser drei Parzellen erfolgt seit jeher einheitlich.



Abb. 3: Untersuchungsfläche Nonnersdorf. Eigene Aufnahmen vom Juni (links) und August (rechts) 2012.



Abb. 4: Bodenprofil in der Referenzfläche. Eigene Aufnahme vom August 2012.

5 Methodik

Zur Bearbeitung der Fragestellung wurden Standorte ausgewählt, an denen die Infiltrationsrate in-situ erhoben wurde, um anschließend eine Beprobung durchzuführen. Im Labor wurden die Bodenproben unter Anwendung der in diesem Kapitel beschriebenen Methoden analysiert.

5.1 Auswahl der Standorte

Für die Repräsentativität der Untersuchung ist es notwendig, Standorte auszuwählen, welche die Bodeneigenschaften der gesamten Untersuchungsfläche wiedergeben (BLUME et al., 2011). In einem ersten Schritt wurden die Randbereiche der jeweiligen Untersuchungsfläche ausgeschlossen, um eine mögliche Beeinträchtigung durch umliegende Flächen zu verhindern.

Die Auswahl der Standorte erfolgte semi-zufällig. Einerseits wurde auf eine regelmäßige rasterförmige Beprobung geachtet, teilweise wurde jedoch auch eine subjektive Selektion vorgenommen und Bereiche, welche sich visuell von der Mehrheit der Fläche unterschieden, nicht in die Untersuchung aufgenommen. Da die Untersuchungen im Juli durchgeführt wurden, konnte der angebaute Hafer sowie die Beikräuter, welche durch den Verzicht auf Herbizide zahlreich vorhanden waren, als subjektive Hinweise auf mögliche Unterschiede von Bodeneigenschaften herangezogen werden. Die ausgewählten Standorte sind in Abb. 5 dargestellt.



Abb. 5: Lage der Proben im Untersuchungsgebiet. HK – Holzkohlefläche, Komp – Holzkohle-Kompostfläche, Null - Referenzfläche (Kartengrundlage: Bing Maps, 2012).

5.2 Feldmethode - Infiltrationsrate

Die Bestimmung der Infiltrationsrate erfolgte in-situ im gesättigten Zustand unter Verwendung von Infiltrometern. Zur Anwendung kamen Einzelringinfiltrometer (Abb. 6) mit einem Durchmesser 150 mm und einer Höhe von 200 mm. Die angeschliffene Unterkante wurde 20 bis 30 mm in den Boden getrieben und danach die Übergänge zwischen Zylinderwand und Boden durch leichtes Andrücken verdichtet, um ein Austreten des Wasser zu verhindern. Es wurde eine 10 mm dicke Sandauflage auf die Bodenoberfläche aufgebracht, um die Verschlämmung des Bodens gering zu halten. Danach wurde Wasser in den Zylinder eingefüllt und durch kontinuierliches Nachfüllen der Überstau konstant gehalten. Um den Einfluss durch den hydraulischen Gradienten auf die Infiltrationsrate gering zu halten, wurde ein Überstau von 50 mm gewählt. Bei jenen Standorten, die eine sehr schnelle Infiltration des Wassers zeigten, wurde ein höherer Überstau gewählt (siehe Anhang).



Abb. 6: Einzelringinfiltrimeter. Eigene Aufnahme im Juli 2012.

Die Wassersättigung eines Bodens ist dann erreicht, wenn die infiltrierende Wassermenge konstant wird (vgl. BLUME et al., 2010). Wenn dieser Zustand erreicht war, wurde mit der Messung der Infiltrationsrate begonnen. Diese wurde in zwei Durchgängen ermittelt. Im Rahmen jedes Messdurchgangs wurde zunächst der Überstau genau eingestellt, fünf und zehn Minuten danach erfolgten Ablesungen des Wasserstandes.

Zusätzlich zu den Einzelringinfiltrimetern wurde auf jeder Fläche ein Doppelringinfiltrimeter installiert. Als Standort wurde immer das Zentrum der Untersuchungsfläche gewählt. Der Aufbau erfolgte nach demselben Schema wie bei den Einzelringinfiltrimetern. Der Durchmesser des inneren Zylinders betrug 300 mm, der des äußeren 500 mm. Der Überstau hier betrug 60 mm bei der Holzkohle- und Referenzfläche, 70 mm bei der Holzkohle- Kompostfläche. Der Überstau wurde in beiden Zylindern konstant gehalten. Da die Infiltration des Wassers bei Doppelringinfiltrimetern deutlich langsamer vonstattengeht als bei Einzelringinfiltrimetern, erfolgte die Messung über die Dauer von einer Stunde.

Zur Überprüfung der Wassersättigung wurden vor dem Infiltrimetereinbau und nach Beendigung der Messungen der volumetrische Wassergehalt mittels TDR- Sonde bestimmt.

Die Berechnung der Infiltrationsrate erfolgte für Einzel- und Doppelringinfiltrrometer anhand der ermittelten Wasserstandsänderungen pro Zeiteinheit. Aus den Einzelergebnissen der beiden Messdurchgänge wurde der Mittelwert gebildet. Für die Angabe der Infiltrationsrate wurde als Einheit mm/min gewählt.

Die Bestimmungen wurden am 9., 10., 12. und 14. Juli 2012 durchgeführt. In Abb. 7 sind Niederschlagswerte für Juli 2012 der Station Etzelsreith dargestellt. Diese liegt ca. 10 km wesentlich von Nonnersdorf. Am 9. und 10. Juli 2012 wurden keine Niederschläge registriert. An diesen Tagen wurde parallel zu den Messungen die Verdunstung bestimmt. Da diese innerhalb von acht Stunden weniger als 1 mm betrug, ist der Einfluss der Verdunstung auf die bestimmten Infiltrationsraten vernachlässigbar. Am 12. Juli 2012 musste die Sättigungsphase während eines Gewitters unterbrochen werden. Am 14. Juli 2012 wurden der Aufbau und die Sättigungsphase im Regen durchgeführt, am späten Nachmittag konnten die Messung ohne Beeinträchtigung durch Niederschläge vorgenommen werden.

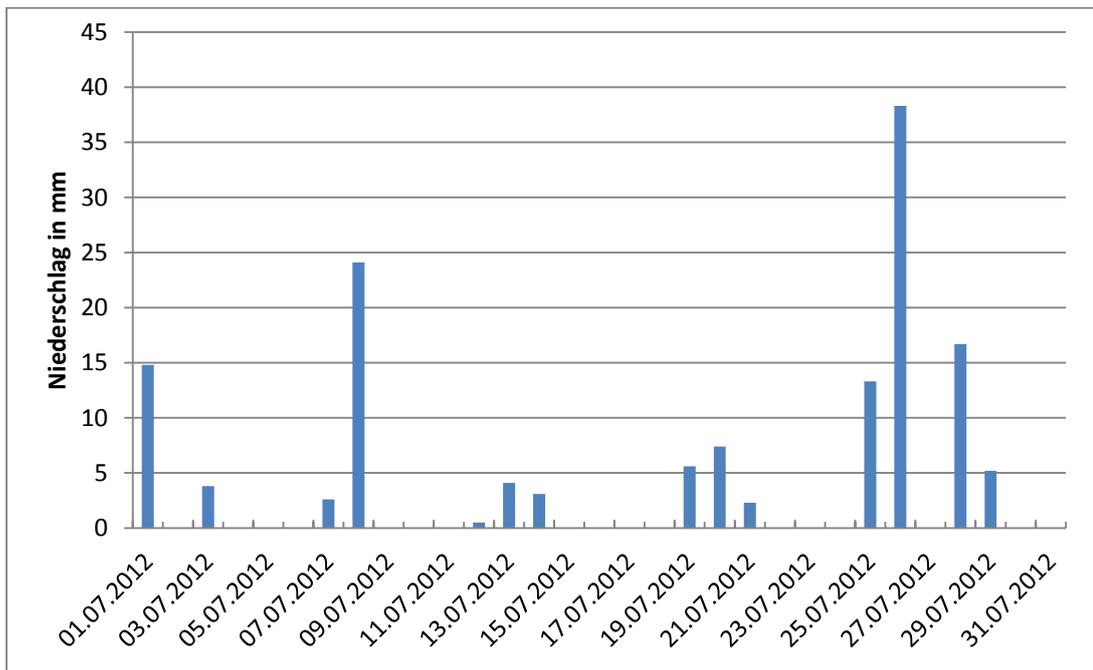


Abb. 7: Tägliche Niederschlagssummen der Station Etzelsreith (Quelle: Amt der NÖ Landesregierung, 2012)

Für die eindeutige Identifikation der Infiltrometerstandorte, wurde mittels eines GPS-Gerätes eine exakte Verortung durchgeführt (siehe Anhang und Abb. 5).

5.3 Probenahme

Die Entnahme der Bodenproben erfolgte am 7. August 2012. Es wurden bei jedem Infiltrometerstandort eine Einzelprobe aus einer Tiefe von 0 bis 5 cm entnommen. Diese wurden in Plastiksäcke abgepackt und zur eindeutigen Identifizierung beschriftet. Des Weiteren, wurde an mehreren Standorten ungestörte Proben gezogen. Die Auswahl der Entnahmestellen basierte auf den Ergebnissen der Infiltrationsmessungen. Es wurde für jede Untersuchungsfläche jeweils ein Standort mit hoher- und einer mit niedriger Infiltrationsleistung gewählt, sowie der Standort des Doppelringinfiltrometers.

Die Entnahme der ungestörten Bodenproben erfolgte mittels Stechzylinder. Dabei ist zu beachten, dass durch den Entnahmevorgang keine Störungen im Bodengefüge verursacht werden. Überstehendes Material wurde durch Abschneiden entfernt, der Stechzylinder an Ober- und Unterkante durch einen Deckel verschlossen und beschriftet. An jedem ausgewählten Standort wurden jeweils fünf Stechzylinderproben entnommen.

Um die vertikale Verteilung der Applikationsprodukte im Boden abzuschätzen, wurden unter Verwendung eines Pürkhauer-Bohrstocks Bodenprofile gezogen. Die Untersuchungsfläche wurde dafür in Ober- und Unterhang unterteilt und auf jeder Teilfläche wurden fünf Bodenprofile entnommen. Aus den Bodenprofilen wurden in den Bereichen von 0 bis 3 cm, 3 bis 6 cm, 6 bis 9 cm und 9 bis 12 cm Material entnommen und dieses zu einer Durchschnittsprobe für den jeweiligen Tiefenbereich vereint.

Nach Abschluss der Probenahme wurden die Bodenproben umgehend ins Labor transportiert .

5.4 Labormethoden

Die laboranalytischen Bestimmungen wurden hauptsächlich im Physiogeographischen Labor des Instituts für Geographie und Regionalforschung der Universität Wien durchgeführt. Die Analyse der Korngrößenverteilung erfolgte im Labor des Instituts für Angewandte Geologie der Universität für Bodenkultur Wien.

5.4.1 Probenvorbereitung

Nach dem Transport ins Labor, wurden die feldfrischen Einzel- und Durchschnittsproben zur Lufttrocknung bei Raumtemperatur aufgebracht. Nachdem die Proben einen lufttrockenen Zustand erreicht haben, wurde der Feinboden durch Sieben abgetrennt und der Grobboden verworfen.

Den feldfrischen Einzelproben wurde eine repräsentative Teilprobe entnommen und zu einer Durchschnittsprobe der jeweiligen Untersuchungsfläche vereint. Diese wurden feldfrisch für die Bestimmung der Korngrößenverteilung herangezogen.

5.4.2 Aggregatstabilität

Für die Bestimmung der Aggregatstabilität wurde das Siebtauchverfahren nach ÖNORM L 1072 (2004) in modifizierter Form angewandt. Dabei handelt es sich um ein Nasssiebverfahren, bei dem die luftgetrockneten Bodenaggregate in einem Sieb in vertikaler Richtung in entionisiertem Wasser bewegt werden (ÖNORM L 1072, 2004).

Die zur Verfügung stehende Siebtauchapparatur weicht bei Siebdurchmesser (Durchmesser 100 mm), Maschenweite (0,2 mm) und Hubhöhe (20 mm) von der in der ÖNORM L 1072 (2004) beschriebenen Apparatur ab. Das Siebtauchverfahren wird daher in modifizierter Form mit angepasster Probenmenge angewandt. Die Bestimmung erfolgte nach laborinterner Anleitung, welche auf Erkenntnissen vorangegangener Bestimmungen beruht. Darin werden 10 g luftgetrocknete

Bodenaggregate mit einer Größe von 1 bis 2 mm für den Siebdurchmesser als geeignet erachteten.

Die Bodenaggregate wurden durch trockene Siebung (1 mm Maschenweite) der lufttrockenen Feinerde gewonnen. Der Siebrückstand wurde für diese Bestimmung verwendet, der Siebdurchgang verworfen.

10 g Bodenaggregate (1 bis 2 mm Äquivalenzdurchmesser) wurden in das Sieb (Durchmesser 100 mm, Maschenweite 0,2 mm) der Apparatur überführt und mit 42 Hüben pro Minute in entionisiertem Wasser gesiebt. Die Bodenaggregate waren dabei durchgehend mit entionisiertem Wasser bedeckt. Nach fünf Minuten wurde das Sieb sofort aus der Apparatur entfernt und die im Sieb verbliebenen Bodenteilchen in eine Porzellanschale überführt und bei 105°C bis zur Massekonsistenz getrocknet.

Nach dem Abkühlen erfolgte die Wägung zur Bestimmung der Masse. Aufgrund der Maschenweite verbleiben nicht nur stabile Aggregate im Sieb, sondern auch Sand und organisches Material (überwiegend Holunderkerne). Diese Masse wird gesondert bestimmt, indem man die verbliebenen Bodenteile mit Tetra-Natriumdiphosphat (0,1 mol) versetzt und mit einem Gummiwischer zerreibt. Nach zwei Stunden wurde diese Suspension wieder in ein Sieb überführt (0,2 mm Maschenweite) und mit Leitungswasser (Abweichung von der ÖNORM L 1072, 2004) gesiebt. Die im Sieb verbliebenen Teilchen wurden wieder in eine Porzellanschale überführt, bei 105°C bis zur Massekonsistenz getrocknet und gewogen. Die Bestimmung der Aggregatstabilität wurde für jede Einzelprobe dreifach durchgeführt. Entsprechend Formel 2 wurde für jede Einzelbestimmung die Aggregatstabilität in Prozent der Masse berechnet und daraus ein Mittelwert für die Probe ermittelt.

$$A_S = \frac{m_{A,S} - m_S}{m_p - m_S} * 100$$

A_S *Aggregatstabilität in %*

$m_{A,S}$ *Masse der stabilen Bodenaggregate und des Sandes in g*

m_S *Masse des Sandes in g*

m_p *Masse der Probe (Einwaage) in g*

Formel 2: Berechnung der Aggregatstabilität (ÖNORM L 1072, 2004)

5.4.3 Wasserrückhaltevermögen

Die Wasserrückhaltevermögen wurde durch die Bestimmung der gravimetrischen Wassergehalte bei fünf unterschiedlichen Matrixpotentialen ermittelt. Dabei wurden die Wassergehalte einer Bodenproben in ein Gleichgewicht mit einem bekannten Matrixpotential gebracht. Zur Anwendung kamen sowohl Unterdruck- als auch Überdruckverfahren. Dadurch ist es möglich Wassergehalte für niedere und für hohe Matrixpotentiale zu bestimmen.

Da aufgrund der Probenanzahl eine Verwendung von ungestörten Proben sehr aufwendig gewesen wäre, beschränkt sich die Bestimmung auf im Labor hergestellte Analyseproben.

Die Wassergehalte bei Matrixpotentialen von -30 hPa, -60 hPa, -100 hPa und -300 hPa wurden durch ein Unterdruckverfahren bestimmt, welches in DIRINGER (2010) ausführlich beschrieben ist. Bei dieser Methode ist darauf zu achten, dass der Aufbau des Filterpaketes exakt und gleichförmig durchgeführt wird.

Der Wassergehalt bei einem Matrixpotential von -7000 hPa wurde in einer Druckzelle der Firma EIJKELKAMP ermittelt.

Bei beiden Verfahren kommt dem hydraulischen Kontakt zwischen Analyseprobe und Untergrund eine hohe Bedeutung zu. Die Probe kann nur den Wassergehalt welcher

dem angelegten Druck entspricht erreichen, wenn die Probenoberfläche vollständigen hydraulischen Kontakt zum Untergrund hat.

Der Wassergehalt der Proben des jeweiligen Matrixpotential wurde gravimetrisch nach ÖNORM L 1062 (2003) bestimmt.

5.4.4 Organischer Kohlenstoff

Der organische Kohlenstoff wurde durch trockene Verbrennung in einem Sauerstoffstrom bei 550°C bestimmt. Bei diesem Oxidationsvorgang reagiert der organische Kohlenstoff mit dem Sauerstoff und bildet Kohlendioxid- und Wassermoleküle (LECO, o.J.). Diese werden erfasst und können in Prozent Kohlenstoff umgerechnet werden.

Für diese Bestimmung wurde der *Kohlenstoff/Wasser – Phasenanalysator RC 612* der Firma LECO am Department für Umweltgeowissenschaften verwendet. Dieses Gerät benötigt für die Analyse ca. 100 mg fein gemahlene Probe. In einem Mörser wurden rund 5 g lufttrockener Feinboden gemahlen, davon wurden ca. 100 (± 2) mg in einen Probenträger eingewogen. Die Probe wurde dann bei 550°C sieben Minuten lang im Phasenanalysator verbrannt. Nach Ablauf der Analysezeit wird der Kohlenstoffgehalt der Proben neben anderen Parametern in Prozent ausgegeben und bedarf keiner weiteren Umrechnung.

5.4.5 Hydraulische Leitfähigkeit

Die hydraulische Leitfähigkeit (k_f) wurde mittels gesättigten Stechzylinderproben bei konstanter Druckhöhe in Anlehnung an ÖNORM L 1065 (2006) bestimmt. Bei dieser Methode wird das Wasservolumen gemessen, welches während einer bekannten Zeitspanne durch eine Probe, mit bekannter Fläche und Länge, bei gleichbleibenden hydraulischen Gradienten perkoliert (HARTGE & HORN, 1992).

Die Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit wurde mit einem Laborpermeameter der Firma EIJKELKAMP durchgeführt. In diesem System perkoliert das Wasser von unten nach oben durch die Probe. Dies hat den Vorteil, dass mögliche Lufteinschlüsse in der Probe, welche die Messergebnisse verfälschen würden, abgeführt werden (ÖNORM L 1065, 2006). Durch einen Wasserniveaugler im System wird der hydraulische Gradient, der an die die Probe angelegt ist, über die gesamte Messperiode konstant gehalten (EIJKELKAMP, 2011). Der hydraulische Gradient ergibt sich aus der Differenz zwischen der Wasserhöhe außerhalb der Stechzylinderprobe, welche in einer Halterung befestigt wird, und der Wasserhöhe über dem Flächenquerschnitt der Stechzylinderprobe. Entsprechend ÖNORM L 1065 (2006) war die Differenz der Wasserstände ≤ 10 mm.

Die feldfrischen Stechzylinderproben wurden im Labor an der Oberkante, da die Strömungsrichtung gegen die Schwerkraft ist, mit einem Nylon- Gaze versehen, auf einen doppelten Siebaufsatz gesetzt und anschließend mit der Oberseite nach unten in ein Gefäß mit Wasser (20-30 mm Wasserstand) gestellt. Die Poren werden dadurch kapillar wassergesättigt, bei gleichzeitigem entweichen der Bodenluft. Es ist darauf zu achten, dass die Stechzylinder zu keinem Zeitpunkt trocken fallen, denn Änderungen im Bodengefüge verfälschen die Messergebnisse.

Die Streuung der hydraulischen Leitfähigkeit kann innerhalb eines Standortes mehr als zwei Zehnerpotenzen betragen (ÖNORM L 1065, 2006). Daher ist es notwendig, diesen Parameter fünffach parallel zu ermitteln. Diese fünf parallel analysierten Stechzylinderproben werden in weiterer Folge als Probensample bezeichnet. Die Sättigungsphase der neun Probensamples (d.h. insgesamt 45 Stechzylinderproben) betrug aus logistischen Gründen zwei bis drei Wochen. Während dieser Zeitspanne wurden die Proben kühl aufbewahrt. Am Vorabend der Messung wurden die Stechzylinder zur Angleichung an die Wassertemperatur in das Permeameter eingesetzt.

Vor Beginn der Wasserperkolation wurde ein Siphon angebracht, welcher das aus der Stechzylinderprobe austretende Wasser in eine Bürette leitet. Die Bestimmung des perkolierenden Wasservolumens pro Zeiteinheit wurde zu fünf Zeitpunkten

durchgeführt: Beginn der Perkolation (t_0), nach 10 Minuten (t_{10}), nach 60 Minuten (t_{60}), nach 120 Minuten (t_{120}), nach 240 Minuten (t_{240}).

Für jeden Messzeitpunkt werden die Messwerte des jeweiligen Stechzylinders in Formel 3 eingesetzt und der k_f -Wert für den Messzeitpunkt berechnet. Zur Verringerung der Streuung innerhalb eines Probensamples wurden für jeden Messzeitpunkt der maximale und der minimal k_f -Wert ausgeschlossen. Aus den drei verbliebenen k_f -Werten wurde das geometrische Mittel gebildet.

$$k_f = \frac{V * L}{F * t * h}$$

K_f	<i>hydraulische Leitfähigkeit in $m * d^{-1}$</i>
V	<i>perkolierendes Wasservolumen pro Zeiteinheit in m^3</i>
L	<i>Länge der durchströmten Probe in m</i>
F	<i>Querschnitt der durchströmten Probe in m^2</i>
t	<i>Zeit des Wasserdurchflusses in d</i>
h	<i>Differenz vom Innenwasserspiegel zum Außenwasserspiegel (hydraulischer Gradient) in m</i>

Formel 3: Berechnung der hydraulischen Leitfähigkeit bei konstantem hydraulischen Gradienten (ÖNORM L 1065, 2006)

5.4.6 Korngrößenverteilung

Die Analyse der Korngrößen wurde im Labor des Instituts für angewandte Geologie der Universität für Bodenkultur Wien durchgeführt, diese Bestimmung folgt daher den dort angewandten Methoden.

Für die Bestimmung der Korngrößen wurde eine Kombination aus Sieb- und Sedimentierverfahren gewählt um alle Korngrößenklassen des Feinbodens nach ÖNORM L 1050 (2004) (sowie des Bodenskelettes (>2 mm) zu erfassen. Die gravimetrischen Anteile der Fraktionen mit einem Äquivalenzdurchmesser von >2 mm bis >20 μm wurden durch Nasssiebung in einem offenen Siebturm ermittelt. Die Anteile der Fraktionen <20 μm wurden im Sedigraph mittels Röntgensedimentation prozentual bestimmt.

Die Bestimmung der Korngrößen erfolgte mit Durchschnittsproben, welche aus den feldfrischen Einzelproben der jeweiligen Untersuchungsfläche hergestellt wurden. In etwa 70 g der feldfrischen, homogenisierten Durchschnittsprobe wurde in ein Becherglas eingewogen und mit Wasserstoffperoxid (H_2O_2 , 10%) versetzt um den Humusanteil der Probe zu zerstören. Die Zugabe von Wasserstoffperoxid wurde fortgesetzt bis keine Reaktion mehr sichtbar war. Danach wurde die Probe mit entionisiertem Wasser versetzt und das Wasserstoffperoxid drei Tage lang ausgedampft.

Zur gravimetrischen Bestimmung des Wassergehalts der Probe, welcher für die Berechnung der Korngrößenverteilung relevant ist, wurden 50 g der feldfrischen Durchschnittsprobe eingewogen, bei 70°C getrocknet und nach dem Abkühlen im Exsikkator ausgewogen.

5.4.6.1 Siebanalyse

Nach Abschluss des Ausdampfvorgangs wurde die Probe zehn Minuten lang im Ultraschallbad dispergiert und anschließend vollständig in den Siebturm überführt, welcher mit Sieben der folgenden Maschenweiten zusammengesetzt wurde: 2000 μm , 630 μm , 200 μm , 63 μm und 20 μm . Die Partikel wurden unter der manuellen Zugabe von entionisiertem Wasser und der Verwendung eines Gummiwischers bei leichtem Rütteln gesiebt. Wenn das aus dem Sieb austretende Wasser klar war, wurde es vom Siebturm genommen, der Siebinhalt in eine Porzellanschale überführt und bis zur Massekonsistenz bei 105°C getrocknet. Nach dem Abkühlen im Exsikkator wurde die Masse des jeweiligen Korngrößenintervalls gravimetrisch bestimmt. Die Suspension der Bodenteilchen <20 μm wurde vollständig in einem Becherglas aufgefangen und wurde für die Röntgensedimentationsanalyse verwendet.

5.4.6.2 Sedigraph

Die Suspension mit den Bodenteilchen $<20\ \mu\text{m}$ wurde im Wasserbad bei ca. 85°C eingedampft bis nur noch wenige Zentimeter Wasser die Probe bedecken. Danach erfolgte ein kurzes Aufrühren der Probe durch einen Magnetrührer, anschließend ein zehnminütiges dispergieren im Ultraschallbad. Die Probenmasse wurde dann zehn Minuten lang mittels Magnetrührer homogenisiert. In weiterer Folge wurden ca. 250 ml Suspension unter weiterem Rühren mittels Pipettierung entnommen. Nachdem Absetzen der Bodenteilchen erfolgte das Absaugen des klaren Wassers.

Für die Analyse durch den Sedigraphen werden 50 ml der Teilprobe benötigt. Nach erneuter Dispergierung und Homogenisierung wurden 50 ml aus der Suspension entnommen. Diese Teilprobe wurde anschließend mit 5 ml Tetranatriumdiphosphat ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$, 2,5%) versetzt, aufgerührt und danach vollständig in die Mischkammer des Sedigraphen überführt. Zur Verwendung kam ein *SediGraph III 5120* der Firma MICROMERITICS. Es wurde eine einfache Analyse der Partikelgrößen von $50\ \mu\text{m}$ bis $0,2\ \mu\text{m}$ durchgeführt, die Analysedauer betrug 25 Minuten. Die Ausgabe der Analyseergebnisse erfolgte in kumulativer Angabe der Masseprozent. Die Korngrößenklassen werden Prozent der Masse angegeben.

5.5 Statistische Auswertung

Die Aufbereitung und statistische Auswertung der Analyseergebnisse erfolgte mit Microsoft Excel 2010 und IBM SPSS Statistics Version 20.

Die vorgestellten statistischen Methoden zur Beschreibung der Daten wurden bei den Analyseergebnissen durchgeführt, welche einen ausreichend großen Stichprobenumfang aufweisen. Da für die Korngrößenverteilung ein Wert und bei der hydraulischen Leitfähigkeit drei Werte für jede Untersuchungsfläche erhoben wurden, kann hier keine umfangreiche statistische Auswertung erfolgen.

5.5.1 Deskriptive Statistik

Für den Vergleich der Analyseergebnisse ist es notwendig die Verteilung der Werte durch Maßzahlen zu quantifizieren (HEUMANN & TOUTENBURG, 2006). Als Maßzahlen für die Lage der Verteilung wurden das arithmetische Mittel, der Median, das Minimum und das Maximum ermittelt. Zur Beurteilung der Streuung der Verteilung wurden die Standardabweichung und die Spannweite berechnet.

Für die graphische Darstellung der Ergebnisse wurden Boxplots gewählt. Sie stellen ein zuverlässiges diagnostisches Mittel dar und eignen sich vor allem für den Vergleich eines Merkmals in Bezug auf mehrere Gruppen (HEUMANN & TOUTENBURG, 2006).

Ein Boxplot (Abb. 8) gibt die Lage des Medians, der 25%- und 75%- Quantil, der Ausreißer und Extremwerte wieder. Die Länge der Box ergibt sich durch das 25%- und das 75%-Quantil und umfasst somit 50% der Werte. Die Länge der Box wird als Interquartilsabstand bezeichnet. Als Ausreißer werden jene Werte bezeichnet, welche zwischen 1,5 und 3 Interquartilabstände von den Boxrändern entfernt sind; extreme Ausreißer sind mehr als 3 Interquartilabstände entfernt. Die Striche, welche von der Box weggehen stellen den kleinsten bzw. größten nicht extremen Wert dar (HEUMANN & TOUTENBURG, 2006).

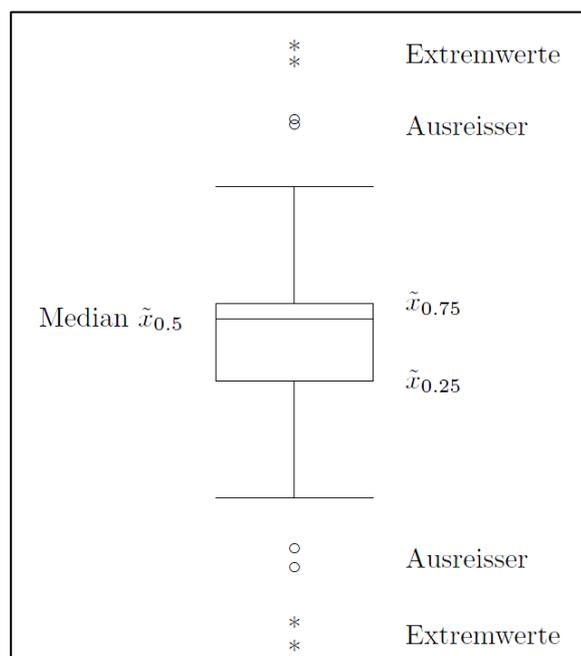


Abb. 8: Komponenten eines Boxplots (HEUMANN & TOUTENBURG, 2006)

5.5.2 Induktive Statistik

Im Sinne der Fragestellung ist es notwendig zu beurteilen, ob die Unterschiede der Analyseergebnisse zufällig sind oder nicht. Für diese Überprüfung stehen verschiedene statistische Verfahren zur Auswahl, welche sich in den Voraussetzungen in Bezug auf das metrische Niveau der Stichproben, sowie der Beziehung zwischen den Stichproben unterscheiden (POSPESCHILL, 1995). Des Weiteren ist es von Bedeutung, ob die Verteilung der Stichproben einer Normalverteilung entspricht. Mit dem Kolmogoroff-Smirnov Anpassungstest wurde zunächst überprüft, ob die Analyseergebnisse normalverteilt sind. Dies trifft für alle erhobenen Parameter zu. Da es sich bei den Analyseergebnissen um normalverteilte, unabhängige Stichproben auf Intervallskalenniveau handelt, sind alle Voraussetzungen erfüllt den t-Test für unabhängige Stichproben anzuwenden (vgl. POSPESCHILL, 1995).

6 Ergebnisse

Die Ergebnisse der statistischen Auswertung werden in den folgenden Kapitel vorgestellt.

6.1 Infiltrationsrate

Tab. 1 stellt Maßzahlen der Verteilung der ermittelten Infiltrationsraten dar. Diese zeigen deutliche Unterschiede in den Ergebnissen. Die Holzkohlefläche weist sowohl in Median und Mittelwert die geringste Infiltrationsrate mit 1,69 bzw. 1,63 ($\pm 0,64$) mm/min auf. Deutlich höher ist die Infiltrationsrate der Referenzfläche mit 2,15 bzw. 2,08 ($\pm 0,74$) mm/min. Die Holzkohle- Kompostfläche weist mit 2,50 bzw. 2,56 ($\pm 1,09$) den höchsten Wert auf.

Tab. 1: Maßzahlen zur Infiltrationsrate in mm/min; Bestimmung mittels Einzelringinfiltrrometer. Die Ergebnisse der Doppelringinfiltration sind in Klammern dargestellt.

	N	Median	MW	Std- AW	Min	Max	Range
Holzkohle	15	1,69	1,63 (0,550)	0,64	0,55	2,46	1,91
Holzkohle- Kompost	15	2,50	2,56 (0,535)	1,09	0,95	5,10	4,15
Referenzfläche	15	2,15	2,08 (0,321)	0,74	1,15	3,60	2,45

Die Holzkohlefläche weist mit 1,91 mm/min die geringste Spannweite auf, die Holzkohle- Kompostfläche mit 4,15 mm/min die größte. Die hohe Streuung der Werte zeigt sich auch im größten Interquartilabstand (Abb. 9). Das Minimum der Infiltrationsrate der Holzkohlekompostfläche liegt bei 0,95 mm/min, das Maximum beträgt mit 5,10 mm/min um mehr als das fünffache. Das Minimum der Referenzfläche liegt über jenem der Holzkohle- Kompostfläche, das Maximum deutlich darunter, die Werte streuen insgesamt weniger (Abb. 9).

Die beschriebenen Unterschiede können jedoch statistisch nicht bestätigt werden. Zwischen Holzkohlefläche und Referenzfläche gibt es keinen statistisch signifikanten Unterschied. Dies trifft auch beim Vergleich der Holzkohle- Kompostfläche mit der

Referenzfläche zu. Erstere weist jedoch einen statistisch signifikanten Unterschied zur Holzkohlefläche auf.

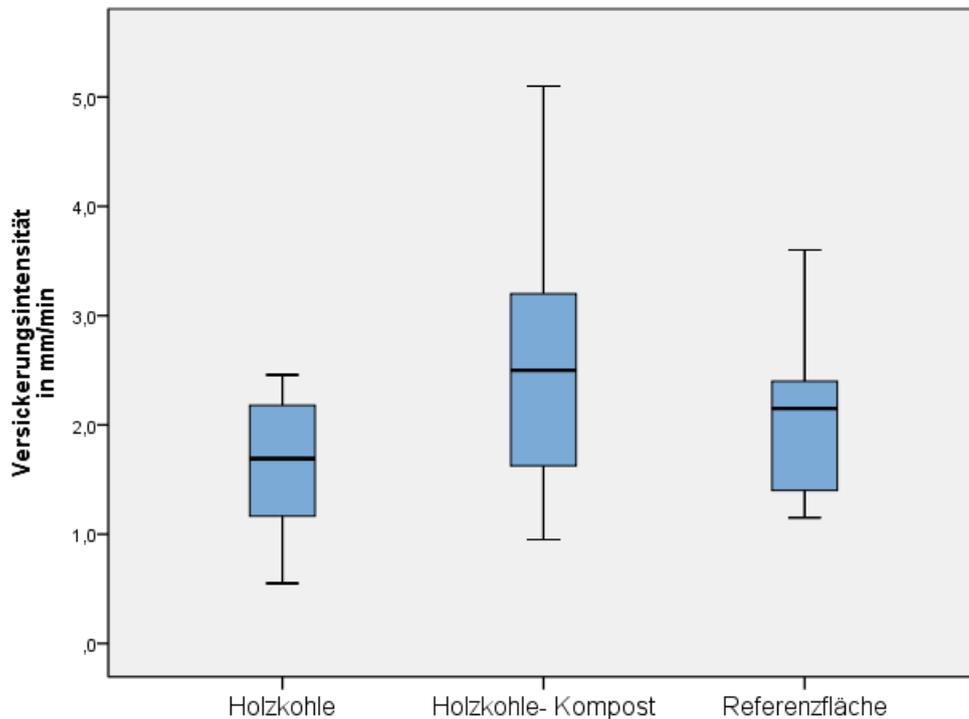


Abb. 9: Boxplots der Infiltrationsrate in mm/min. Bestimmung mittels Einzelring- Infiltrrometer

6.2 Aggregatstabilität

Abb. 10 und Tab. 2 geben die Ergebnisse der Bestimmung der Aggregatstabilität wieder. Die Holzkohlefläche zeigt einen Mittelwert von 54% ($\pm 10,2$), die Spannweite reicht von 33% bis 75%. Der Interquartilabstand ist am geringsten. Die Holzkohle-Kompostfläche weist die geringste Spannweite auf, der Mittelwert beträgt 55% ($\pm 9,0$). Die Spannweite der Referenzfläche reicht von 26 bis 78% und ist, wie auch der Interquartilabstand, am größten. Der Mittelwert beträgt 55% ($\pm 15,2$). Für alle Untersuchungsflächen gilt, dass mehr als die Hälfte der Aggregate stabile Aggregate sind.

Tab. 2: Maßzahlen zur Aggregatstabilität in %TM

	N	Min	Max	MW	Median	Std- AW
Holzkohle	16	33	75	54	54	10,2
Holzkohle- Kompost	16	43	71	55	57	9,0
Referenzfläche	16	26	78	55	56	15,2

Aufgrund der ähnlichen Werte in der Aggregatstabilität der drei Untersuchungsflächen, kann kein statistisch signifikanter Unterschied festgestellt werden.

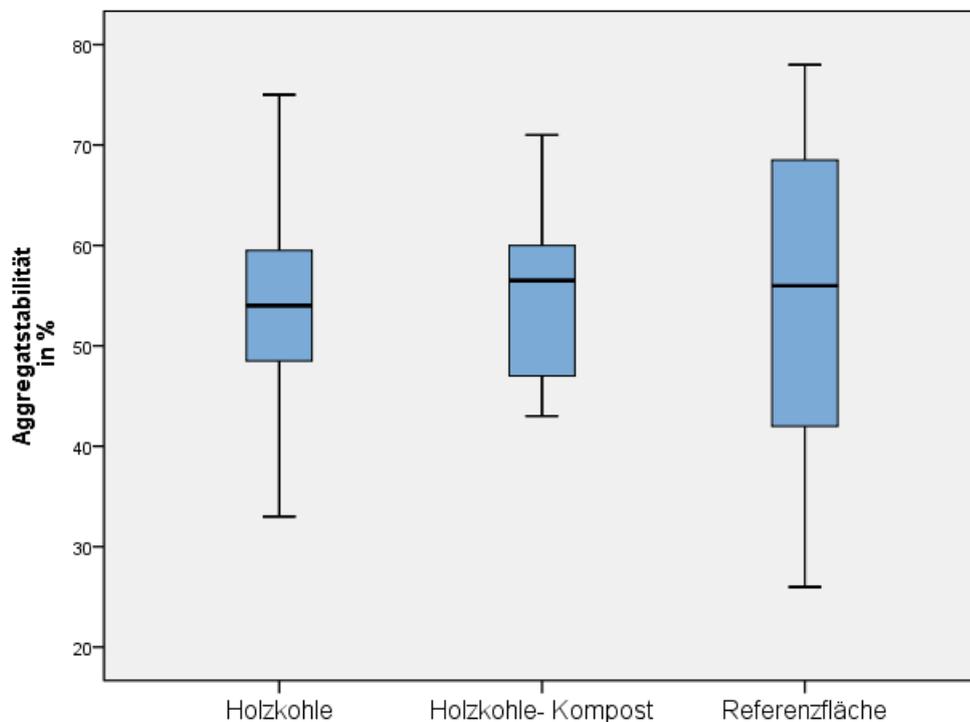


Abb. 10: Boxplot der Aggregatstabilität in %TM

6.3 Wasserrückhaltevermögen

In Abb. 11 ist für jede Untersuchungsfläche, sowie für die Referenzprobe Sand, die Verteilung der Wassergehalte in %TM bei den fünf angelegten Matrixpotentialen dargestellt. Die Ergebnisse der Matrixpotentialbestimmung zeigen, dass vor allem bei

den niedrigen Matrixpotentialen von -30 hPa, -60 hPa und -100 hPa die Streuung und der Interquartilabstand größer ist als bei höheren Matrixpotentialen. Des Weiteren zeigen die Boxplots (Abb. 11), dass in den Analyseergebnissen Ausreißer und Extremwerte enthalten sind.

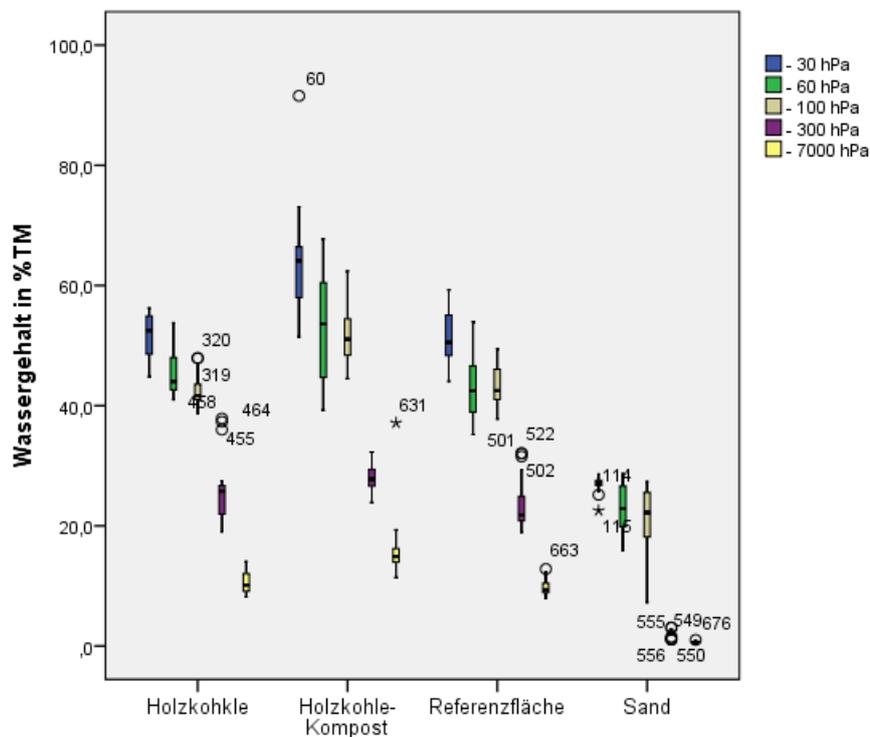


Abb. 11: Boxplot der Wassergehalte in %TM bei Matrixpotentialen von -30 hPa, -60 hPa, -100 hPa, -300 hPa und -7000hPa. Sand als Referenzprobe; Kreise sind Ausreißer, Sterne sind extreme Ausreißer.

Beim Vergleich des -60 hPa und des -100 hPa Matrixpotentials kann festgestellt werden, dass die Wassergehalte sehr ähnlich sind; die Boxen (also 50% der Werte) überlagern sich in allen vier Kategorien. Vergleicht man die Analysewerte der Einzelproben für jeden Druckbereich (siehe Anhang), wird ersichtlich, dass bei einer Vielzahl von Proben der Wassergehalt bei -100 hPa über dem Wassergehalt des -60 hPa liegt. Dies lässt den Schluss zu, dass bei der Entwässerung bei -60 hPa oder -100 hPa Fehler aufgetreten sind.

Dies bestätigt sich auch in den Ergebnissen der Referenzprobe Sand. Auch hier überlagern sich die Werte der Wassergehalte bei -60 hPa und -100 hPa. Die Streuung der Wassergehalte bei diesen Matrixpotentialen ist auch um ein Vielfaches größer als bei Wassergehalten anderer Matrixpotentiale. Es ist daher davon abzusehen die

Referenzprobe Sand für die Berechnung eines Korrekturfaktors heranzuziehen. Aufgrund der geringen Streuung der Wassergehalte der Referenzprobe bei den Matrixpotentialen -30 hPa, -300 hPa und -7000 hPa kann hier ein Analysefehler ausgeschlossen werden. Die Ausreißer dieser Drücke finden sich nicht in den Werten der analysierten Einzelproben wieder.

Da die Analysewerte der Einzelproben bei -60 hPa im Interquartilbereich größer streuen und die Spannweite deutlich größer als bei -100 hPa ist, werden diese aus der weiteren Auswertung der Analyseergebnisse ausgeschlossen. Die Analysewerte des -100 hPa Matrixpotentials werden für die statistische Auswertung verwendet. Des Weiteren werden die Ausreißer und Extremwerte eliminiert.

Das Entfernen der Ausreißer und Extremwerte der ersten Boxplotanalyse führt zu einer geringfügigen Abnahme der Mediane (Tab. 3).

Tab. 3: Median der Wassergehalte in %TM mit und ohne Ausreißer.

	Matrix- potential	Median mit Ausreißer	Median ohne Ausreißer
Holzkohle	-100 hPa	41,68	41,66
	-300 hPa	25,74	25,38
Holzkohle- Kompost	-30 hPa	64,11	63,95
	-7000 hPa	14,89	14,77
Referenzfläche	-300 hPa	21,81	21,43
	-7000 hPa	9,38	9,37

Für die korrigierten Analyseergebnissen wurde ein weiterer Boxplot (Abb. 12) erstellt. Dieser Boxplot zeigt, dass in den Analyseergebnissen noch immer Ausreißer enthalten sind, jedoch in geringer Anzahl. Die Ausreißer der zweiten Boxplotanalyse werden nicht eliminiert, da die vorangegangene Ausreißerkorrektur gezeigt hat, dass die Änderungen in den Medianen nur geringfügig sind. Für die weitere statistische Auswertung ist es auch von Bedeutung über eine ausreichende Anzahl von Analysewerten als Stichprobe zu verfügen.

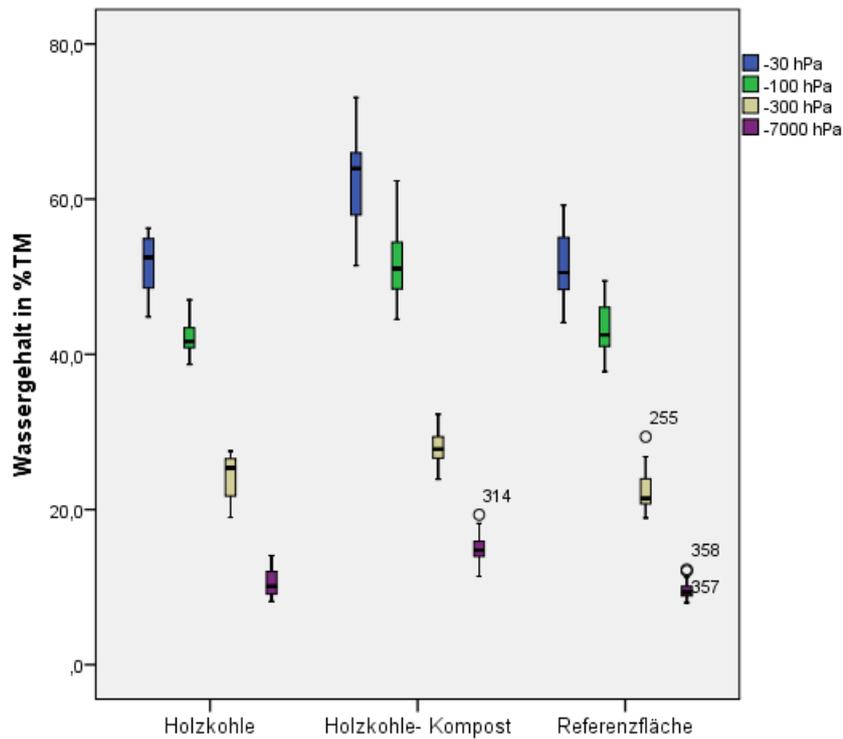


Abb. 12: Boxplot der Wassergehalte in %TM bei Matrixpotentialen von -30 hPa, -100 hPa, -300 hPa und -7000 hPa. Kreise sind Ausreißer; Ausreißer aus Abb. 11 wurden eliminiert.

Abb. 12 gibt für alle durch die Unterdruckmethode bestimmten Matrixpotentiale eine große Streuung und lange Interquartilabstände wieder, bei der Überdruckmethode streuen die bestimmten Wassergehalte deutlich geringer. Da der Median eine robuste Maßzahl gegenüber Extremwerten ist (TOUTENBURG & HEUMANN, 2006), eignet sich dieser besser für die Beschreibung dieser Analysewerte als der Mittelwert. Die Maßzahlen zur Verteilung der Analysewerte sind in Tab. 4 dargestellt.

Tab. 4: Maßzahlen der Wassergehalte in %TM bei Matrixpotentialen von -30 hPa, -100 hPa, -300 hPa und -7000 hPa.

		N	Median	Min	Max	R
Holzkohle	-30 hPa	32	52,49	44,84	56,24	11,40
	-100 hPa	30	41,66	38,71	47,01	8,30
	-300 hPa	29	25,38	19,00	27,52	8,52
	-7000 hPa	32	10,11	8,15	14,06	5,91
Holzkohle- Kompost	-30 hPa	31	63,95	51,45	73,09	21,64
	-100 hPa	32	51,06	44,49	62,37	17,88
	-300 hPa	32	27,78	23,90	32,27	8,37
	-7000 hPa	31	14,77	11,39	19,33	7,94
Referenzfläche	-30 hPa	32	50,54	44,08	59,23	15,15
	-100 hPa	32	42,51	37,76	49,47	11,71
	-300 hPa	29	21,43	18,91	29,38	10,47
	-7000 hPa	31	9,37	8,00	12,27	4,27

-30 hPa:

Die Holzkohlefläche weist im Median einen Wassergehalt von 52,49 %TM auf, die Spannweite beträgt 11,40 Prozentpunkte. Die Holzkohle- Kompostfläche hat mit einem Wassergehalt von 63,95 %TM das größte Wasserhaltevermögen bei einem Matrixpotential von -30 hPa, aber auch die Spannweite ist mit 21,64 Prozentpunkten am größten. Auf der Referenzfläche ist der Wassergehalt mit 50,54 %TM am geringsten, die Spannweite beträgt 15,15 und ist größer als auf der Holzkohlefläche. Der Interquartilabstand ist bei allen drei Untersuchungsflächen annähernd gleich groß. Der Unterschied in den Wassergehalten bei einem Matrixpotential von -30 hPa zwischen Holzkohle- Kompostfläche und Holzkohle- bzw. Referenzfläche ist statistisch höchst signifikant. Der Unterschied zwischen Holzkohle und Referenzfläche ist statistisch nicht signifikant.

-100 hPa:

Bei einem Matrixpotential von -100 hPa weist die Holzkohlefläche im Median einen Wassergehalt von 41,66 %TM auf, die Spannweite beträgt 8,30 Prozentpunkte. Der Wassergehalt ist auf der Holzkohle- Kompostfläche mit 51,06 %TM am höchsten, auch die Spannweite von 17,88 Prozentpunkten ist im Vergleich mit den zwei anderen Flächen am höchsten. Der Wassergehalt der Referenzfläche liegt bei einem

Matrixpotential von -100 hPa mit 42,51 %TM etwas über jenem der Holzkohlefläche, auch die Spannweite ist mit 11,71 Prozentpunkten etwas höher. Der Interquartilabstand der Holzkohlefläche ist deutlich geringer als jener der Holzkohle-Kompost und der Referenzfläche, welcher in etwa gleich groß ist. Der Unterschied im Wassergehalt bei einem Matrixpotential von -100 hPa ist zwischen Holzkohle-Kompostfläche und Referenzfläche bzw. Holzkohlefläche statistisch höchst signifikant. Der Unterschied zwischen Referenzfläche und Holzkohlefläche ist statistisch nicht signifikant.

-300 hPa:

Bei einem Matrixpotential von -300 hPa beträgt der Wassergehalt der Holzkohlefläche im Median 25,38 %TM, die Spannweite der Wassergehalte 8,52 Prozentpunkte. Der Wassergehalt der Holzkohle-Kompostfläche ist mit einem Median von 27,78 %TM am höchsten, die Spannweite ist mit 8,37 Prozentpunkten am kleinsten. Die Referenzfläche weist im Median mit 21,43 %TM den geringsten Wassergehalt auf, die Spannweite ist jedoch mit 10,47 Prozentpunkten am höchsten. Der Interquartilabstand ist auf der Holzkohlefläche am höchsten, bei der Holzkohle-Kompostfläche am kleinsten. Der Unterschied in den Wassergehalten bei einem Matrixpotential von -300 hPa ist zwischen Holzkohle-Kompostfläche und Referenzfläche bzw. Holzkohlefläche statistisch höchst signifikant. Der Unterschied zwischen Referenzfläche und Holzkohle ist statistisch signifikant.

-7000 hPa:

Bei einem Matrixpotential von -7000 hPa beträgt der Wassergehalt der Holzkohlefläche im Median 10,11 %TM, die Spannweite 5,91 Prozentpunkte. Der Wassergehalt der Holzkohle-Kompostfläche ist mit einem Median von 14,77 %TM am höchsten, dies trifft auch für die Spannweite mit 7,94 Prozentpunkten zu. Die Referenzfläche hat im Median einen Wassergehalt von 9,37 %TM, dieser liegt etwas unter jenem der Holzkohlefläche, die Spannweite beträgt 4,27 Prozentpunkte und ist damit am geringsten. Die Spannweite ist bei der Holzkohle-Kompostfläche am höchsten, der Interquartilabstand ist jedoch bei der Holzkohlefläche am größten. Der

Interquartilabstand der Referenzfläche ist am kleinsten. Der Unterschied in den Wassergehalten zwischen Holzkohle- Kompostfläche und Referenzfläche bzw. Holzkohlefläche ist statistisch höchst signifikant. Der Unterschied zwischen Referenzfläche und Holzkohle ist statistisch sehr signifikant.

Maximale Wasserkapazität / 0 hPa:

Neben den Wassergehalten bei unterschiedlichen Matrixpotentialen wurde auch die maximale Wasserkapazität bestimmt. Diese entspricht dem Wassergehalt bei einem Matrixpotential von 0 hPa.

Auf der Holzkohlefläche beträgt der Wassergehalt bei maximaler Wassersättigung im arithmetischen Mittel 77,41 %TM. Der maximale Wassergehalt der Holzkohle-Kompostfläche hat einen Mittelwert von 82,61 %TM und ist somit am höchsten. Auf der Referenzfläche entspricht der Wassergehalt bei absoluter Sättigung im arithmetischen Mittel 67,68 %TM und ist im Vergleich zu den Meliorationsflächen am geringsten. Da für diesen Parameter jeweils drei Mischproben analysiert wurden, konnte keine umfangreichere statistische Auswertung erfolgen. Es zeigt sich jedoch auch in diesen Ergebnissen, dass es zwischen der Holzkohle- Kompostfläche und der Referenzfläche bzw. Holzkohlefläche deutliche Unterschiede im Wassergehalt gibt. Im Gegensatz zu den Wassergehalten bei höheren Matrixpotentialen liegt der Wassergehalt bei maximaler Sättigung bei der Holzkohlefläche erheblich über jenem der Referenzfläche.

Zusammengefasst kann festgestellt werden, dass das Wasserhaltevermögen der Holzkohle- Kompostfläche bei allen angelegten Matrixpotentialen höchst signifikant über jenen der zwei anderen Flächen liegt. Die Holzkohle- und die Referenzfläche weisen ein sehr ähnliches Wasserhaltevermögen auf, wobei die Referenzfläche ein etwas geringeres Wasserhaltevermögen, außer bei -100 hPa, hat. Das Signifikanzniveau des Unterschieds im Wassergehalt steigt mit zunehmenden Matrixpotentialen.

Wie schon beschrieben, nimmt die Spannweite mit zunehmendem Matrixpotential ab. Die Spannweite der Holzkohlefläche ist, bis auf Matrixpotential -7000 hPa, am geringsten, die der Holzkohlefläche bei allen Matrixpotentialen am größten.

6.4 Organischer Kohlenstoff

Die Analyseergebnisse des organischen Kohlenstoffs (TOC) sind in Abb. 13 und Tab. 5 dargestellt. Der TOC-Gehalt der Holzkohlefläche beträgt im arithmetischen Mittel 3,61% ($\pm 0,68$), der kleinste Wert ist 2,46%, der höchste 4,64%. Die Holzkohle- Kompostfläche weist den höchsten Mittelwert mit 4,41% ($\pm 1,15$) auf, auch die Spannweite und der Interquartilabstand ist am größten. Das Minimum beträgt bei der Holzkohlefläche und der Holzkohle- Kompostfläche jeweils 2,5%. Bei letzterer liegt das Maximum bei 6,4% und somit um 1,8 Prozentpunkte höher als jenes der Holzkohlefläche. Der Unterschied im TOC-Gehalt zwischen diesen Flächen ist statistisch signifikant.

Die Referenzfläche hat im Mittelwert einen TOC-Gehalt von 2,07% ($\pm 0,27$). Die Spannweite der TOC-Gehalte ist deutlich geringer als bei den Meliorationsflächen. Der maximale TOC-Gehalt der Referenzfläche entspricht den geringsten, gemessenen Gehalten der Holzkohle- und der Holzkohle- Kompostfläche. Der Unterschied im TOC-Gehalt zwischen der Referenzfläche und den beiden meliorierten Flächen ist statistisch höchst signifikant.

Tab. 5: Maßzahlen zum organischen Gesamtkohlenstoffgehalt in %.

	N	Min	Max	MW	Median	Std- AW
Holzkohle	16	2,46	4,64	3,61	3,67	0,68
Holzkohle-Kompost	16	2,47	6,42	4,41	4,61	1,15
Referenzfläche	16	1,62	2,55	2,07	2,06	0,27

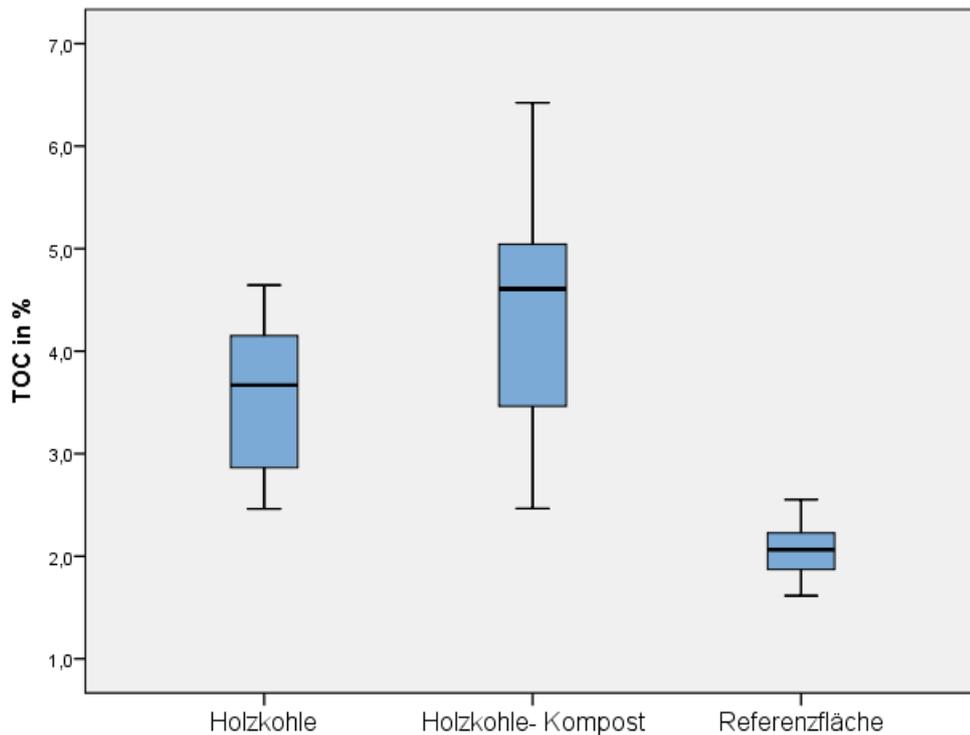


Abb. 13: Boxplot des organischen Gesamtkohlenstoffgehalts in %.

Die TOC-Gehalte der Untersuchungsflächen im Tiefenprofil sind in Abb. 14 dargestellt, dabei wird zwischen Ober- und Unterhang unterschieden. Die TOC- Gehalte der Tiefe 0 bis 3 cm entspricht jenen Wertebereichen, welche auch für die Einzelproben ermittelt wurden. Die Holzkohle- Kompostfläche weist auch hier in Ober- und Unterhang die höchsten TOC- Gehalte auf, jene der Referenzfläche sind um etwa ein Drittel geringer.

Im Bereich von 3 bis 6 cm haben die TOC-Gehalte auf der Holzkohle- Kompostfläche und der Holzkohlefläche deutlich abgenommen, die Abnahme in der Referenzfläche fällt geringer aus. Die Verkleinerung der TOC- Gehalte setzt sich fort, in einer Tiefe von 9 bis 12 cm weisen die TOC-Gehalte der Holzkohle- Kompostfläche und der Holzkohlefläche ähnliche Werte auf und haben sich dem Wert der Referenzfläche annähernd angeglichen. Die Abnahme der TOC-Gehalte mit zunehmender Tiefe ist auf der Referenzfläche geringer ausgeprägt als auf den meliorierten Untersuchungsflächen.

Auf der Holzkohle- Kompostfläche zeigt der Unterhang höhere TOC-Gehalte, wobei sich diese mit zunehmenden Tiefen an jene des Oberhangs angleichen. Für die anderen Untersuchungsflächen ist keine Tendenz ersichtlich.

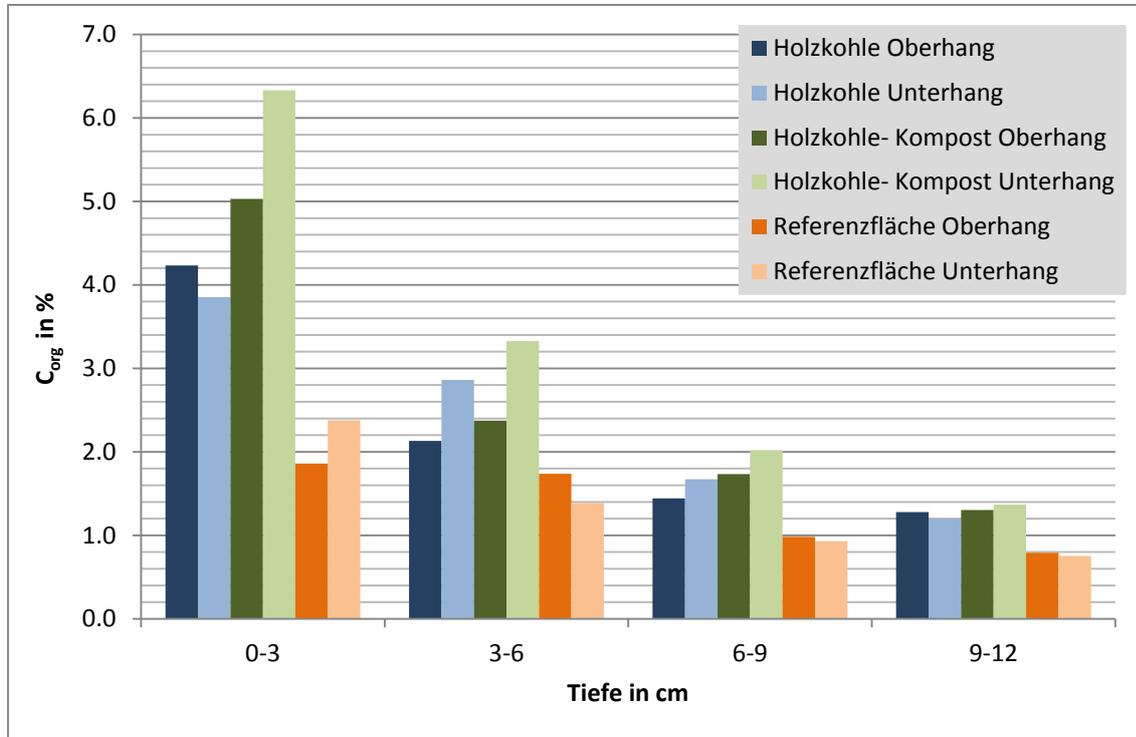


Abb. 14: TOC- Gehalt in % unterschiedlichen Bodentiefen, unterteilt in Ober- und Unterhang

6.5 Hydraulische Leitfähigkeit

Die hydraulische Leitfähigkeit wurde jeweils für drei Standorte pro Untersuchungsfläche bestimmt. Die Holzkohlefläche weist k_f -Werte¹ zwischen $5,84 \cdot 10^{-5}$ und $2,49 \cdot 10^{-4}$ m/s auf. Die k_f -Werte der Holzkohle- Kompostfläche reichen von $4,07 \cdot 10^{-4}$ bis $1,16 \cdot 10^{-3}$ m/s. Bei der Referenzfläche liegen die k_f -Werte zwischen $1,47 \cdot 10^{-4}$ und $5,22 \cdot 10^{-4}$ m/s. Abb. 15 veranschaulicht die Unterschiede der hydraulischen Leitfähigkeit zwischen den Untersuchungsflächen. Die Holzkohle- Kompostfläche weist deutlich höhere hydraulische Leitfähigkeiten auf, die Streuung der k_f -Werte innerhalb der Fläche ist im Vergleich zu den zwei anderen Untersuchungsflächen am größten. Die Holzkohlefläche weist die geringste

¹ Die hier angesprochenen k_f -Werte beziehen sich auf das geometrische Mittel der k_f -Werte zu fünf Zeitpunkten

hydraulischen Leitfähigkeiten und auch die geringste Streuung auf. Zwei Standorte der Referenzfläche zeigen eine größere hydraulische Leitfähigkeit als auf der Holzkohlefläche, bei Standort 6 ist der k_f -Wert nur geringfügig größer als bei Standort DRI der Holzkohlefläche.

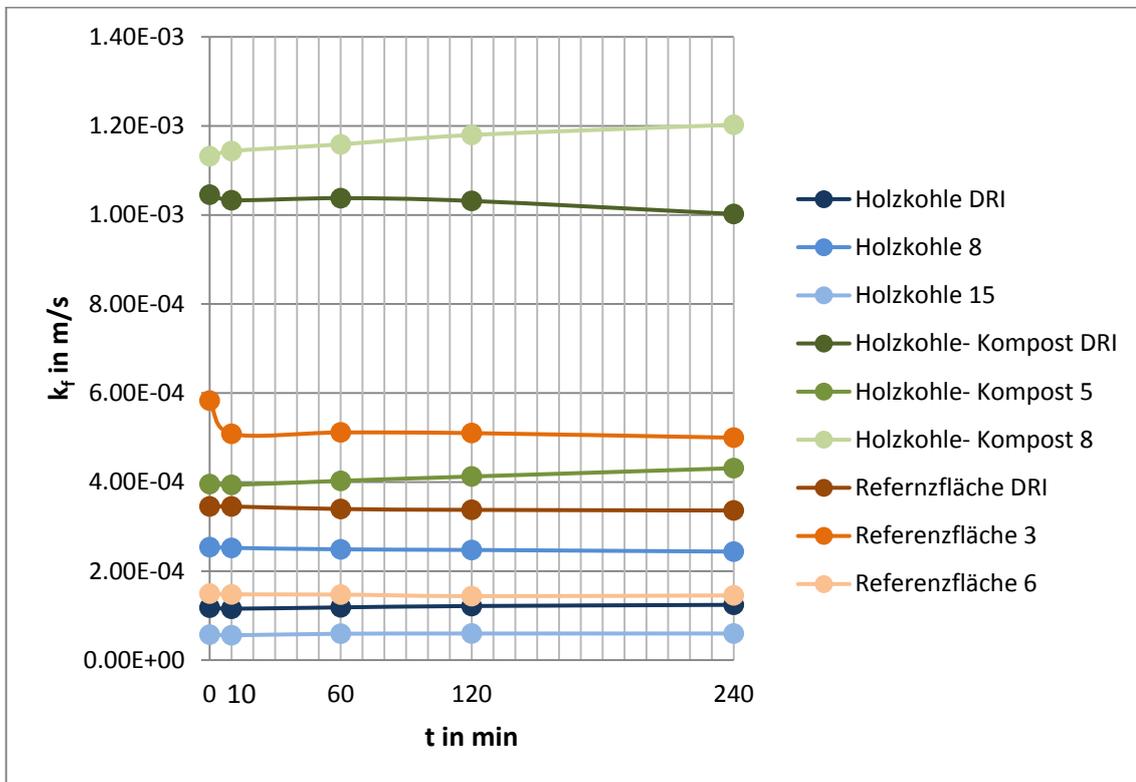


Abb. 15: Hydraulische Leitfähigkeit der analysierten Stechzylinderproben in m/s für die Zeitpunkte t_0 , t_{10} , t_{60} , t_{120} , t_{240} .

Es kann festgestellt werden, dass beim Vergleich der geometrischen Mittel aller k_f -Werte einer Untersuchungsfläche, die Holzkohle-Kompostfläche mit $7,87 \cdot 10^{-4}$ m/s die höchste hydraulische Leitfähigkeit aufweist, darauf folgt die Referenzfläche mit einer deutlich geringeren hydraulischen Leitfähigkeit von $2,97 \cdot 10^{-4}$ m/s. Die Holzkohlefläche hat mit $1,20 \cdot 10^{-4}$ m/s die geringste hydraulische Leitfähigkeit.

Da die Messung der hydraulischen Leitfähigkeit zu fünf Zeitpunkten durchgeführt wurde, kann auch die Verschlammungsneigung der einzelnen Flächen berechnet werden. Die relative Veränderung der k_f -Werte ist in Abb. 16 wiedergegeben und darin zeigt sich ein uneinheitliches Ergebnis. Nur bei der Referenzfläche ist eine Abnahme

der hydraulischen Leitfähigkeit bei allen drei Standorten gegeben. Bei jeweils einem Standort der Applikationsflächen zeigt sich eine fortschreitende Verschlämzung. Bei den übrigen vier Standorten nimmt der k_f -Wert zu.

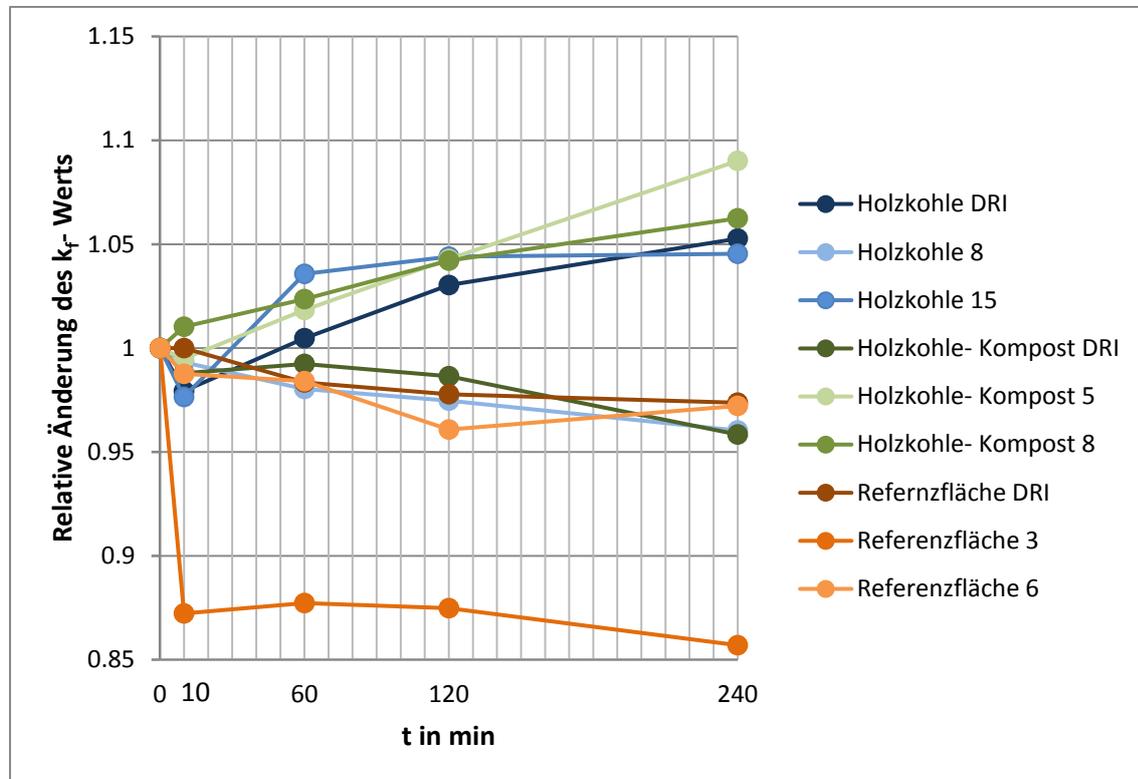


Abb. 16: Relative Änderung der hydraulischen Leitfähigkeit nach Zeit in %.

6.6 Korngrößen

Das Ergebnis der Korngrößenbestimmung von jeweils einer Durchschnittsprobe pro Untersuchungsfläche ist in Tab. 6 dargestellt. Die Korngrößenverteilung der drei Untersuchungsflächen ist sehr ähnlich. Die Unterschiede in den einzelnen Fraktionen sind gering. Der Anteil der Tonfraktion variiert zwischen 13% (Referenzfläche) und 19,6% (Holzkohle- Kompostfläche). Alle Schluff- und Sandfraktionen weisen sehr ähnliche Anteile auf.

Überträgt man die Korngrößenzusammensetzung des Feinbodens in das österreichische Bodenartendreieck (ÖNORM L 1050, 2004) ergibt dies für die Holzkohle- und Referenzfläche einen lehmigen Sand als Bodenart, für die Holzkohle-

Kompostfläche einen sandigen Lehm. Im Bodenartendreieck (Abb. 17) ist auch ersichtlich, dass die Punkte für die Korngrößenzusammensetzung nahe zusammen liegen. Die Holzkohle- und Referenzfläche liegen am Übergang zur Bodenart lehmiger Sand.

Einen deutlichen Unterschied gibt es hingegen beim Grobbodenanteil. Die Referenzfläche weist mit 30,4% Grus, einen doppelt so hohen Grobbodenanteil auf, als Holzkohlefläche (16,1%) und Holzkohle- Kompostfläche (17,1%). Nach AD- HOC- AG BODEN (2005) wird ein Bodenskelettanteil von 15 bis 45 Masse% zusammengefasst und als „mittel“ klassifiziert.

Es kann festgestellt werden, dass sich die Korngrößenverteilung im Feinboden nicht wesentlich unterscheidet, beim Grobboden weist die Referenzfläche einen deutlich höheren Anteil auf.

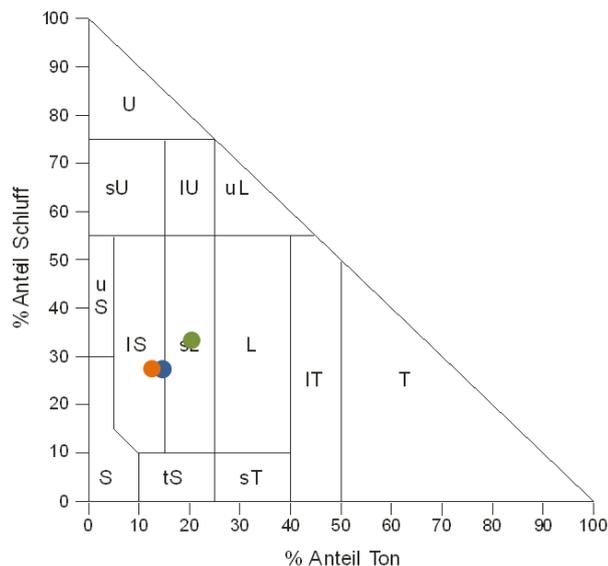


Abb. 17: Korngrößendreieck gemäß ÖNORM L 1050, 2004. Grün= Holzkohle- Kompost, blau: Holzkohle, orange: Referenzfläche.

Tab. 6: Korngrößen des Feinbodens in % der Fraktion und Skelettanteil in %

Korngröße in μ	Ton	Feinschluff	Mittelschluff	Grobschluff	Feinsand	Mittelsand	Grobsand	Grus
	< 2	2 - 6,3	6,3 - 20	20 - 63	63 - 200	200 - 630	630 - 2000	> 2000
Holzkohle	14,67	5,10	5,22	17,61	36,79	9,41	11,20	16,06
Holzkohle- Kompost	19,59	6,32	6,85	19,92	30,54	8,26	8,52	17,14
Referenzfläche	13,00	4,89	6,09	17,56	35,04	10,38	13,04	30,41

7 Diskussion

Diese Arbeit untersucht den Einfluss von Holzkohle und einer Holzkohle-Kompostmischung auf den Bodenwasserhaushalt. Dafür wurden fünf bodenphysikalischer Parameter ausgewählt. Die Infiltrationsrate wurde in-situ bestimmt, die anderen wurden mittels entnommenen Bodenproben im Labor analysiert. Zusätzlich erfolgte die Analyse des organischen Kohlenstoffs um die Maßnahmen zur Bodenverbesserung quantifizieren zu können.

Die Ergebnisse der durchgeführten Analysen, zeigen überwiegend deutliche Unterschiede zwischen den untersuchten Flächen. In den folgenden Kapiteln sollen die Ergebnisse und daraus resultierende Schlussfolgerungen diskutiert werden. Aber auch Probleme, welche in Zusammenhang mit den angewandten Methoden aufgetreten sind sollen ausführlich besprochen werden.

7.1 Diskussion der Ergebnisse

7.1.1 Organischer Kohlenstoff

Aufgrund der kohlenstoffreichen Struktur von Holzkohle (PRESTON & SCHMIDT, 2006), war zu erwarten, dass der Anteil des organischen Kohlenstoffs durch die Applikation der Holzkohle bzw. der Holzkohle-Kompostmischung signifikant erhöht wurde. Im Vergleich zur Referenzfläche hat sich der Anteil verdoppelt.

Des Weiteren gibt es auch einen signifikanten Unterschied der C_{org} -Gehalte zwischen der Holzkohle- und der Holzkohle-Kompostfläche. Da auf beiden Flächen jeweils 10 t Holzkohle pro Hektar aufgebracht wurden, ist dieser Unterschied wahrscheinlich auf die aufgebrachte Kompostmischung zurückzuführen.

Diese Mixtur beinhaltet unter anderem Festmist von Schweinen, Holundertrester und Kakaoschalen. Im Rahmen einer externen Voruntersuchung des Holundertresters und der Kakaoschalen wurde ermittelt, dass 326,3 kg C_{org} in einer Tonne Holundertrester gebunden sind und 83,5 kg C_{org} in 1000 l Kakaoschalen. Des Weiteren ist im Festmist von Schweinen nach BLUME et al. (2010) in etwa 680 g / kg organische Substanz

gebunden. Die Komponenten der Mixtur enthalten wesentliche Menge an C_{org} , welche wahrscheinlich den signifikanten Unterschied im C_{org} -Gehalt zwischen den Applikationsflächen verursacht.

Die Applikation der Holzkohle- Kompostmischung führt im Mittel zu den höchsten C_{org} -Gehalten, jedoch ist die Standardabweichung im Vergleich zu den anderen Flächen hier deutlich am größten. Eine größere Streuung der Werte trifft auch für die Holzkohlefläche zu, jedoch nicht in diesem Ausmaß. Dies ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass die Applikationsprodukte mittels Tellerstreuer auf der Oberfläche aufgebracht wurden und dadurch keine Homogenität in der Verteilung erreicht werden konnte. Auch die unterschiedliche Größe der Holzkohlestücke ist mitunter ein Grund für die Streuung der Werte. Der geringste gemessene C_{org} -Gehalt ist auf beiden Applikationsflächen gleich und entspricht annähernd dem gemessenen maximalen C_{org} -Gehalt der Referenzfläche. Dies spricht auch dafür, dass Verteilung der Holzkohle und der Holzkohle- Kompostmischung nicht homogen erfolgte, denn der C_{org} müsste aufgrund der Applikationsmaßnahmen höher sein.

Innerhalb der Referenzfläche sind die C_{org} -Gehalte sehr ähnlich und weisen eine annähernd symmetrische Verteilung um den Mittelwert auf. Dies ist wahrscheinlich in der Jahrzehntelangen einheitlichen Bewirtschaftung dieser Fläche begründet. Es daher zu erwarten, dass sich die Streuung der C_{org} -Gehalte der Applikationsflächen im Zuge der fortschreitenden Bewirtschaftung, aber auch durch Bioturbationen und Verlagerung verringert.

Um die Verteilung der Holzkohle bzw. der Holzkohle-Kompostmischung auch in im Bodenprofil nachvollziehen zu können, wurden Mischproben aus vier Tiefenstufen analysiert. In Abb. 18 sind die C_{org} -Gehalte für die beprobten Tiefenstufen dargestellt. Ein typisches Phänomen ist die Abnahme der C_{org} -Gehalte mit zunehmender Tiefe, da ein Großteil der organischen Substanz oberflächennah in u.a. Form von Wurzeln und Streustoffen akkumuliert ist. Die oberflächliche Applikation der Holzkohle bzw. des Holzkohle- Kompostgemisches ist deutlich zu erkennen. Im Bereich von 3 bis 6 cm hat sich der C_{org} -Gehalt der meliorierten Flächen halbiert und mit zunehmender Tiefe

nähert er sich jenem der Referenzfläche an. Die Abnahme der C_{org} -Gehalte mit zunehmender Tiefe sind auf der Referenzfläche wesentlich geringer.

Diese Ergebnisse zeigen, dass ein Einfluss der Holzkohle auf die Bodeneigenschaften zum Zeitpunkt der Probenahme eher nur oberflächennahe zu erwarten ist. Eine Verlagerung von organischem Kohlenstoff in tiefere Bereiche kann festgestellt werden, jedoch fällt der Unterschied ab 6 cm wesentlich geringer aus. Auffällig ist auch, dass sich die C_{org} -Gehalte der Holzkohle- und der Holzkohle- Kompostfläche mit zunehmender Tiefe angleichen und im Bereich von 9 bis 12 cm keinen offensichtlichen Unterschied mehr aufweisen. Die organische Substanz der Kompostmischung bleibt scheinbar oberflächennah akkumuliert und es erfolgt nur noch eine Verlagerung von Holzkohlepartikeln durch das Bodenwasser in tiefere Bereiche des Bodens.

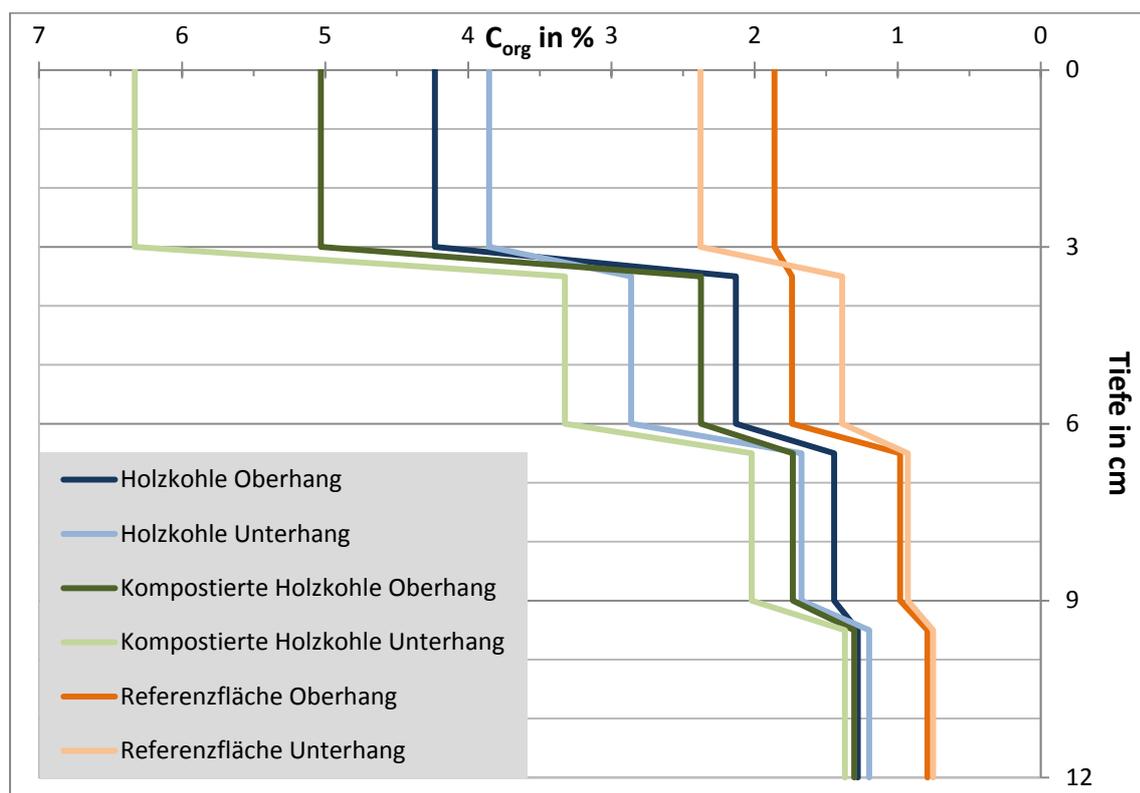


Abb. 18: Veränderung des organischen Kohlenstoffgehalts mit zunehmender Tiefe

Die Ergebnisse zum organischen Kohlenstoff können als Momentaufnahme eingeordnet werden. Durch Abbau- und Umwandlungsprozesse kommt es zu Veränderungen in der organischen Substanz und somit auch im C_{org} -Gehalt (BLUME et al., 2011).

Über die Verweildauer von Holzkohle in landwirtschaftlich genutzten Böden in gemäßigttem Klima ist noch wenig bekannt (VERHEIJEN et al., 2009). Bei Untersuchungen der „terra preta“ Böden wurde festgestellt, dass pyrogener Kohlenstoff über Jahrhunderte im Boden verweilen kann. Dieser Umstand ist auf die chemische Stabilität aufgrund der aromatischen Struktur zurückzuführen, welche die Holzkohle widerstandsfähig gegen den mikrobiellen Abbau macht (GLASER et al., 2002). In gemäßigteren Gebieten muss davon ausgegangen werden, dass Abbau von Holzkohle aufgrund der niedrigeren Temperaturen langsamer abläuft (PRESTON & SCHMIDT, 2006). So geben PRESTON & SCHMIDT (2006) eine Verweildauer von 6623 Jahren für Holzkohle in Böden von borealen Wäldern an.

Da nur sehr wenig Langzeitstudien durchgeführt wurden, ist nur wenig über die Mobilität von Biochar im Boden und im Besonderen über die Transportmechanismen bekannt. Eine Quantifizierung dieser Prozesse sowie des Verlusts an sich sind selten (VERHEIJEN et al., 2009).

Wie lange die applizierte Holzkohle im Boden verweilt und dadurch die Bodeneigenschaften beeinflusst ist nicht abzuschätzen. Es ist daher von Interesse den C_{org} -Gehalt über eine längere Zeitspanne immer wieder zu überprüfen.

7.1.2 Aggregatstabilität

Auf allen Untersuchungsflächen kann die Aggregatstabilität als hoch bewertet werden, da über 50% der analysierten Aggregate stabile Strukturen gegenüber der mechanischen Beanspruchung aufwiesen. Es ist jedoch anzumerken, dass aufgrund der gewählten Methode nicht nur Makroaggregate, sondern auch Mikroaggregate erfasst wurden und daher möglicherweise der Wert entsprechend hoch ist.

Es konnten keine statistisch signifikanten Unterschiede in der Aggregatstabilität durch die Applikation der Holzkohle bzw. Holzkohle- Kompostmischung festgestellt werden. Im Gegensatz zu den anderen bestimmten Parametern streuen die Werte der Holzkohle- Kompostfläche am geringsten. Der zusätzliche Anteil an organischer Substanz, welcher durch die Kompostmischung zugeführt wurde, könnte dafür möglicherweise die Ursache sein. Damit ist gemeint, dass aufgrund der zugeführten organischen Substanz auf der gesamten Untersuchungsfläche Material vorhanden war, um organo-mineralische Verbindungen einzugehen. Die Aggregatstabilität der Referenzfläche streut hingegen am meisten. Möglicherweise führt die applizierte Holzkohle zu eher ähnlicher Aggregatstabilität über die gesamte Fläche.

Dass durch die Holzkohle noch kein positiver oder negativer Einfluss auf die Aggregatstabilität festzustellen ist, mag auf die kurze Zeitspanne zwischen Applikation und Analyse zurückzuführen sein.

Bisherige Untersuchungen (BORDOWSKY et al., 2005; PRESTON & SCHMIDT, 2006) über Eigenschaften von pyrogenen Kohlenstoff haben gezeigt, dass dieser grundsätzlich organo-mineralische Verbindungen eingehen kann. Diese Fähigkeit ist wahrscheinlich durch eine raue Oberfläche und eine fortgeschrittene Oxidation der Partikel begünstigt. Die Oxidation von pyrogenem Kohlenstoff ist wiederum vom Grad der Zersetzung und der Karbonisation, also der Verkohlung abhängig. Letztere ist durch die Pyrolysebedingungen bestimmt (BORDOWSKY et al., 2005). Folglich könnte die applizierte Holzkohle wahrscheinlich im Zusammenhang mit fortgeschrittener Verwitterung zur Bildung von Aggregaten beitragen. Möglicherweise findet dieser Prozess zeitlich früher auf der Holzkohle- Kompostfläche statt, da diese Holzkohle schon im Rahmen der Kompostierung durch Oxidationsvorgänge modifiziert worden ist.

Des Weiteren konnten auch positive Effekte auf die Aggregatstabilität durch Huminsäuren von Kohle festgestellt werden. Es wird angenommen, dass aufgrund der hydrophoben, polyaromatischen Struktur dieser Huminsäuren das Eindringen von Bodenwasser in die Poren der Aggregate verringert wird, wodurch die Stabilität der Aggregate weniger beeinträchtigt wird (GLASER et al., 2002). Aufgrund der möglichen

Veränderung in der Aggregatstabilität, ist es von Interesse zu einem späteren Zeitpunkt eine erneute Bestimmung durchzuführen. Zusätzlich könnte erhoben werden, ob die Applikationsfläche einen höheren Anteil an Aggregaten aufweisen.

7.1.3 Infiltrationsrate und hydraulische Leitfähigkeit

Die Infiltrationsrate eines Bodens ist eng mit der hydraulischen Leitfähigkeit an der Bodenoberfläche verknüpft (BLUME et al., 2010). Für beide Parameter wurde die Bestimmung im gesättigten Zustand durchgeführt und die Auswertung der Analysewerte zeigte ähnliche Ergebnisse. Es bietet sich daher an, die Ergebnisse der zwei Parameter in einem Kapitel zu diskutieren.

Die Analysen haben gezeigt, dass die Meliorationsmaßnahmen zu Änderungen bei diesen Parametern führen. Die Infiltrationsrate und die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit ist bei der Holzkohle- Kompostfläche am größten. Die Holzkohlefläche hat im Mittel die geringsten Werte. Die Infiltrationsrate und die hydraulische Leitfähigkeit der Referenzfläche liegen zwischen jenen Werten der Applikationsflächen.

Dies lässt den Schluss zu, dass durch die Holzkohle- Kompostmischung die hydraulische Leitfähigkeit gesteigert wird, wodurch eine höhere Infiltrationsrate gefördert wird. Das Gegenteil trifft für die Holzkohleapplikation zu. Die alleinige Aufbringung von Holzkohle scheint eher eine Verschlechterung in den Parametern Infiltrationsrate und hydraulische Leitfähigkeit zu verursachen.

Der Vergleich der beiden Meliorationsflächen ist jedoch problematisch, da sich hier die Holzkohle aufgrund der Vorbehandlung unterscheidet. Die Holzkohle der Holzkohlefläche kann als „jung“ charakterisiert werden, während es sich bei der Holzkohle- Kompostfläche um eine „ältere“ Holzkohle handelt, welche vor der Ausbringung mit verschiedenen Komponenten kompostiert wurde. Die Bezeichnung „älter“ kann damit begründet werden, dass diese Holzkohle über einen längeren Zeitraum der Witterung ausgesetzt war und somit „älter“ im Sinne von verwittert ist. Es ist daher möglich, dass eine Veränderung in der chemischen Struktur der Oberfläche stattgefunden hat.

Möglicherweise weist die „junge“ Holzkohle aufgrund ihres geringen Alters noch einen ausgeprägten hydrophoben Charakter auf. Die Holzkohlestücke könnten daher Staubereiche bilden, welche das infiltrierte Wasser beim perkolieren behindern.

Auch in der Literatur wird „junger“ Holzkohle der größte Effekt zugeschrieben, da neu in das System eingebrachte Kohle starke hydrophobe Eigenschaften besitzt (VERHEIJEN et al., 2009). Der Effekt der Hydrophobie auf den Abfluss wurde jedoch bisher noch ungenügend untersucht.

Die Infiltrationsrate der Holzkohle- Kompostfläche ist höher als jene der Referenzfläche, jedoch ist dieser Unterschied nicht signifikant. Ob dieser Unterschied in der applizierten „älteren“ Holzkohle begründet ist, kann mangels Vergleichsmöglichkeiten nicht festgestellt werden. Da die „ältere“ Holzkohle mit Kompost vermischt kompostiert und appliziert wurde, kann die leichte Erhöhung der Infiltrationsrate und die höhere hydraulische Leitfähigkeit auch auf die zusätzliche Menge an organischer Substanz zurückgeführt werden.

Die organische Substanz eines Bodens wirkt sich in vielfacherweise positiv auf Eigenschaften eines Bodens aus. Durch die Aggregation von organischen und mineralischen Partikeln wird die Strukturstabilität eines Bodens gefördert und die Porosität erhöht (BLUME et al., 2010). Durch die Bildung von Makroaggregaten entsteht parallel zum Primärporensystem ein Sekundäres, welches meist größere Porendurchmesser besitzt. Die aggregierende Wirkung der organischen Substanz sowie ihre hohe Wasserspeicherkapazität hat daher indirekt Einfluss auf den Bodenwasserhaushalt (BLUME et al., 2010).

Daher erscheint es möglich, dass die Ergebnisse der hydraulische Leitfähigkeit und der Infiltrationsrate auch gänzlich durch den aufgebrachten Kompost beeinflusst sind. Der Unterschied zwischen der Holzkohle- Kompostfläche und Referenzfläche ist möglicherweise nur durch die zusätzliche organische Substanz bedingt.

Infolge der widersprüchlichen Ergebnisse zu Verschlammungsneigung können keine Aussage darüber getroffen werden. Lediglich für die Probensamples der Referenzfläche war eine Verschlammung mit andauernder Analyse festzustellen. Nur

jeweils ein Probensample der Holzkohle- und der Holzkohle- Kompostfläche zeigte abnehmende k_f -Werte mit zunehmender Analysedauer. Bei den vier übrigen Probensamples stiegen die k_f -Werte. Die Begründung dafür könnte in der Entnahme der Stechzylinderproben oder in Bioturbationen liegen, denn Böden neigen grundsätzlich zu Verschlammung. Durch den Strömungsdruck des perkolierenden Wassers werden Bodenteilchen mitgerissen und in der Bodensuspension verlagert. Die Ablagerung der Teilchen erfolgt an Hindernissen, wie kleineren Porenradien, oder durch abnehmenden Strömungsdruck (HARTGE & HORN, 1999). Daher ist zu erwarten, dass die hydraulische Leitfähigkeit mit zunehmender Dauer der Wasserperkolatation auch abnimmt.

Über einen Einfluss von Biokohle auf die Infiltrationsrate und die hydraulische Leitfähigkeit ist bisher wenig veröffentlicht. OGUNTUNDE et al. (2008) berichten von erhöhten Infiltrationsraten und gesättigten hydraulischen Leitfähigkeiten für Böden mit Holzkohle in Ghana. Da durch Biokohleapplikationen die Aggregatbildung gefördert werden kann, kann dies in einer Erhöhung der Infiltrationsrate resultieren (VERHEIJEN et al., 2009). Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass feine Fraktionen der Biokohle auch Poren blockieren und dadurch eine Herabsetzung der Infiltrationsrate stattfindet. Des Weiteren kann der hydrophobe Charakter von Biokohlen die Infiltration beeinträchtigen (VERHEIJEN et al., 2009). Das Ausmaß der Hydrophobie einer Biokohle ist wiederum auf ihre chemischen Struktur zurückzuführen, welche durch die Pyrolysetemperatur bestimmt wird (KINNEY et al., 2012).

Ob die „junge“ Holzkohle tatsächlich die Ursache für die verringerte Infiltrationsrate und hydraulische Leitfähigkeit ist, kann nicht eindeutig festgestellt werden, da möglicherweise die verschiedenen Grobbodenanteile zu den unterschiedlichen Ergebnissen führen.

In der Korngrößenverteilung des Feinbodens zeigten sich keine wesentlichen Unterschiede. Auch eine externe Untersuchung der Korngrößen ergab für die Untersuchungsflächen einen sandigen Lehm als Bodenart. Es ist daher nicht zu erwarten, dass durch den Feinboden Unterschiede in den Porengrößen verursacht werden.

Problematisch ist hingegen der Anteil des Grobbodens. Dieser beträgt auf der Referenzfläche fast das Doppelte. Dies wirft nun die Frage auf, wie stark die Infiltrationsrate der Referenzfläche von dem Bodenskelett beeinflusst ist. Die oberflächennahe hydraulische Leitfähigkeit ist vor allem durch das sekundäre Grobporensystem bedingt, welches wiederum vom Bodengefüge abhängig ist (BLUME et al. 2010). Es kann daher ein Einfluss aufgrund des höheren Bodenskelettanteils auf die Infiltrationsrate nicht ausgeschlossen werden. Aufgrund dieser Unsicherheit kann nicht eindeutig festgestellt werden, ob die Infiltrationsrate und die hydraulische Leitfähigkeit durch die applizierte Holzkohle bedingt ist. Möglicherweise gäbe es bei gleichem Grobbodenanteil bei Referenz- und Holzkohle- Fläche keinen messbaren Unterschied.

Anhand dieser Parameter werden die Schwachstellen im Untersuchungsdesign offenkundig. Die zur Verfügung stehende Referenzfläche weist in der Korngrößenverteilung einen Unterschied zu den Applikationsflächen auf. Die Körnung eines Bodens stellt jene Eigenschaft dar, von der sämtliche physikalischen Bodeneigenschaften abhängig sind (BLUME et al., 2010). Zusätzlich fehlt die Vergleichbarkeit der applizierten Holzkohlen aufgrund ihrer Vorbehandlung, weshalb von abweichenden Oxidationsstadien auszugehen ist (BORDOWSKY et al., 2005). Es kann daher nicht festgestellt werden, worauf die Unterschiede in den analysierten Parametern zurückzuführen sind.

7.1.4 Wasserrückhaltevermögen

Die Ergebnisse der Analyse haben gezeigt, dass auf den Applikationsflächen das Wasserrückhaltevermögen gegenüber der Referenzfläche höher ist. Bei der Holzkohle-Kompostfläche war dieses für alle bestimmten Matrixpotentiale signifikant höher, bei der Holzkohlefläche war die Erhöhung im Bereich der höheren Matrixpotentiale, -300 hPa und -7000 hPa, signifikant.

Die Ergebnisse sind in Abb.19 in Form einer pF-Kurve dargestellt. Zusätzlich zu den bestimmten Matrixpotentialen ist der Wassergehalt für den -15000 hPa durch die

Verwendung eines Umrechnungsfaktors (DIRINGER, 2010) angefügt worden. Die pF-Kurve gibt für die Untersuchungsflächen einen ähnlichen Kurvenverlauf wieder. Auffallend sind die deutlich höheren Wassergehalte über alle Matrixpotentiale der Holzkohle- Kompostfläche. Die Holzkohlefläche weist teilweise auch höhere Wassergehalte als die Referenzfläche auf, jedoch nicht weniger ausgeprägt.

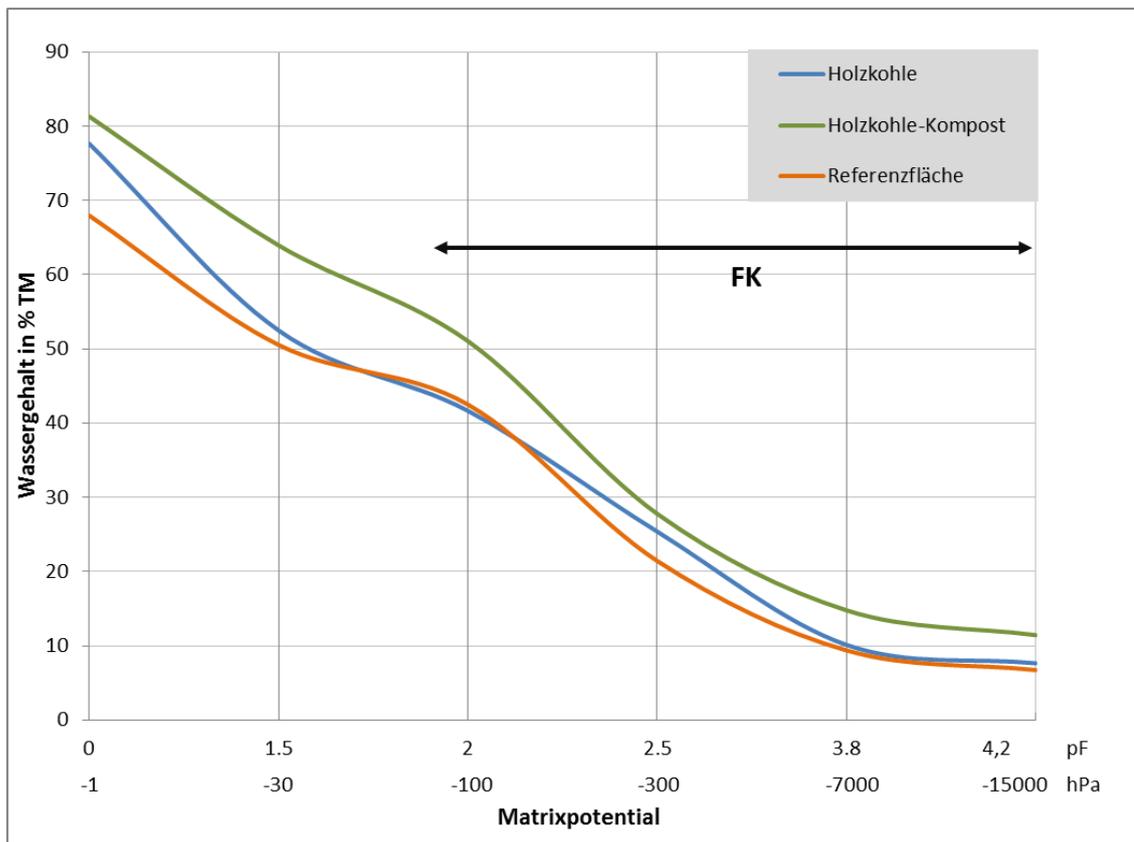


Abb. 19: Beziehung zwischen Wassergehalt in % TM und Matrixpotential (pF- Kurve).

Das Vermögen eines Bodens, Wasser entgegen der Schwerkraft zu speichern, ist von den Kräften abhängig, welche zwischen hydrophilen Partikeloberflächen und den Wassermolekülen wirken. Die Stärke dieser Bindungen ist durch die Form, Größe und Kontinuität der Bodenporen bestimmt (ROWELL, 1997). Bei einem Matrixpotential von -30 hPa werden nur die weiten Grobporen, bei Matrixpotentialen von -60 bis -300 hPa die engen Grobporen entwässert. Ab -300 hPa beginnt die Entwässerung der Mittelporen (BLUME et al., 2010).

Da Applikationsflächen höhere Wassergehalte bei gleichen Matrixpotentialen besitzen, muss es durch die Aufbringung von Holzkohle bzw. der Holzkohle- Kompostmischung zu einer Änderung in der Porengrößenverteilung gekommen sein. Der positive Effekt von Holzkohle auf das Wasserspeichervermögen von Böden wurde auch in anderen Untersuchungen festgestellt (KINNEY et al., 2012; LUI et al., 2012; TRYON, 1948). Dieser Effekt wird auf die große Oberfläche von Holzkohle und den damit zur Verfügung stehende Poren zurückgeführt (VERHEIJEN et al., 2010). Diese können das Porenvolumen, insbesondere im Bereich der Feldkapazität deutlich erhöhen (KINNEY et al., 2012). Diese Eigenschaft von Biokohlen ist jedoch wesentlich von den Bedingungen während des Pyrolyseprozesses abhängig (KINNEY et al., 2012).

Die Resultate zum Wasserrückhaltevermögen der untersuchten Flächen geben nicht nur einen positiven Effekt im Sinne der landwirtschaftlichen Nutzung der Fläche durch die Holzkohle wieder, sondern zeigen deutlich den Unterschied zwischen der Holzkohle und der Holzkohle- Kompostmischung. Der positive Effekt auf die Wasserspeicherfähigkeit durch die Holzkohle- Kompostmischung ist wesentlich ausgeprägter. Möglicherweise ist diese Erhöhung daher nicht nur auf die applizierte Holzkohle zurückzuführen sondern auch durch zusätzlich aufgebrauchte organische Substanz.

Die organische Substanz eines Bodens kann einen direkten und indirekten Einfluss auf das Porensystem bewirken. Einerseits wird die Ausbildung und die Stabilität des Porensystems durch das Vorhandensein von organo- mineralische Verbindungen positiv beeinflusst, andererseits kann die organische Substanz das 3 bis 5-fache ihres Eigengewichts an Wasser speichern (BLUME et. al., 2010). Infolge dessen kann das deutlich höhere Wasserrückhaltevermögen auch auf die zusätzliche Aufbringung von organischem Material zurückgeführt werden.

So berichten LUI et al. (2012), dass schon durch Kompost an sich ein höheres Wasserrückhaltevermögen im Boden erreicht werden kann, welches durch die Beimengung von 20 mg Biokohle pro Hektar um das Doppelte gesteigert werden konnte. Ein Erhöhung der Wasserretention kann jedoch aufgrund der

Mineralisierungsprozesse im Boden nur ein kurzfristiger Effekt sein (WEBER et al., 2007).

Ob das höhere Wasserrückhaltevermögen tatsächlich nur durch die organische Substanz aufgrund der Zugabe von Kompost begründet ist, kann im Rahmen dieser Arbeit nicht festgestellt werden. Wie in vorangegangenen Kapiteln angeführt, ist es nicht möglich, die applizierten Holzkohletype aufgrund ihrer Vorbehandlung zu Vergleichen. Um den Effekt auf das Wasserrückhalten durch die organische Substanz des eingebrachten Komposts abschätzen zu können, wäre es von Interesse diesen Parameter erneut zu untersuchen um eine Nachhaltigkeit der Melioration abschätzen zu können. Grundsätzlich kann eine Erhöhung der Wasserspeicherfähigkeit positiv für die landwirtschaftliche Nutzung der Fläche gewertet werden, da nun eine größere Menge Wasser im Vergleich zur Referenzfläche zur Verfügung steht. In Perioden ohne Niederschläge könnten die Pflanzen länger mit Wasser versorgt werden.

Die Erhöhung des Wasserrückhaltevermögens der Holzkohleflächen zeigt einen Widerspruch zu den Ergebnissen der Infiltrationsrate und hydraulischen Leitfähigkeit. Diese weisen geringere Werte als die Referenzfläche, was möglicherweise durch den hydrophoben Charakter von „junger“ Holzkohle begründet ist. Gleichzeitig wurde jedoch ein höheres Wasserretentionsvermögen festgestellt, was, wenn die Oberfläche der Holzkohle hydrophobe Strukturen aufweist, nicht zu erreichen wäre (KINNEY et al., 2012). Diese Diskrepanz konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht abgeklärt werden.

7.2 Diskussion der Methodik

In diesem Kapitel werden die angewandten Analysemethoden in Hinblick auf ihre Schwachstellen sowie den damit verbundenen Analysefehlern diskutiert. Im Fokus stehen die Bestimmung des Wasserrückhaltevermögens mittels Unterdruck und die Bestimmung der Infiltrationsrate mittels Einzelringinfiltrrometer.

7.2.1 Unterdruckverfahren zur Bestimmung des Wasserrückhaltevermögens

Bei der Bestimmung des Wasserrückhaltevermögens durch Anwendung der Unterdruckmethode werden die Schwachstellen und Fehlerquellen dieser Methode anhand der Wassergehalte der Referenzprobe sichtbar. Diese sollten für jedes Matrixpotential einen charakteristischen, annähernd gleichen Wert aufweisen.

Schon während der Analysedurchführung ist offensichtlich geworden, dass die Wassergehalte der Analyse- und Referenzproben bei einem Matrixpotential von -60 hPa und -100 hPa Überschneidungen aufweisen, welche aufgrund physikalischer Gesetzmäßigkeiten nicht möglich wären. Zunächst wurde angenommen, dass möglicherweise bei den Filterpaketen bei -100 hPa eine Verdichtung oder Verschlammung aufgetreten ist. Daraufhin wurde eines entfernt und durch ein neu aufgebautes Filterpaket ersetzt.

Im Zuge der fortgesetzten Analyse zeigten sich trotz des frischen Filterpakets wieder Überschneidungen. Daraus wurde gefolgert, dass die Ursache des Problems möglicherweise bei den Filterpaketen der -60 hPa Bestimmung liegt. Aufgrund des aufwendigen Filterpaketaufbaus und der damit verbundenen zeitlichen Verzögerung, wurde darauf verzichtet die vier Filterpakete neu aufzubauen und die Analyse trotzdem fortzusetzen. Die Ergebnisse wurden im Rahmen der Auswertung unter Verwendung von statistischen Methoden korrigiert.

Im Zuge der Auswertungen der Messergebnisse für die Referenzprobe hat sich gezeigt, dass mit voranschreitender Analysedauer bei Drücken von -60 hPa und -100 hPa auch ein Trend in Richtung höherer Wassergehalte (Abb. 20) besteht, d.h. die Entwässerung der Referenzproben hat trotz gleichbleibenden Druck tendenziell abgenommen. Dieser Trend kann bei den Wassergehalten bei -30 hPa und -300 hPa nicht festgestellt werden.

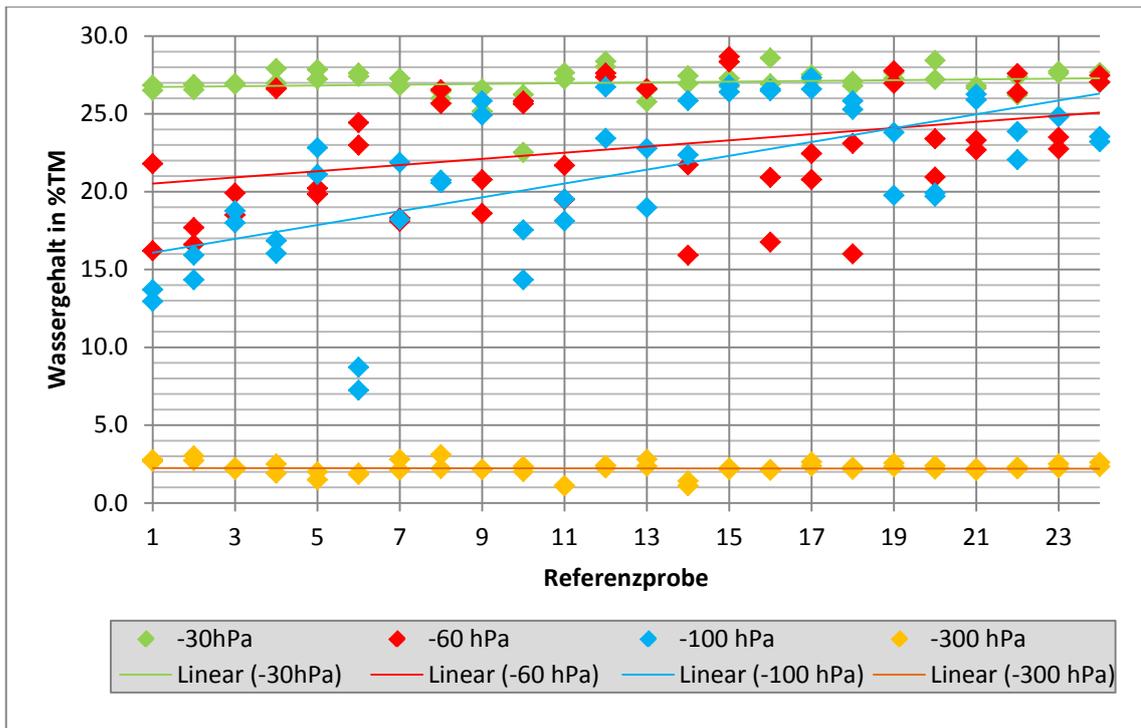


Abb. 20: Wasserrückhaltevermögen der Referenzproben bei Matrixpotentialen von -30 hPa, -60 hPa, -100 hPa und -300 hPa. Referenzproben chronologisch angeordnet, d.h. Nr. 1 steht für die erste durchgeführte Analyse, Nr. 24 für die letzte.

Vergleicht man die Spannweite der Wassergehalte der Referenzproben der angelegten Matrixpotentiale, weist die Spannweite bei -60 hPa (12,76 Prozentpunkte) und -100 hPa (20,08) deutlich größere Werte als bei -30 hPa (6,06 Prozentpunkte) und -300 hPa (2,01 Prozentpunkte) auf. Diese Beobachtungen sind ein Indiz dafür, dass bei der Bestimmung des Wasserrückhaltevermögens bei -60 hPa und -100 hPa Probleme aufgetreten sind, welche die Analyseergebnisse verfälschten.

Folgende Ursachen können zu einer Verfälschung des Messergebnisses führen: die Herstellung der Analyseprobe, ihre hydraulische Anbindung an das Filterpaket sowie dessen Aufbau.

Prinzipiell basiert die Bestimmung des Wasserrückhaltevermögens auf der Verwendung von ungestörten Proben im Stechzylinder (ÖNORM L 1063, 2006; DANE & HOPMANS, 2002; KLUTE, 1986). Ist keine ungestörte Probenahme möglich, ist das Herstellen von Stechzylinderproben, welche mit gestörtem Probenmaterial im Labor

befüllt und verdichtet werden, eine adäquate Lösung für dieses Problem (KLUTE, 1986). Diese werden auch oftmals für grundlegende Laborstudien verwendet (DANE & HOPMANS, 2002). Es ist jedoch zu beachten, dass durch das Zerkleinern, Sieben und Befüllen, die Strukturen des Bodens, wie Wurzelgänge und Wurmlöcher verändert bzw. zerstört werden (KLUTE, 1986). Dadurch sind die Analyseergebnisse im Vergleich zu den in-situ Verhältnissen verfälscht und vor allem bei geringen Matrixpotentialen tritt ein hoher Fehler auf (KLUTE, 1986). Bei höheren Drücken ist dieser wesentlich geringer, da der Einfluss der Adsorptionskräfte der Teilchen primär den Wassergehalt bestimmt und nicht die Porengröße (KLUTE, 1986). Um vergleichbare Ergebnisse trotz hergestellter Stechzylinderproben zu erhalten, ist daher die gleichförmige Herstellung dieser Zylinder von größter Bedeutung (DIRINGER, 2010). Eine wesentliche Fehlerquelle dieser Methode stellt nach HARTGE & HORN (1992) der Kontakt, also die hydraulische Verbindung, zwischen der Probe und dem Filterpaket dar. Ist der Kontakt nicht vollständig für die gesamte Auflagefläche der Probe gegeben, erfolgt eine Verzögerung der Entwässerung, welche zu erhöhten Wassergehalten führt.

DIRINGER (2010) betont die Bedeutsamkeit des Filterpakets für die Bestimmung des Wasserrückhaltevermögens. Das Filterpaket muss bei dem angelegten Druck robust gegenüber Veränderungen, wie Verschlammung oder Setzungen im Filterpaket sein. Ebenso muss der hydraulische Kontakt zur Probe gewährleistet sein. Die Qualität des Filterpakets bestimmt der Aufbau, welcher nach einem exakten Schema erfolgen muss (siehe DIRINGER, 2010).

Durch die 30 minütige, maschinelle Verdichtung des Probenmaterials wurde versucht, eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu erreichen und somit einen Fehler aufgrund der Probenherstellung zu verringern. Eine Entwässerung bei einem zu geringen oder zu hohen Druck, kann aufgrund der regelmäßigen Kontrolle der Manometer ausgeschlossen werden.

Ob der hydraulische Kontakt der Probe an das Filterpaket die Probleme verursachte, kann eher ausgeschlossen werden, da die Aufbringung der Referenzprobe auf das Filterpaket immer nach demselben Schema erfolgte und bei -30 hPa und -300 hPa keine systematischen Fehler auszumachen sind. Jedoch kann aufgrund der fehlenden

Überprüfungsmöglichkeiten dieser Fehler nicht komplett ausgeschlossen werden. Somit verbleiben die verwendeten Filterpakete als mögliche Ursache für Probleme bei der Entwässerung der Proben. Warum bei den Filterpaketen der -30 hPa und der -300 hPa Bestimmung trotz gleichem Aufbauschemas die angesprochenen Probleme bei der Entwässerung nicht aufgetreten sind, bleibt unklar.

Wenn man davon absieht, dass die Probleme durch das Filterpaket verursacht wurden, kann möglicherweise eine alternative Ursache für die ermittelten Wassergehalte bei den Matrixpotentialen bei -60 hPa und -100 hPa in Betracht gezogen werden.

Eine große Streuung der Werte der Wassergehalte tritt „nur“ bei -60 hPa und -100 hPa auf, jedoch nicht bei -30 hPa (ein sehr geringer Unterdruck) bzw. bei -300 hPa (ein wesentlich höherer Druck). Eine mögliche Erklärung für die Streuung und die ähnlichen Wassergehalte ist der Druckbereich von 60 bis 100 hPa. Der Unterschied zwischen diesen beiden Matrixpotentialen ist gering und beide entwässern den Bereich der engen Grobporen (BLUME et al., 2010). Die Differenz von 40 hPa ist möglicherweise nicht ausreichend um mit den verwendeten Proben und/ oder dieser Methode signifikante Unterschiede im Wasserrückhaltevermögen festzustellen. Diese Hypothese bedarf jedoch einer Überprüfung im Zuge weiterer Analysen.

Das Problem der angewandten Methode besteht darin, dass Fehler produziert werden können, welche nicht eindeutig bestimmten Ursachen zugeordnet werden können. Durch das Zusammenspiel mehrerer physikalischer Faktoren, wie angelegter Druck, Porosität des Filterpakets, hydraulischer Kontakt zwischen Probe und Filterpaket, ist es nicht immer offensichtlich, welcher Faktor oder welche Faktorenkombination Fehler in den Ergebnissen produziert.

Bei höheren Drücken sind die Fehler wesentlich geringer, da der Wassergehalt dann primär durch die Adsorptionskräfte der Teilchen bestimmt wird und nicht die Porengröße (KLUTE, 1986).

7.2.2 Einzelringinfiltrrometer zur Bestimmung der Infiltrationsrate

Für die Bestimmung der Infiltrationsrate wurden Einzelringinfiltrrometer als auch Doppelringinfiltrrometer eingesetzt. Die Auswertung der Ergebnisse zeigt, dass bei den Einzelringinfiltrrometer höhere Infiltrationsraten gemessen wurden.

Dieser Unterschied in den Ergebnissen war zu erwarten, da verschiedene Wasserbewegungen erfasst werden. Bei Einzelringinfiltrrometern wird die vertikale und laterale Wasserbewegung im Boden gemessen, beim Doppelringinfiltrrometer nur die vertikale (REYNOLDS et al., 2002). Vergleicht man die Ergebnisse der Doppel- und Einzelringinfiltrrometerbestimmungen, kann festgestellt werden, dass letztere um eine Zehnerpotenz höher ist. Neben den zwei verschiedenen Methoden die zur Anwendung gekommen sind, ist auch der Durchmesser der Infiltrrometer ein wichtiger Faktor bei der Messung von „wahren“ Werten. Prinzipiell sind große (1 m) Durchmesser zu bevorzugen. Aufgrund der großen Fläche ist der Einfluss von kleinräumigen Heterogenitäten und Störungen im Boden und auch die Erfassung der lateralen Verbreitung des Wassers minimiert. Dies verringert den Fehler bei der Bestimmung der Infiltrationsrate (BOUWER, 1986).

Im Rahmen dieser Diplomarbeit liegt der Fokus auf dem Vergleich dreier Untersuchungsflächen. Es steht daher Gleichförmigkeit der angewandten Methoden im Vordergrund. Aufgrund der Rahmenbedingungen musste auf die Ermittlung „wahrer“ Werte verzichtet werden.

Es überwiegt daher der Nutzen, der durch die Anwendung der Einzelringinfiltrrometer mit einem Durchmesser von 150 mm erzielt werden kann. Dieser liegt in der Vielzahl von Messungen, welche durch einfaches Implementieren aufgrund der Größe der Einzelringinfiltrrometer erreicht werden konnte. Auf jeder Untersuchungsfläche konnte die Infiltrationsrate für 15 Standorte bestimmt werden. Somit war auch eine umfangreichere statistische Auswertung möglich.

Die Auswertung der Ergebnisse ließ den Schluss zu, dass möglicherweise durch die Verwendung von Einzelringinfiltrrometern Unterschiede in den oberflächennahen

hydraulischen Eigenschaften eher messbar gemacht werden können, als die Verwendung von Doppelringinfiltrometern.

Die applizierte Holzkohle bzw. Holzkohle- Kompostmischung ist bis in eine Tiefe von 8 cm nachweisbar (Abb. 18), darunter unterscheidet sich der organische Kohlenstoffgehalt nicht mehr wesentlich von der Referenzfläche. Folglich ist ein signifikanter Einfluss der Applikation wahrscheinlich auf eine Tiefe von 0 – 8 cm begrenzt.

Da die Einzelringinfiltrometer auch die lateralen Wasserbewegungen erfassen, erfassen sie einen möglichen Einfluss der Applikation nicht nur in der Tiefe, sondern auch horizontal. Es wird somit der oberflächennahe Bereich dreidimensional erfasst, wodurch Unterschiede in der Infiltrationsrate möglicherweise deutlicher aufgezeigt werden. Wird nur die Wasserbewegung in die Tiefe gemessen, könnte ein möglicher Unterschied durch den Einfluss der natürlichen Bodenmatrix in tieferen Bereichen überdeckt werden.

Ein Problem der Einzelringinfiltrometer stellt das Ablesen der Wasserstände im Zylinder aufgrund des geringen Durchmessers dar. Es ist nicht auszuschließen, dass dieser Fehler einzelne Ablesungen betroffen hat und dieser Fehler in die Berechnung der Infiltrationsrate eingegangen ist. Für zukünftige Messreihen bedarf es einer Adaptierung des Messverfahrens.

Bei der Doppelringinfiltrometerbestimmung sind die Unterschiede bzw. nicht vorhandenen Unterschiede der Messergebnisse für die drei Untersuchungsflächen nicht nachvollziehbar. Möglicherweise sind diese vor allem durch das dort anstehende Gestein, welches als Stauschicht fungiert, eher beeinflusst, als durch die Bodenmatrix an sich. Die geringe Infiltrationsrate der Referenzfläche, aber auch die ähnliche Infiltrationsrate der Holzkohle- und Holzkohle- Kompostfläche sind hierfür ein Hinweis. Im Vergleich zu den Einzelringinfiltrometern fließt aufgrund des großen Durchmessers ein höheres Wasservolumen, absolut betrachtet, nur vertikal durch den Boden. Folglich ist der Wasserfluss durch die Stauschicht gebremst.

Die Voruntersuchung hat auch gezeigt, dass die Gründigkeit der Referenzfläche im Vergleich zu den zwei Applikationsflächen geringer ist. Möglicherweise ist die Infiltrationsrate deshalb geringer. Dies spricht wiederum für die Hypothese, dass das anstehende Gestein die Infiltrationsrate der Doppelringinfiltrrometer bestimmt. Um Klarheit zu erhalten, bedarf es eines weiten Analysedurchgangs, bei dem mehr Standorte erfasst werden.

Es soll jedoch nochmal betont werden, dass der Unterschied von einer Zehnerpotenz in den Ergebnisse von Einzelring- und Doppelringinfiltrrometerbestimmung auf die angewandte Methode zurückzuführen ist!

Durch die Verwendung von Infiltrometern können die natürlichen Bedingungen eines Infiltrationsprozesses nicht exakt nachgebildet werden. Es werden immer Unklarheiten über die unter natürlichen Bedingungen auftretenden hydraulischen Eigenschaften eines Bodens verbleiben, welche vor allem durch den aktuellen Wassergehalt bestimmt sind (BLUME et al., 2010). Die ermittelten Infiltrationsraten dürfen auch nicht als Absolutwerte gelten, sondern als relative Werte, welche aufgrund der gleichförmig angewandten Methode Differenzen und deren Signifikanz aufzeigen können.

Die Bestimmung der Infiltrationsrate durch Einzelringinfiltrrometer erscheint im Sinne der Fragestellung geeignet und die tatsächlich vorhandenen Unterschiede aufgrund der Maßnahme konnten damit messbar gemacht werden. Ob der geringen Durchmesser einen messbaren Einfluss auf die Ergebnisse hat, bedarf einer weiteren Überprüfung.

7.2.3 Aggregatstabilität

Bei der Bestimmung der Aggregatstabilität ist hervorzuheben, dass aufgrund verwendeten Maschenweite von 200 μm nicht nur Makroaggregate ($> 250 \mu\text{m}$) erfasst worden sind, sondern auch Mikroaggregate mit einem Äquivalenzdurchmesser von $>200 \mu\text{m}$. In der Wahl der Maschenweite des Siebes, welche aufgrund der verfügbaren

LaboraAusstattung erfolgte, könnte eine mögliche Begründung für die hohen Werte der Aggregatstabilität liegen.

Mikroaggregate sind aufgrund ihrer Bestandteile über Jahrzehnte stabil und bilden die Bausteine für die Bildung von Makroaggregaten. Diese erfolgt durch das Verbinden von einzelnen Mikroaggregaten durch meist junge partikuläre organische Substanz. Diese Verbindung bleibt nur einige Jahre stabil (BLUME et al., 2010). Zerfällt nun ein Makroaggregat aufgrund der mechanischen Beanspruchung in einzelne Mikroaggregate, bleiben auch jene Mikroaggregate im Sieb zurück, welche größer als 200 µm sind und werden gravimetrisch erfasst. Die Aggregatstabilität gibt dann nicht nur den Anteil der stabilen Makroaggregate wieder.

Die Ausbildung von für den Wasserhaushalt wichtigen Sekundärporen ist von der Art und Größe der Aggregate abhängig (BLUME et. al, 2010; HARTE & HORN, 1999). Der hohe Wert der Aggregatstabilität für alle Untersuchungsflächen verleitet möglicherweise dazu, die Stabilität des Sekundärporensystems, die Verschlammungsneigung und die Erosionsgefährdung zu unterschätzen.

Möglicherweise hat die Erfassung der Mikroaggregate >200 µm auch einen potentiellen Unterschied aufgrund der Applikationen überdeckt. Für die Überprüfung der Ursache oder Bestätigung der hohen Aggregatstabilität bedarf es einer Wiederholung der Bestimmung unter Verwendung mehrerer Maschenweiten.

7.2.4 Hydraulische Leitfähigkeit

Die Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit ist ein Beispiel für eine in der Pedologie immer präsenste Problematik die natürlichen Bedingungen im Labor nachzubilden.

Die hydraulische Leitfähigkeit eines Bodens ist durch das Bodengefüge bestimmt, vor allem durch die Größe und Kontinuität der Grobporen (ROWELL, 1997). Für die Ermittlung der hydraulischen Leitfähigkeit einer Fläche sind daher in-situ Messungen zu bevorzugen (KLUTE & DIRKSEN, 1986). Da eine Bestimmung im Feld nicht möglich

war, wurde diese im Labor vorgenommen. Da die Beibehaltung der natürlichen Lagerung des Bodengefüges ein entscheidendes Kriterium ist, erfolgte die Probenahme mittels Stechzylinder. Dabei ist mit besonderer Vorsicht vorzugehen, da schon geringfügige Störungen durch die Probenahme zu Fehlern in den Ergebnissen führen können.

Nach ROWELL (1997) haben die Messergebnisse der laboranalytischen Bestimmung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit nur eine beschränkte Gültigkeit. Als mögliche Fehlerquellen nennt er das Verschmieren von Poren beim Abschneiden des überstehende Bodens, Lufteinschlüsse trotz kapillarer Befeuchtung und das Vorhandensein von Hohlräumen zwischen Probe und Zylinderwand, durch welche das Wasser ungehindert perkolieren kann. Wobei das größte Problem sicherlich in der Repräsentativität von Stechzylinderprobe für einen Boden liegt (ROWELL, 1997). Ferner bewirken einzelne Wurzel- und Regenwurmgänge große Differenzen in der hydraulischen Leitfähigkeit bei laboranalytischer Ermittlung (REYNOLDS et al., 2002).

Bei der Durchführung der Bestimmung hat sich gezeigt, dass im Besonderen Bioturbation durch Regenwürmer und Larven für deutliche Abweichungen der hydraulischen Leitfähigkeit verantwortlich sind. Die betroffenen Stechzylinder wurden durch Ausreißerkorrekturen aus dem Probensample eliminiert.

Bei vier der neun analysierten Probesamples wurde eine Zunahme der hydraulischen Leitfähigkeit mit andauernder Analyse festgestellt. Diese Erhöhung ist möglicherweise durch eine Aufweitung des eher instabilen Sekundärporensystems (BLUME et al., 2010) bedingt. Durch den Strömungsdruck können Partikeln mitgerissen werden, welche dann mangels Hindernissen oder feinerer Poren nicht abgefiltert werden können und somit aus der Probe abtransportiert wurden. Dadurch können sich präferenzielle Fließwege entwickeln, welche durch eine höhere hydraulische Leitfähigkeit als die umgebende Matrix gekennzeichnet sind.

Positiv ist zu bemerken, dass die Anwendung von Feld- und Laboranalytik zu denselben Ergebnissen kommt. Der Vergleich der Ergebnisse der Infiltrationsrate und der hydraulischen Leitfähigkeit zeigt, dass die angewandte Methodik in sich schlüssig ist.

8 Conclusio

Die vorliegende Arbeit hat aufgezeigt, dass in einigen der untersuchten Parameter signifikante Unterschiede auftreten. Diese waren bei der Holzkohle- Kompostfläche deutlich festzustellen. Die Holzkohle- Kompostfläche weist im Vergleich zur Referenzfläche ein signifikant höheres Wasserrückhaltevermögen, sowie eine höhere hydraulische Leitfähigkeit auf. Die Infiltrationsraten waren auf dieser Fläche im Durchschnitt höher als auf den anderen Flächen, wobei nicht immer statistische Signifikanz nachgewiesen werden konnte. Daraus folgt, dass sich durch die Applikation von Holzkohle- Kompost messbare Unterschiede ergeben.

Somit kann die Melioration durch die Holzkohle- Kompostmischung aus landwirtschaftlicher Sicht als positive Maßnahme für den Bodenwasserhaushalt gewertet werden. Denn durch das erhöhte Wasserretentionsvermögen kann ein größeres Volumen an Wasser gespeichert werden, welches den Pflanzen in dieser häufig von Wassermangel betroffenen Gegend zur Verfügung steht.

Im Gegensatz dazu sind die Ergebnisse, welche die Holzkohlefläche betreffen, recht unterschiedlich. Einerseits ist die Infiltrationsrate und die hydraulische Leitfähigkeit am geringsten, andererseits wird das Wasserrückhaltevermögen im Vergleich zur Referenzfläche signifikant erhöht. Bezogen auf den Bodenwasserhaushalt bedeutet dies, dass die Wasserzufuhr für den Boden möglicherweise verringert wird. Eine Melioration mit „junger“ Holzkohle könnte zu einer potentiell negativen Beeinflussung für die landwirtschaftliche Nutzung führen. Trotzdem ist infolge der erhöhten Feldkapazität mehr Wasser pflanzenverfügbar. Diese Ergebnisse können daher als widersprüchlich gewertet werden. Wenn die Verringerung der Wasserzufuhr auf den hydrophoben Charakter „junger“ Holzkohle zurückzuführen ist, kann diese nicht parallel eine höheres Wasserrückhaltevermögen aufweisen, den die hydrophoben Strukturen müssten auch eine Wasseraufnahme in den Poren der Holzkohle blockieren.

Vergleicht man die beiden Applikationsprodukte, kann festgehalten werden, dass es in allen Parametern, außer der Aggregatstabilität, signifikante Unterschiede gibt. Es ist

daher anzunehmen, dass sich der Bodenwasserhaushalt entsprechend des verwendeten Applikationsprodukts verändert. Ob diese Abweichungen auf die Holzkohle an sich, oder den zusätzlichen Eintrag an organischer Substanz durch den Kompost zurückzuführen sind, konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht abgeklärt werden.

Da sich die Holzkohlefläche signifikant von der Holzkohle-Kompostfläche unterscheidet, jedoch nicht immer von der Referenzfläche abhebt, weist die Untersuchung nicht eindeutig auf einen Effekt der Holzkohle selbst hin. Die mit dem Kompost eingebrachte organische Substanz könnte daher die beobachteten Unterschiede erklären. Dieser, für die Landwirtschaft positive Einfluss, ist auch weitestgehend erforscht (z.B. BLUME et al., 2010; KUNTZE et al., 1997). Des Weiteren befanden sich die beiden Holzkohletypen in einem unterschiedlichen Verwitterungsstadium, welches die Interpretation der Ergebnisse erschwert.

Diese Arbeit zeigt somit, dass der Wasserhaushalt zum Untersuchungszeitpunkt durch die Meliorationsmaßnahmen beeinflusst wurde, dieser Einfluss jedoch nicht immer eindeutig auf die Holzkohle selbst zurückzuführen ist. Dies zeigt die Notwendigkeit zusätzlicher Studien auf, welche vor allem in Hinblick auf das Forschungsdesign zu adaptieren wären. Für zukünftige Untersuchungen ist ein veränderter Versuchsaufbau zu wählen, wie die Applikation von Holzkohle ohne zusätzliche Beimischungen, um die Ursachen, welche Veränderungen im Bodenwasserhaushalt bedingen, auch eindeutig identifizieren zu können. Die gewählte Untersuchungsmethodik an sich schien hingegen für die bearbeitete Fragestellung angemessen, da die Ergebnisse konsistent, theoretisch begründet und nachvollziehbar waren.

Es gibt jedoch eine Reihe von Problemen und Themenstellungen, welche in dieser Arbeit nicht bzw. nicht ausreichend behandelt wurden. Unter anderem wäre es von wissenschaftlichem Interesse, ob durch die Saisonalität des Bodenwasserhaushalts der Einfluss der Holzkohleapplikation verstärkt oder verringert wird. In Hinblick auf die zeitliche Komponente ist die Umsatzzeit der organischen Substanz, sowie die Verweildauer der Holzkohle im Boden ein wichtiger Punkt um die Nachhaltigkeit der Meliorationsmaßnahme abschätzen zu können. Dabei ist auch die Verlagerung von

Holzkohlepartikeln innerhalb des Bodenprofils zu betonen. Über die Pfade und den zugrunde liegenden Prozessen ist bisher kein fundiertes Wissen vorhanden. Für die Aufklärung dieser offenen Fragestellungen wären daher langfristig angelegte Studien nötig.

Diese Arbeit konnte Unterschiede im Bodenwasserhaushalt durch die Meliorationen aufzeigen, aber die Ursachen dafür nicht eindeutig identifizieren. Die Ergebnisse geben eine Momentaufnahme der analysierten Parameter wieder. Es sollte daher von Interesse sein, die angewandten Analysen wiederholt auf den untersuchten Flächen durchzuführen, um mögliche Veränderungen auch in der zeitlichen Dimension zu erfassen.

9 Literaturverzeichnis

- AD- HOC- AG BODEN (2005). Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Aufl., Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung: Stuttgart.
- AMT DER NÖ LANDESREGIERUNG- ABT. BD3- HYDROLOGIE UND GEOINFORMATION (2012). Niederschlagsdaten der Messstelle Etzelsreith.
- AMT DER NÖ LANDESREGIERUNG- ABT. HYDROLOGIE UND GEOINFORMATION (2012a). Geodaten der Gemeindegrenzen von NÖ und der Katastralgemeindegrenzen von NÖ. <http://www.noe.gv.at/Land-Zukunft/Karten-Geoinformation/Karten-Geodaten-Angebot/DownloadGeodatenKarten.wai.html#129040> (letzter Aufruf: November 2012).
- ATKINSON, C.J., FITZGERALD J.D., HIPPS, N.A. (2010). Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: a review. In: Plant Soil, Vol. 337, S. 1- 18.
- BING MAPS (2012). Online Kartenservice. <http://www.bing.com/maps/> (letzter Aufruf: November 2012).
- BLUME, H.-P., LEINWEBER, P., STAHR, K. (2011). Bodenkundliches Praktikum. 3. Aufl., Spektrum Akademischer Verlag: Heidelberg.
- BLUME, H.-P., BRÜMMER, G.W., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABNER, I., KRETZSCHMAR, R., STAHR, K., WILKE, B.-M. (2010). Scheffer/Schachtschabel – Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Aufl., Spektrum Akademischer Verlag: Heidelberg.
- BMLFUW - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2012). eHYD. Hydrographische Daten des Hydrographisches Datenmanagement System (HYDAMS) des BMLFUW. Abteilung VII/3 - Wasserhaushalt (HZB). <http://gis.lebensministerium.at/ehyd> (Stand Oktober 2012).

- BOUWER, H. (1986). Intake rate: Cylinder infiltrometer. In: Klute, A. (Hrsg.). Methods of soil analysis – Part 1. Physical and mineralogical methods. 2. Aufl., American Society of Agronomy, Inc & Soil Science Society of America, Inc.: Madison.
- BRODOWSKI, S., AMELUNG, W., HAUMAIER, L., ABETZ, C., ZECH, W. (2005). Morphological and chemical properties of black carbon in physical soil fractions as revealed by scanning electron microscopy and energy- dispersive X-ray spectroscopy. In: Geoderma, Vol. 128, S. 116- 129.
- DANE, J.H. & HOPMANS, J.W. (2002). Water retention storage- Laboratory. In: Dane, J.H. & Topp, G.C. (Co- Hrsg.). Methods of soil analysis – Part 4 Physical methods. Soil Science Society of America, Inc.: Madison.
- DIRINGER, S. (2010). Gibt es in der Bodenphysik Möglichkeiten Einzelparameter durch einen Summenparameter zu charakterisieren? Diplomarbeit: Universität Wien.
- EIJKELKAMP (2011). Laboratory- Permeameters - Operating instructions. Rev. 05/2001, www.eijkelkamp.com/files/media/Gebruiksaanwijzingen/EN/m1-0902elab-permeameters.pdf, 21.10.2012.
- GEOLOGISCHE BUNDESANSTALT (Hrsg.) (2002). Geologische Karte von Niederösterreich 1: 200.000 – Niederösterreich Nord. Verlag der Geologischen Bundesanstalt: Wien.
- GLASER, B., HAUMAIER, L., GUGGENBERGER, G., ZECH, W. (2001). The ‚Terra Preta‘ phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. In: Naturwissenschaften, Vol. 88, S. 37- 41.
- GLASER, B., LEHMANN, J., ZECH, W. (2002). Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropic with charcoal- a review. In: Soil Fertil Soils, Vol. 35, S. 219- 230.
- GLASER, B. (2007). Prehistorically modified soils of central Amazonia: a model for sustainable agriculture in the twenty- first century. In: Phil. Trans. R. Soc. B, Vol. 362, S. 187- 196.

- HARLFINGER, O. & KNEES, G. (1999). Klimahandbuch der Österreichischen Bodenschätzung – Klimatographie Teil 1. In: Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft, Vol. 58.
- HARTGE, K. H. & HORN, R. (1992). Die physikalische Untersuchung von Böden. 3. Aufl., Enke: Stuttgart.
- HARTGE, K. H. & HORN, R. (1999). Einführung in die Bodenphysik. 3. Aufl., Enke: Stuttgart.
- HEUMANN, C. & TOUTENBURG, H. (2006). Deskriptive Statistik – Eine Einführung in Methoden und Anwendungen mit SPSS. 5. Aufl., Springer-Verlag: Berlin, Heidelberg.
- HINTERMAIER-ERHARD, G. & ZECH, W. (1997): Wörterbuch der Bodenkunde. Enke-Verlag: Stuttgart.
- KINNEY, T.J., MASIELLO, C.A., DUGAN, B., HOCKADAY, W.C., DEAN, M.R., ZYGOURAKIS, K., BARNES, R.T. (2012) Hydrologic properties of biochars produced at different temperatures. In: Biomass and Bioenergy, Vol. 41, S. 34- 43.
- KLUTE, A. (1986). Water retention: Laboratory methods. In: Klute, A. (Hrsg.). Methods of soil analysis – Part 1. Physical and mineralogical methods. 2. Aufl., American Society of Agronomy, Inc & Soil Science Society of America, Inc.: Madison.
- KLUTE, A. & DIRKSEN, C. (1986). Hydraulic conductivity and diffusivity: Laboratory methods. In: Klute, A. (Hrsg.). Methods of soil analysis – Part 1. Physical and mineralogical methods. 2. Aufl., American Society of Agronomy, Inc & Soil Science Society of America, Inc.: Madison.
- KUNTZE, H., ROESCHMANN, G., SCHWERDTFEGGER, G. (1994). Bodenkunde. 5. Aufl., Verlag Eugen Ulmer: Stuttgart.
- LAND NIEDERÖSTERREICH - NÖ ATLAS (2012). Orthofoto der Katastralgemeinde Nonnersdorf. Mit Inhalten von: Land Niederösterreich, Bundesamt für Eich- und

Vermessungswesen, freytag & berndt. www.intermap1.noel.gv.at/webgisatlas/init.aspx (Letzter Aufruf: November 2012).

LECO Instrumente GmbH (o.J.). Bedienungsanleitung RC 612 Kohlenstoff/Wasser – Phasenanalysator.

LIU, J., SCHULZ, H., BRANDL, S., MIEHTKE, H., HUWE, B., GLASER, B. (2012). Short-term effect of biochar and compost on soil fertility and water status of a Dystric Cambisol in NE Germany under field conditions. In: Journal of Plant Nutrition and Soil Science, Vol. 175, S. 698- 707.

MATURA, A. (2006). Böhmisches Masse. In: Wessely, G. Niederösterreich. S. 15- 21, Verlag der Geologischen Bundesanstalt: Wien.

OGUNTUNDE, P.G., ABIODUN, B.J., AJAYI, A.E., VAN DE GIESEN, N. (2008). Effects of charcoal production on soil physical properties in Ghana. In: Journal of Plant Nutrition and Soil Science, Vol. 171, S. 591- 596.

ÖNORM L 1050 (2004). Boden als Pflanzenstandort – Begriffe und Untersuchungsverfahren. Österreichisches Normungsinstitut: Wien.

ÖNORM L 1062 (2003). Physikalische Bodenuntersuchungen – Bestimmung des Wassergehaltes und des Wasseranteils. Österreichisches Normungsinstitut: Wien.

ÖNORM L 1063 (2006). Physikalische Bodenuntersuchungen – Bestimmung des Wasserrückhaltevermögens mittels Drucktopf mit keramischer Platte. Österreichisches Normungsinstitut: Wien.

ÖNORM L 1065 (2006). Physikalische Bodenuntersuchungen – Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit in gesättigten Stechzylinderproben. Österreichisches Normungsinstitut: Wien.

ÖNORM L 1072 (2004). Physikalische Bodenuntersuchungen – Bestimmung der Aggregatstabilität nach dem Siebtauchverfahren. Österreichisches Normungsinstitut: Wien.

- PETERSEN, R.G. & CALVIN, L.D. (1986). Sampling. In: Klute, A. (Hrsg.). Methods of soil analysis – Part 1. Physical and mineralogical methods. 2. Aufl., American Society of Agronomy, Inc & Soil Science Society of America, Inc.: Madison.
- POSPECHILL, M. (1995). Praktische Statistik- Eine Einführung mit Anwendungsbeispielen. Psychologie Verlags Union: Weinheim.
- PRESTON, C.M. & SCHMIDT, M.W.I. (2006). Black (pyrogenic) carbon: a synthesis of current knowledge and uncertainties with special consideration of boreal regions. In: Biogeosciences, Vol. 3, S. 397- 420.
- REYNOLDS, W.D., ELRICK, D.E., YOUNGS, E.G., AMOOZEGAR, A., BOOLTNIK, H.W.G., BOUMA, J. (2002). Saturated and field- saturated water flow parameters. In: Dane, J.H. & Topp, G.C. (Co- Hrsg.). Methods of soil analysis – Part 4 Physical methods. Soil Science Society of America, Inc.: Madison.
- RÖTZEL, R. & SCHARBERT S. (2002). Böhmisches Paläozoikum und Mesozoikum. In: Geologische Bundesanstalt (Hrsg.). Legende und Kurze Erläuterung der Geologischen Karte von Niederösterreich 1: 200.000. S. 43- 47, Verlag der Geologischen Bundesanstalt: Wien.
- ROWELL, D.L. (1997). Bodenkunde: Untersuchungsmethoden und ihre Anwendung. Springer: Berlin.
- TRYON, E.H. (1948). Effect of charcoal on certain physical, chemical, and biological properties of forest soils. In: Ecological Monographs, Vol. 18/1, S. 81- 115.
- UMWELTBUNDESAMT GMBH (2012). Satellitenbild Niederösterreich IMAGE 2000 25m. Landsat TM. data.umweltbundesamt.at (Letzter Aufruf: November 2012).
- VACCARI, F.P., BARONTI, S., LUGATO, E., GENESIO, L., CASTALDI, S., FORNASIER, F., MIGLIETTA, F. (2011). Biochar as a strategy to sequester carbon and increase yield in durum wheat. In: European Journal of Agronomy, Vol. 34, S. 231- 238.
- VERHEIJEN, F.G.A., JEFFERY, S., BASTOS, A.C., van der VELDE, M., DIAFAS, I. (2009). Biochar application to soils - A critical scientific review of effects on soil

properties, processes and functions. EUR 24099 EN, Office for the Official Publications of the European Communities: Luxembourg.

WEBER, J., KARCZEWSKA, A., DROZD, J., LICZNAR, M., LICZNAR, S., JAMROZ, E., KOCOWICZ A. (2007). Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts. In: Soil Biology & Biochemistry, Vol. 39, S.1294- 1302.

WESSELY, G. (2006) Geologisch geprägte Landschaften – Eine Einstimmung. In: Wessely, G. Niederösterreich. S. 15- 21, Verlag der Geologischen Bundesanstalt: Wien.

ZAMG– ZENTRALANSTALT FÜR METEOROLOGIE UND GEODYNAMIK (2012). Klimadaten von Österreich 1971 – 2000.

10 Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Lage der Katastralgemeinde Nonnersdorf, Bezirk Horn, und Detailansicht der Untersuchungsflächen	9
Abb. 2: Langjähriges Mittel (1971 – 2000) der Tagesmitteltemperatur und der monatlichen Niederschlagssumme der Station Japons	11
Abb. 3: Untersuchungsfläche Nonnersdorf.	13
Abb. 4: Bodenprofil in der Referenzfläche.	13
Abb. 5: Lage der Proben im Untersuchungsgebiet.....	15
Abb. 6: Einzelringinfiltrrometer.	16
Abb. 7: Tägliche Niederschlagssummen der Station Etzelsreith	17
Abb. 8: Komponenten eines Boxplots	27
Abb. 9: Boxplots der Infiltrationsrate in mm/min.	30
Abb. 10: Boxplot der Aggregatstabilität in %TM.....	31
Abb. 11: Boxplot der Wassergehalte in %TM bei Matrixpotentialen von -30 hPa, -60 hPa, -100 hPa, -300 hPa und -7000hPa.....	32
Abb. 12: Boxplot der Wassergehalte in %TM bei Matrixpotentialen von -30 hPa, -100 hPa, -300 hPa und -7000 hPa.....	34
Abb. 13: Boxplot des organischen Gesamtkohlenstoffgehalts in %.....	39
Abb. 14: TOC- Gehalt in % unterschiedlichen Bodentiefen	40
Abb. 15: Hydraulische Leitfähigkeit der analysierten Stechzylinderproben in m/s	41
Abb. 16: Relative Änderung der hydraulischen Leitfähigkeit nach Zeit in %.	42
Abb. 17: Korngrößendreieck gemäß ÖNORM L 1050, 2004..	43
Abb. 18: Veränderung des organischen Kohlenstoffgehalts mit zunehmender Tiefe	46
Abb. 19: Beziehung zwischen Wassergehalt in % TM und Matrixpotential (pF- Kurve).....	53
Abb. 20: Wasserrückhaltevermögen der Referenzproben bei Matrixpotentialen von -30 hPa, -60 hPa, -100 hPa und -300 hPa.....	57

11 Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Maßzahlen zur Infiltrationsrate in mm/min; Bestimmung mittels Einzelringinfiltrrometer..	29
Tab. 2: Maßzahlen zur Aggregatstabilität in %TM	31
Tab. 3: Median der Wassergehalte in %TM mit und ohne Ausreißer.	33
Tab. 4: Maßzahlen der Wassergehalte in %TM bei Matrixpotentialen von -30 hPa, -100 hPa,.....	35
Tab. 5: Maßzahlen zum organischen Gesamtkohlenstoffgehalt in %.	38
Tab. 6: Korngrößen des Feinbodens in % der Fraktion und Skelettanteil in %	43

12 Anhang

Anhang 1: Aggregatstabilität. Für jede Probe wurden 3 Werte bestimmt.

Probe	Aggregatstabilität in %TM
HK DRI /1	58,59
HK DRI/2	51,90
HK DRI/3	59,67
HK1/1	40,80
HK1/2	42,93
HK1/3	40,40
HK2/1	49,45
HK2/2	47,75
HK2/3	50,43
HK3/1	48,56
HK3/2	47,52
HK3/3	54,74
HK4/1	50,94
HK4/2	48,22
HK4/3	48,96
HK5/1	70,41
HK5/2	63,24
HK5/3	64,68
HK6/1	49,86
HK6/2	51,21
HK6/3	62,84
HK7/1	58,09
HK7/2	53,21
HK7/3	48,57
HK8/1	69,28
HK8/2	74,35
HK8/3	80,94
HK9/1	63,49
HK9/2	62,96
HK9/3	60,24
HK10/1	48,49
HK10/2	48,72
HK10/3	45,30
HK11/1	45,09
HK11/2	50,31
HK11/3	48,92
HK12/1	52,25
HK12/2	58,87
HK12/3	56,25
HK13/1	62,14
HK13/2	66,58
HK13/3	68,20
HK14/1	56,95
HK14/2	52,16

Probe	Aggregatstabilität in %TM
HK14/3	56,36
HK15/1	33,12
HK15/2	31,49
HK15/3	34,26
KOMP DRI/1	62,34
KOMP DRI/1	60,78
KOMP DRI/3	55,56
KOMP1/1	47,73
KOMP1/2	43,96
KOMP1/3	43,94
KOMP2/1	47,60
KOMP2/2	49,93
KOMP2/3	49,84
KOMP3/1	50,46
KOMP3/2	47,80
KOMP3/3	52,40
KOMP4/1	41,33
KOMP4/2	41,49
KOMP4/3	46,04
KOMP5/1	67,03
KOMP5/2	68,25
KOMP5/3	65,85
KOMP6/1	57,64
KOMP6/2	56,83
KOMP6/3	55,49
KOMP7/1	69,08
KOMP7/2	71,11
KOMP7/3	72,80
KOMP8/1	55,85
KOMP8/2	57,85
KOMP8/3	59,87
KOMP9/1	41,53
KOMP9/2	39,97
KOMP9/3	46,08
KOMP10/1	45,31
KOMP10/2	43,49
KOMP10/3	43,73
KOMP11/1	56,87
KOMP11/2	57,22
KOMP11/3	57,18
KOMP12/1	55,46
KOMP12/2	56,02
KOMP12/3	57,71
KOMP13/1	71,59
KOMP13/2	64,37
KOMP13/3	68,79
KOMP14/1	60,84
KOMP14/2	60,03

Probe	Aggregatstabilität in %TM
KOMP14/3	58,64
KOMP15/1	52,02
KOMP15/2	51,09
KOMP15/3	53,99
NULL DRI/1	40,07
NULL DRI/2	40,92
NULL DRI/3	42,21
NULL1/1	25,37
NULL1/2	27,06
NULL1/3	26,05
NULL2/1	39,83
NULL2/2	36,53
NULL2/3	39,54
NULL3/1	59,46
NULL3/2	57,61
NULL3/3	57,49
NULL4/1	70,47
NULL4/2	77,12
NULL4/3	73,62
NULL5/1	72,48
NULL5/2	72,95
NULL5/3	67,92
NULL6/1	59,75
NULL6/2	59,65
NULL6/3	58,17
NULL7/1	78,36
NULL7/2	77,99
NULL7/3	78,28
NULL8/1	71,55
NULL8/2	73,89
NULL8/3	72,73
NULL9/1	58,70
NULL9/2	64,04
NULL9/3	60,73
NULL10/1	65,33
NULL10/2	66,94
NULL10/3	81,09
NULL11/1	46,75
NULL11/2	49,47
NULL11/3	45,66
NULL12/1	37,61
NULL12/2	37,30
NULL12/3	37,88
NULL13/1	52,70
NULL13/2	49,58
NULL13/3	52,75
NULL14/1	55,04
NULL14/2	54,53

Probe	Aggregatstabilität in %TM
NULL14/3	53,32
NULL15/1	43,54
NULL15/2	41,50
NULL15/3	43,96

Anhang 2: Infiltrationsrate Einzelring in mm/min

Probe	1. Messung mm/min	2. Messung mm/min	3. Messung mm/min	4. Messung mm/min
HK 1	3,20	1,43	3,00	2,20
HK2	2,40	2,20	1,83	1,60
HK3	2,60	1,40	1,80	1,83
HK4	1,00	1,00	0,83	1,29
HK5	1,60	2,00	1,83	1,33
HK6	1,20	0,60	1,00	1,20
HK7	2,40	1,80	2,00	1,50
HK8	2,50	2,40	2,40	2,40
HK9	2,40	2,20	2,50	2,20
HK10	1,20	1,80	1,00	1,80
HK11	0,60	0,80	0,60	0,43
HK12	0,60	0,40	0,80	0,40
HK13	2,20	0,80	1,80	1,00
HK14	2,60	1,80	1,60	2,80
HK15	1,40	1,20	1,20	1,20
KOMP 1	1,60	0,80	1,60	1,20
KOMP 2	3,40	3,20	3,60	2,60
KOMP 3	2,00	1,80	1,60	1,60
KOMP 4	1,00	1,80	1,20	1,40
KOMP 5	2,80	2,20	2,60	2,00
KOMP 6	5,80	4,20	6,40	4,00
KOMP 7	2,00	0,40	1,00	0,40
KOMP 8	1,80	1,40	1,60	1,20
KOMP 9	3,80	2,80	2,20	
KOMP 10	3,00	2,00	0,60	4,40
KOMP 11	6,00	3,40	1,60	
KOMP 12	4,00	3,00	1,60	1,20
KOMP 13	3,20	3,60	2,40	2,60
KOMP 14	5,60	3,20	2,00	2,00
KOMP 15	4,20	2,60	2,80	
NULL 1	2,20	1,20	2,20	1,60
NULL 2	2,80	2,20	2,80	1,60
NULL 3	1,40	1,00	1,20	1,00
NULL 4	2,60	2,40	1,80	2,40

Probe	1. Messung mm/min	2. Messung mm/min	3. Messung mm/min	4. Messung mm/min
NULL 5	3,20	3,00	4,60	
NULL 6	2,40	2,60	2,20	2,60
NULL 7	1,80	2,00	1,00	2,20
NULL 8	1,80	1,20	1,40	1,20
NULL 9	2,80	2,00	2,60	1,20
NULL 10	3,60	3,00	2,80	2,80
NULL 11	2,40	2,80	2,00	1,60
NULL 12	0,40	1,60	1,60	1,20
NULL 13	2,00	1,20	1,60	0,80
NULL 14	3,60	3,20	2,40	
NULL 15	1,20	1,60	1,00	1,80

Anhang 3: Infiltrationsrate Doppelring in mm/min

Probe	1. Messung mm/min	2. Messung mm/min	3. Messung mm/min	4. Messung mm/min	5. Messung mm/min
DRI HK	1,00	0,80	0,20	0,20	
KOMP DRI	0,40	0,43	0,33	0,83	0,68
NULL DRI	0,14	0,40	0,36	0,38	

Anhang 4: hydraulische Leitfähigkeit kf in m/s

Probe	Stech- zylinder	Überstau	kf t0 m/s	kf t10 m/s	kf t60 m/s	kf t120 m/s	kf t240 m/s
HK DRI	1	1	2,90E-04	2,87E-04	2,95E-04	2,94E-04	2,96E-04
	2	1	5,41E-05	5,31E-05	5,43E-05	5,70E-05	5,64E-05
	3	1	1,21E-04	1,22E-04	1,26E-04	1,32E-04	1,35E-04
	4	1	2,52E-04	2,39E-04	2,43E-04	2,39E-04	2,52E-04
	5	1	1,93E-05	1,92E-05	2,03E-05	2,03E-05	2,40E-05
HK 8	1	1	7,56E-06	1,36E-05	1,40E-05	1,43E-05	1,53E-05
	2	1	3,87E-04	3,82E-04	3,72E-04	3,61E-04	3,46E-04
	3	1	4,09E-04	4,14E-04	4,27E-04	4,38E-04	4,27E-04
	4	1	2,73E-04	2,72E-04	2,62E-04	2,54E-04	2,49E-04
	5	1	1,55E-04	1,54E-04	1,58E-04	1,65E-04	1,68E-04
HK 15	1	0,8	2,98E-05	2,85E-05	2,83E-05	2,75E-05	2,80E-05
	2	0,8	9,63E-05	9,55E-05	1,02E-04	1,20E-04	1,47E-04
	3	0,8	5,63E-05	5,56E-05	6,05E-05	5,87E-05	5,84E-05
	4	0,8	3,47E-05	3,30E-05	3,38E-05	3,38E-05	3,41E-05
	5	0,8	1,12E-04	1,13E-04	1,12E-04	1,08E-04	1,08E-04
Komp DRI	1	0,6	1,25E-03	1,23E-03	1,23E-03	1,22E-03	1,17E-03
	2	0,6	1,17E-03	1,14E-03	1,15E-03	1,14E-03	1,17E-03
	3	0,6	1,56E-04	1,60E-04	1,74E-04	1,88E-04	1,85E-04
	4	0,6	8,50E-04	8,37E-04	8,30E-04	8,24E-04	7,56E-04
	5	0,6	1,15E-03	1,15E-03	1,17E-03	1,17E-03	1,14E-03

Probe	Stech- zylinder	Überstau	kf t0 m/s	kf t10 m/s	kf t60 m/s	kf t120 m/s	kf t240 m/s
Komp 5	1	0,9	1,43E-04	1,46E-04	1,64E-04	1,89E-04	2,26E-04
	2	0,9	3,40E-04	3,38E-04	3,60E-04	3,81E-04	3,75E-04
	3	0,9	9,74E-04	9,62E-04	9,62E-04	9,62E-04	9,37E-04
	4	0,9	1,87E-04	1,87E-04	1,89E-04	1,92E-04	2,28E-04
	5	0,9	1,22E-03	1,18E-03	1,18E-03	1,18E-03	1,18E-03
Komp 8	1	0,5	7,35E-04	7,47E-04	7,60E-04	7,65E-04	7,83E-04
	2	0,5	1,78E-03	1,73E-03	1,69E-03	1,69E-03	1,64E-03
	3	0,5	1,34E-03	1,37E-03	1,46E-03	1,48E-03	1,51E-03
	4	0,5	1,29E-03	1,25E-03	1,30E-03	1,34E-03	1,40E-03
	5	0,5	8,38E-04	8,71E-04	8,17E-04	8,27E-04	8,22E-04
Null DRI	1	1	8,12E-04		8,22E-04	8,02E-04	8,12E-04
	2	1	1,76E-04		1,76E-04	1,76E-04	1,73E-04
	3	1	5,93E-04		5,87E-04	5,82E-04	5,87E-04
	4	1	3,94E-04		3,78E-04	3,76E-04	3,74E-04
	5	1	1,33E-04		1,33E-04	1,32E-04	1,32E-04
Null 3	1	1	5,26E-04	5,10E-04	5,10E-04	5,18E-04	5,14E-04
	2	1	9,40E-04	7,92E-04	7,92E-04	7,92E-04	7,83E-04
	3	1	3,96E-04	3,80E-04	3,87E-04	3,92E-04	3,94E-04
	4	1	4,98E-04	5,14E-04	5,35E-04	5,22E-04	5,02E-04
	5	1	7,56E-04	5,02E-04	4,91E-04	4,91E-04	4,84E-04
Null 6	1	0,8	3,36E-05	3,29E-05	3,95E-05	4,30E-05	5,19E-05
	2	0,8	4,92E-04	4,86E-04	4,37E-04	4,52E-04	4,44E-04
	3	0,8	3,15E-04	2,94E-04	2,74E-04	2,51E-04	2,43E-04
	4	0,8	2,28E-04	2,20E-04	2,36E-04	2,45E-04	2,45E-04
	5	0,8	4,66E-05	5,00E-05	4,93E-05	4,83E-05	4,49E-05

Anhang 5: organischer Kohlenstoff in %

Probe	organischer Kohlenstoff in %
HK DRI	2,85
HK 1	3,77
HK 2	4,38
HK 3	4,10
HK 4	3,84
HK 5	3,51
HK 6	4,20
HK 7	2,87
HK 8	2,80
HK 9	3,43
HK 10	2,46
HK 11	4,46
HK 12	4,64
HK 13	3,57
HK 14	2,86
HK 15	3,96
KOMP DRI	3,49
KOMP 1	6,42

Probe	organischer Kohlenstoff in %
KOMP 2	3,44
KOMP 3	5,43
KOMP 4	4,38
KOMP 5	5,07
KOMP 6	6,10
KOMP 7	4,76
KOMP 8	4,45
KOMP 9	3,93
KOMP 10	2,62
KOMP 11	2,47
KOMP 12	5,02
KOMP 13	4,98
KOMP 14	4,79
KOMP 15	3,17
NULL DRI	1,80
NULL 1	1,87
NULL 2	1,82
NULL 3	1,62
NULL 4	2,08
NULL 5	2,12
NULL 6	2,04
NULL 7	2,55
NULL 8	1,92
NULL 9	2,16
NULL 10	1,87
NULL 11	2,39
NULL 12	2,53
NULL 13	2,24
NULL 14	1,92
NULL 15	2,22

Anhang 6: organischer Kohlenstoff nach Tiefe

Fläche	Tiefe cm	organischer Kohlenstoff in %
Holzkohlefläche Oberhang	0-3	4,23
	3-6	2,13
	6-9	1,44
	9-12	1,28
Holzkohlefläche Unterhang	0-3	3,86
	3-6	2,86
	6-9	1,67
	9-12	1,20
Holzkohle- Kompostfläche Oberhang	0-3	5,03
	3-6	2,37
	6-9	1,73
	9-12	1,30

Fläche	Tiefe cm	organischer Kohlenstoff in %
Holzkohle-Kompostfläche Unterhang	0-3	6,33
	3-6	3,33
	6-9	2,02
	9-12	1,37
Referenzfläche Oberhang	0-3	1,86
	3-6	1,74
	6-9	0,98
	9-12	0,79
Referenzfläche Unterhang	0-3	2,38
	3-6	1,39
	6-9	0,93
	9-12	0,75

Anhang 7: Wasserrückhaltevermögen

Probe	-30 hPa %TM	-60 hPa %TM	-100 hPa %TM	-300 hPa %TM	-7000 hPa %TM
HK DRI /1	44,99	42,73	40,87	23,58	8,84
HK DRI /2	44,84	42,09	40,25	23,54	8,88
HK1/1	46,03	43,20	41,60	26,56	9,13
HK1/2	45,78	44,02	41,31	27,32	9,93
HK2/1	47,75	42,38	41,71	26,14	11,64
HK2/2	47,11	41,52	40,76	25,64	11,03
HK3/1	51,24	43,38	43,03	27,52	13,52
HK3/2	51,50	42,72	43,63	27,06	10,37
HK4/1	51,03	40,97	42,19	25,94	8,15
HK4/2	49,39	42,27	41,66	25,84	10,99
HK5/1	55,18	49,61	41,94	25,38	12,73
HK5/2	55,08	50,51	41,38	26,06	12,85
HK6/1	54,82	49,95	41,18	26,80	14,06
HK6/2	52,49	49,04	43,49	26,62	13,30
HK7/1	52,14	43,22	43,44	19,00	8,63
HK7/2	52,49	42,37	41,66	19,32	9,32
HK8/1	52,85	43,29	43,25	21,26	9,69
HK8/2	53,21	42,92	44,02	21,20	10,25
HK9/1	52,96	46,95	40,77	22,17	9,98
HK9/2	55,24	46,59	39,70	22,13	9,98
HK10/1	45,18	42,05	38,71	23,92	9,10
HK10/2	46,28	42,60	40,10	24,01	9,58
HK11/1	53,13	45,69	45,65	37,32	12,15
HK11/2	53,31	44,16	45,09	26,64	11,89
HK12/1	55,57	45,79	46,35	27,27	12,17
HK12/2	53,70	45,81	47,02	37,86	12,22
HK13/1	55,73	53,07	42,02	19,65	9,23
HK13/2	56,24	52,30	40,38	19,94	9,08

Probe	-30 hPa %TM	-60 hPa %TM	-100 hPa %TM	-300 hPa %TM	-7000 hPa %TM
HK14/1	54,97	53,78	41,54	21,74	8,86
HK14/2	56,18	50,76	41,58	21,62	8,21
HK15/1	51,68	43,95	47,93	26,34	10,64
HK15/2	51,20	44,70	47,90	36,00	10,88
komp DRI/1	56,99	43,76	48,71	27,86	15,01
Komp DRI/2	58,88	44,94	50,99	28,49	16,36
Komp1/1	57,86	52,79	47,76	30,51	19,33
Komp1/2	58,08	53,22	51,51	30,66	17,03
Komp2/1	64,56	54,60	45,27	27,42	15,14
Komp2/2	65,18	53,97	44,50	27,20	14,35
Komp3/1	69,24	50,37	54,72	30,76	17,56
Komp3/2	67,55	50,37	56,23	32,03	17,91
Komp4/1	65,73	44,64	51,31	27,59	14,29
Komp4/2	64,53	45,75	50,56	27,19	15,08
Komp 5/1	70,02	58,13	51,14	29,38	16,05
Komp5/2	68,23	58,84	48,27	29,37	14,33
Komp6/1	68,00	62,10	48,76	27,10	13,70
Komp6/2	63,95	64,00	48,27	27,06	13,73
komp7/1	64,26	61,65	54,35	28,42	13,35
Komp7/2	65,07	62,54	55,67	28,61	13,74
Komp8/1	66,59	60,18	51,49	28,61	14,77
Komp8/2	64,44	60,74	49,69	28,71	14,13
Komp9/1	60,93	58,05	49,32	32,16	14,50
Komp9/2	61,00	55,17	49,10	32,27	15,75
Komp10/1	51,45	40,92	47,40	25,28	11,39
Komp10/2	51,81	40,51	48,57	24,67	11,93
Komp11/1	57,02	39,83	46,87	24,51	37,13
Komp11/2	54,93	39,24	47,06	23,90	13,69
Komp12/1	66,25	58,48	54,04	27,70	15,36
Komp12/2	63,73	61,74	53,07	27,47	14,75
Komp13/1	73,09	67,73	62,37	29,66	17,76
Komp13/2	91,55	65,62	54,70	29,25	18,21
Komp14/1	62,07	44,74	57,55	26,18	15,49
Komp14/2	63,23	45,21	56,20	26,02	15,24
Komp15/1	57,27	42,62	54,39	25,47	13,82
Komp15/2	57,78	41,98	54,48	25,04	14,12
Null DRI/1	54,71	37,24	45,36	20,92	8,92
Null DRI/2	55,60	36,72	46,18	21,15	8,81
Null1/1	52,87	38,68	46,53	21,70	9,16
Nul1/2	51,85	38,27	45,37	21,42	9,16
Null2/1	44,08	37,82	40,28	31,54	9,12
Null2/2	45,17	38,85	40,21	32,02	9,32
Null3/1	50,94	35,20	40,28	29,38	8,40
Null3/2	47,12	37,31	40,74	19,08	8,23

Probe	-30 hPa %TM	-60 hPa %TM	-100 hPa %TM	-300 hPa %TM	-7000 hPa %TM
Null4/1	58,31	53,94	41,98	19,37	8,52
Null4/2	57,86	53,61	41,44	20,02	8,45
Null5/1	55,95	52,52	41,56	19,47	8,04
Null5/2	55,01	49,65	37,76	18,99	8,00
Null6/1	49,18	40,44	42,84	21,43	8,82
Null6/2	47,57	40,82	41,04	21,92	9,15
Null7/1	57,85	43,64	48,43	21,38	12,09
Null7/2	59,23	45,20	46,49	21,11	12,27
Null8/1	49,71	43,02	49,02	18,92	9,60
Null8/2	52,19	45,82	49,47	19,33	9,37
Null9/1	50,64	41,95	48,20	22,29	10,96
Null9/2	48,07	40,47	45,97	22,23	10,64
Null10/1	55,11	50,27	45,15	20,74	9,47
Null10/2	58,52	52,56	47,16	21,02	9,49
Null11/1	50,56	46,33	41,87	26,67	12,81
Null11/2	50,51	46,29	41,52	26,66	11,31
Null12/1	45,77	39,15	40,33	23,97	9,42
Null12/2	45,94	39,01	41,03	32,10	9,42
Null13/1	50,43	39,45	43,80	23,53	9,99
Null13/2	46,85	39,83	43,60	24,32	10,23
Null14/1	49,04	46,27	41,08	25,48	10,83
Null14/2	48,63	45,34	43,68	26,81	10,90
Null15/1	50,44	47,00	42,18	24,25	9,39
Null15/2	49,16	46,88	39,37	23,80	9,30

Anhang 8: Wasserrückhaltevermögen der Referenzprobe Sand

Probe	-30hPa %TM	-60hPa %TM	-100hPa %TM	-300hPa %TM
1	26,85	21,80	12,96	2,78
2	26,51	16,21	13,70	2,68
3	26,55	17,70	15,93	2,72
4	26,89	16,61	14,34	3,03
5	26,96	19,92	18,78	2,28
6	26,90	18,51	18,00	2,15
7	27,92	26,65	16,86	1,91
8	26,97	26,61	16,04	2,51
9	27,85	20,22	21,11	1,49
10	27,23	19,84	22,83	2,00
11	27,63	24,44	8,72	1,92
12	27,41	22,99	7,25	1,83
13	26,81	18,31	18,22	2,81
14	27,28	18,10	21,88	2,11

Probe	-30hPa %TM	-60hPa %TM	-100hPa %TM	-300hPa %TM
15	26,43	26,54	20,75	2,21
16	25,98	25,67	20,58	3,10
17	26,60	18,61	24,92	2,17
18	25,16	20,77	25,83	2,14
19	22,53	25,83	17,54	2,01
20	26,24	25,65	14,34	2,35
21	27,65	19,50	18,12	1,10
22	27,22	21,69	19,54	1,09
23	28,03	27,37	26,73	2,42
24	28,37	27,62	23,43	2,25
25	25,78	26,61	22,78	2,36
26	26,56	26,63	18,97	2,80
27	27,44	21,71	22,37	1,40
28	26,95	15,92	25,85	1,10
29	27,27	28,34	26,85	2,24
30	26,76	28,68	26,41	2,14
31	26,92	16,76	26,59	2,10
32	28,59	20,92	26,49	2,16
33	27,15	20,78	26,59	2,37
34	27,52	22,46	27,33	2,63
35	26,81	16,00	25,83	2,16
36	27,09	23,10	25,29	2,30
37	27,26	26,96	19,77	2,33
38	27,66	27,77	23,81	2,56
39	28,44	20,94	19,71	2,16
40	27,21	23,40	19,92	2,39
41	26,79	23,31	25,90	2,09
42	26,65	22,68	26,26	2,23
43	27,38	27,60	23,87	2,17
44	26,21	26,34	22,05	2,31
45	27,73	22,74	24,82	2,25
46	27,61	23,50	24,83	2,50
47	27,65	27,04	23,54	2,34
48	27,02	27,47	23,20	2,61

Anhang 9: Wasserrückhaltevermögen der Referenzprobe Sand

Probe	-7000 hPa %TM
1	0,89
2	0,87
3	0,86
4	1,01
5	0,38
6	0,51
7	0,53
8	0,58
9	0,59
10	0,57
11	0,53
12	0,61
13	0,63
14	0,59
15	0,66
16	0,60
17	0,78
18	0,72
19	0,61
20	0,62

Anhang 10: Korngrößenverteilung

	Ton	Schluff			Sand			Kies*
		fein	mittel	grob	fein	mittel	grob	
in µm	<2	2-6.3	6-20	20-63	63-200	200-630	630-2000	>2000
Holzkohle	14.67	5.10	5.22	17.61	36.79	9.41	11.20	16.06
Holzkohle- Kompost	19.59	6.32	6.85	19.92	30.54	8.26	8.52	17.14
Referenzfläche	13.00	4.89	6.09	17.56	35.04	10.38	13.04	30.41

Anhang 11: geographische Koordinaten der Proben

X	Y	Probe
15.722901039	48.742353972	HK_1
15.722638168	48.742273736	HK_10
15.722668526	48.742249097	HK_11
15.722552016	48.742166972	Hk_12
15.722944038	48.742469978	HK_13
15.722843036	48.742369981	Hk_14
15.722740022	48.74225297	Hk_15
15.722831972	48.74225297	HK_2
15.722718984	48.74220402	HK_3
15.72268202	48.742144005	HK_4
15.72261597	48.742166972	HK_5
15.722691994	48.742211983	HK_6
15.722868188	48.742444672	HK_7
15.722754929	48.742403863	HK_8
15.722752594	48.742364594	HK_9
15.722856028	48.742497973	HK_a
15.722545981	48.742183987	Hk_b
15.722677996	48.742084997	HK_c
15.722991982	48.742408035	HK_d
15.722768018	48.742321031	HK_DRI
15.72315501	48.742161021	Komp_1
15.722974967	48.742309967	Komp_10
15.722883018	48.742219023	Komp_11
15.722971028	48.742187005	Komp_12
15.722890981	48.742148029	Komp_13
15.722803976	48.742040992	Komp_14
15.722777992	48.742109975	Komp_15
15.723030958	48.742147023	Komp_2
15.723044034	48.742088014	Komp_3
15.723012015	48.742063958	Komp_4
15.722945966	48.742044009	Komp_5
15.722942026	48.742022971	Komp_6
15.722847981	48.742002016	Komp_7
15.723067001	48.742248025	Komp_8
15.72302903	48.742285995	Komp_9
15.723016039	48.742390014	Komp_a
15.722702974	48.742063036	Komp_b
15.722897958	48.741941983	Komp_c
15.723217959	48.742183987	Komp_d
15.722940015	48.742135037	Komp_DRI
15.722530978	48.742357995	Nul_5
15.722796014	48.742546001	Null_1
15.722530978	48.742427984	Null_10
15.722511029	48.742471989	Null_11
15.722620999	48.742533009	Null_12
15.722598033	48.742553964	Null_13
15.722645978	48.742624959	Null_14
15.72271999	48.742592018	Null_15
15.722669028	48.742537033	Null_2
15.722639021	48.74243997	Null_3
15.722614964	48.742402	Null_4

15.722536007	48.742302004	Null_6
15.722416984	48.742267974	Null_7
15.722470041	48.742363025	Null_8
15.722440034	48.742388003	Null_9
15.722656036	48.742643986	Null_a
15.722338026	48.742351038	Null_b
15.722513041	48.742205026	Null_c
15.722810011	48.742523035	Null_d
15.722561991	48.74245204	Null_DR

13 Curriculum Vitae

Persönliche Daten

Name: Angela Hudribusch
Adresse: Dreyhausenstr. 10/15a, 1140 Wien
Email: angela.hudribusch@gmail.com
Staatangehörigkeit: österreichisch
Geburtsdatum/-ort: 27.02.1984/ Wien

Ausbildung

10/2004 – heute Diplomstudium Theoretische/Angewandte Geographie, Schwerpunktfach: Landschaftsökologie und Naturraumanalyse, Universität Wien
10/2003 – 10/2004 Studium der Betriebswirtschaftlehre, Wirtschaftsuniversität Wien
06/2003 Matura, BG/BRG Keimgasse, Mödling
09/1994 – 06/2003 BG/BRG Keimgasse, Mödling
09/1990 – 06/1994 VS Rosseggergasse, Perchtoldsdorf

Berufserfahrung

02/2012 – 07/2012 Projektmitarbeiterin des Arbeitsbereichs Physiogeographisches Labor
10/2009 – 01/2011 Studienassistentin für den Arbeitsbereich Physiogeographisches Labor
06/2009 – 03/2010 lithologische Aufnahme einer Gasleitungskünette im Auftrag der Geologischen Bundesanstalt

Auslandsaufenthalt

01/2011 – 06/2011 Erasmus Studienaufenthalt an der Universität Oslo, Norwegen

Wien, November 2012