



LfL

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft

Festlegung von Kohlenstoff in Streuobstwiesen des Alpenvorlands



Schriftenreihe

Nummer 01

2022

ISSN 1611-4159

Impressum

Herausgeber: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL)
Vöttinger Straße 38, 85354 Freising-Weihenstephan
Internet: www.LfL.bayern.de

Redaktion: Institut für Ökologischen Landbau, Bodenkultur und Ressourcenschutz
Lange Point 12, 85354 Freising-Weihenstephan
E-Mail: Agraroeekologie@LfL.bayern.de
Telefon: 08161 8640-3640

1. Auflage: Februar 2022

Druck: Erscheint nur online als Download-PDF

Schutzgebühr: 0,00 Euro

© LfL, alle Rechte beim Herausgeber

Festlegung von Kohlenstoff in Streuobstwiesen des Alpenvorlands

**Elron Wiedermann, Rico Hübner,
Stefan Kilian, Martin Wiesmeier**

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Inhaltsverzeichnis	4
Abbildungsverzeichnis.....	5
Tabellenverzeichnis	6
Abkürzungsverzeichnis	7
Zusammenfassung	8
1 Einleitung.....	9
2 Stand des Wissens	11
2.1 Agroforstsysteme	11
2.2 Streuobstwiesen	14
3 Material und Methoden	18
3.1 Standort.....	18
3.2 Versuchsflächen.....	18
3.3 Bestimmung des Kohlenstoffvorrats in der Gehölzbiomasse.....	23
3.4 Bestimmung des Kohlenstoffvorrats des Bodens	25
3.5 Statistische Auswertung.....	28
4 Ergebnisse.....	29
4.1 Kohlenstoffvorrat der Gehölzbiomasse	29
4.2 Einfluss der Obstbäume auf die Bodenparameter	30
4.3 Gesamt-Kohlenstoffvorrat der Streuobstflächen	41
4.4 Einfluss der Orientierung der Beprobung auf die Bodenparameter	43
5 Diskussion.....	45
5.1 Methodik der Biomasseschätzung	45
5.2 Methodik der Bodenbeprobung	46
5.3 Einfluss der Orientierung der Beprobung auf die Bodenparameter	47
5.4 Kohlenstoffvorrat der Gehölzbiomasse	47
5.5 Einfluss der Obstbäume auf Bodenparameter	49
5.6 Gesamt-Kohlenstoffvorrat von Streuobstwiesen.....	52
6 Fazit.....	55
7 Ausblick	56
Literaturverzeichnis	57

Abbildungsverzeichnis

Seite

Abbildung 1: Wild-Apfel (<i>Malus sylvestris</i>) in Unterbergen, Kärnten, 530 m über NN auf Kalk-Schutttrendzina, Seitenansicht (oben), Draufsicht der Baumwurzeln (unten) (Kutschera & Lichtenegger 2013).....	16
Abbildung 2: Luftbild der Streuobstwiese S1	19
Abbildung 3: Luftbild der Streuobstwiese S2	20
Abbildung 4: Luftbild der Streuobstwiese S3	21
Abbildung 5: Luftbild der Streuobstwiese S4	22
Abbildung 6: Luftbild der Streuobstwiese S5	23
Abbildung 7: Messinstrumente für die Erhebung der Werte zur allometrischen Bestimmung der oberirdischen Gehölzbiomasse: Baumhöhenmesser Vertex IV (links), Transponder T3 (mittig), Messung der Baumkrone (rechts).....	23
Abbildung 8: Beprobungsdesign zur Untersuchung des Einflusses der Bäume auf die Bodenparameter in 1,5 m (S) und 3 m (M) Entfernung vom Stammfuß sowie einem Messpunkt in 1 m (L) außerhalb der Baumkrone, jeweils in nordöstlicher Richtung.....	26
Abbildung 9: Anwendung des Beprobungsdesigns an einem Baum mit Rammkernsonde (links und rechts oben). Entnommener Bodenkern mit einer Mächtigkeit von 50 cm (rechts unten).	26
Abbildung 10: Beprobungsdesign zur Untersuchung des Einflusses der Ausrichtung der Beprobung auf die Bodenparameter in 1,5 m (S) und 3 m (M) Entfernung vom Stammfuß sowie einem Messpunkt in 1 m (L) außerhalb der Baumkrone, jeweils in nördlicher, östlicher, südlicher und westlicher Ausrichtung.....	27
Abbildung 11: Arithmetisches Mittel \pm Standardabweichung der LD (links) und dem pH-Wert (rechts) in Abhängigkeit der Bodentiefe (0–10, 10–30, 30–50 cm) für Streuobst- und Referenzfläche aller Standorte	33
Abbildung 12: Arithmetisches Mittel \pm Standardabweichung des C_{org} -Gehalts (links) und N_t -Gehalts (rechts) in Abhängigkeit der Bodentiefe (0–10, 10–30, 30–50 cm) für Streuobst- und Referenzfläche aller Standorte.....	35
Abbildung 13: Arithmetisches Mittel des C_{org} -Vorrats (links) und N_t -Vorrats (rechts) der Streuobstflächen S1-S5 in Abhängigkeit der Distanz (S, M, L) zum Stammfuß mit dazugehöriger Standardabweichung einer Bodentiefe von 0–50 cm.	41
Abbildung 14: Mittlere C_{ges} -Vorräte (C -Vorräte der Gehölzbiomasse und C_{org} -Vorräte bis 50 cm Tiefe) der Streuobstflächen S1–S5 und Referenzflächen R1–R5 ...	42
Abbildung 15: C -Vorräte der Landnutzungssysteme Ackerland, Dauergrünland, Wald und Streuobstwiese in Bayern (Daten für Ackerland, Dauergrünland und Wald aus Wiesmeier et al. (2014) und Schulz & Klein (2011))	54

Tabellenverzeichnis

Seite

Tabelle 1: Flächengröße, Anzahl der Bäume, Mittlere Höhe, BHD, Kronenradius, C-Gehalt je Baum, C-Gehalt je Fläche und der C-Gehalt je Hektar für die Versuchsflächen S1–S5 sowie die Mittelwerte aller Flächen.....	30
Tabelle 2: Pearson Korrelationskoeffizienten der Variablen Höhe, BHD und Kronenradius, n = 60	30
Tabelle 3: Pearson Korrelations-Koeffizienten der Variablen pH-Wert, LD, C _{org} und N _t , n = 180	31
Tabelle 4: Arithmetisches Mittel ± Standardabweichung von LD, pH-Wert, C _{tot} -, C _{anorg} -, C _{org} , N _t -Gehalt und C _{org} /N _t -Verhältnis der Streuobstflächen S1–S5 und Referenzflächen R1–R5, unterteilt nach der Bodentiefe (0–10, 10–30, 30–50 cm) und der Distanz (S, M, L).....	37
Tabelle 5: C-Vorräte der Gehölzbiomasse und C _{org} -Vorräte (bis 50 cm Tiefe) der Streuobstflächen und Referenzflächen (Mittelwerte ± Standardabweichung)	42
Tabelle 6: LD, pH-Wert, C _{tot} -, C _{anorg} -, C _{org} , N _t -Gehalt und C _{org} /N _t -Verhältnis in 0–10 cm Bodentiefe der Streuobstflächen S1 und S5, unterteilt nach der Ausrichtung (N, O, S, W) und der Distanz (S, M, L) (Mittelwerte ± Standardabweichung).....	44

Abkürzungsverzeichnis

AFS	Agroforstsystem
BHD	Brusthöhdurchmesser
C	Kohlenstoff
C _{anorg}	Anorganischer Bodenkohlenstoff
C _{org}	Organischer Bodenkohlenstoff
C _{tot}	Gesamt-Bodenkohlenstoff (organischer und anorganischer Bodenkohlenstoff)
C _{ges}	Gesamt-Kohlenstoff (Organischer Bodenkohlenstoff und Kohlenstoff in der Gehölzbiomasse)
CO ₂	Kohlendioxid
eq	Äquivalente
Gt	Gigatonne
GV	Großvieheinheit
LD	Lagerungsdichte
N _t	Gesamt-Stickstoff
R	Referenzfläche (Grünland)
S	Streuobstfläche
THG	Treibhausgas

Zusammenfassung

Agroforstsysteme können durch die Bindung von Kohlenstoff (C) in der Gehölzbiomasse sowie dem Aufbau von Bodenkohlenstoff (C_{org}) einen wichtigen Beitrag zum Klimaschutz leisten. Streuobstwiesen stellen dabei ein traditionelles Agroforstsystem in Deutschland dar und zeichnen sich durch eine hohe Diversität bezüglich Sorte, Art und Alter der Hochstamm-Obstbäume aus. Zwischen den im lockeren Abstand gepflanzten Bäumen kann die Fläche dabei als Acker, Weide oder für die Grünfütterproduktion genutzt werden. Im Zuge des technischen Fortschritts der Landwirtschaft geriet diese Landnutzungsform zunehmend aus wirtschaftlicher und agrarpolitischer Sicht ins Abseits, resultierend in einem kontinuierlichen Rückgang der Streuobstbestände. Neben der Bewahrung der wertvollen kulturellen und ökologischen Leistungen der verbliebenen Streuobstflächen, rückt deren Potential als Klimaschutzinstrument zunehmend in den Fokus des wissenschaftlichen und politischen Interesses. Bisher existieren zur C-Sequestrierungsleistung von Streuobstwiesen allerdings kaum belastbare Studien.

Ziel der vorliegenden Studie war es, die ober- und unterirdischen C-Vorräte traditioneller Streuobstwiesen des Alpenvorlandes in Bayern zu quantifizieren. Dazu wurde der C-Vorrat in der Gehölzbiomasse von fünf Streuobstflächen allometrisch bestimmt. Für die Bestimmung der C_{org} -Vorräte im Boden wurden auf fünf Untersuchungsflächen an jeweils drei repräsentativen Bäumen mit einer Rammkernsonde Bodenproben bis zu einer Tiefe von 50 cm entnommen und die C_{org} -Vorräte für die Tiefenstufen 0–10, 10–30 und 30–50 cm ermittelt. Zusätzlich fand eine explorative Bodenbeprobung der obersten 10 cm des Bodens in vier Himmelsrichtungen statt, um einen möglichen Einfluss der Exposition im Gelände auf den C_{org} -Vorrat festzustellen.

Die untersuchten Streuobstflächen unterschieden sich hinsichtlich des C_{org} -Vorrats statistisch nicht signifikant von den baumlosen Referenzflächen. Bezogen auf die Gehölzbiomasse fand jedoch eine zusätzliche Fixierung von rund $21,2 \text{ t C ha}^{-1}$ statt. Hieraus lässt sich eine C-Sequestrierungsleistung von $0,4 \text{ t C ha a}^{-1}$ ableiten. Über ihren Beitrag zur Kulturlandschaft und Biodiversität leisten Streuobstwiesen daher nachweislich einen wertvollen Beitrag zum Klimaschutz, was auch zukünftig eine finanzielle und ideelle Förderung durch die öffentliche Hand zur Erhaltung der Streuobstflächen rechtfertigt. Die Honorierung der Klimaschutzleistung könnte dazu beitragen, einem weiteren Rückgang der verbliebenen Streuobstwiesen im Alpenvorland entgegenzuwirken.

1 Einleitung

Agroforstsysteme integrieren sowohl land- als auch forstwirtschaftliche Praktiken und ermöglichen multifunktionale Nutzungen der Gehölzkulturen zur gleichzeitigen Lebensmittel-, Futter- oder Energieerzeugung. Sie vereinen nicht nur eine Reihe agrarökologischer Vorteile, sondern erlangen nun auch als mögliche Kohlenstoffsenke eine besondere Relevanz für den Klimaschutz.

Obwohl der Begriff Agroforstwirtschaft erst seit den 80er Jahren in der Wissenschaft gebraucht wird (Ramachandran Nair 1985), wird diese Art der Landnutzung bereits seit Jahrhunderten praktiziert. In Deutschland, wo neben den „Streuobstwiesen“ als bedeutsamsten Agroforstsystem auch Streuobstäcker, die Haaglandschaften im Miesbacher Raum, Hutewälder in den Mittelgebirgslagen, das Zeidlerwesen in Franken, die Knicklandschaft in Norddeutschland oder der Spreewald zu traditionellen agroforstlichen Praktiken gehören, wurden ganze Kulturlandschaften durch Agroforstsysteme geprägt.

Streuobstwiesen sind gekennzeichnet durch unregelmäßig oder in Reihe gepflanzte Hochstamm- und großwüchsige Obstbäume. Die Fläche dazwischen wird als Wiese oder Weide, temporär auch als Acker genutzt. Traditionelle Streuobstwiesen besitzen aufgrund ihrer sehr hohen Vielfalt in Sorte, Art und Bestandsalter einen hohen Stellenwert im Arten-, Biotop- und Kulturlandschaftsschutz. Seit den 1950er Jahren ist jedoch ein stetiger Rückgang der Streuobstwiesen zu beobachten. Streuobstwiesen wurden zu Gunsten der Umstellung auf den Erwerbsobstbau mit Mittel- und Niederstammlantagen zunehmend gerodet und im Rahmen der Flurbereinigung entfernt. Die Baumpflege erfordert einen hohen manuellen Arbeitsaufwand, der ökonomisch lange Zeit kaum mehr rentabel war. Mangelnde Pflege der Streuobstanlagen und die allmähliche Vergreisung der Bäume führte zu einem weiteren Rückgang dieser traditionellen Landnutzungsform (Schrapp et al. 2020). Allein zwischen 1955 und 2013 reduzierte sich die Fläche der Streuobstwiesen in Deutschland um 80% (Kilian 2013). Der Wert von Streuobstwiesen für die Biodiversität und Sortenvielfalt, das Landschaftsbild und den Tourismus als Teil des kulturellen Erbes in Deutschland ist jedoch unbestritten. Die Politik sowie die verschiedenen Akteure der Landnutzung und des Naturschutzes steuern aktuell wieder gegen einen weiteren Rückgang der Streuobstflächen in Deutschland an. In Anbetracht der stärkeren Förderung klimaschonender Landwirtschaftspraktiken im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU (GAP), bieten Streuobstbestände möglicherweise sehr effiziente Entlastungspotentiale für den Klimaschutz. Typisch für agroforstliche Systeme werden auch im Landnutzungssystem Streuobstwiese die Vorteilswirkungen der Kohlenstoffbindung von Bäumen mit einem hohen und langfristigen Biomasseaufkommen und Grünland mit hohen unterirdischen C-Speicherpotentialen kombiniert.

Der Klimawandel zeigt messbare Effekte für die Land- und Forstwirtschaft in Deutschland. So führt der Anstieg der bodennahen Lufttemperaturen zu einem früheren Beginn der Vegetationsperiode und steigert damit die Anfälligkeit gegenüber Spätfrösten (Luedeling et al. 2009). Auch findet eine räumliche Verschiebung der Niederschläge innerhalb Deutschlands statt, wodurch einige Regionen für die Landwirtschaft zu trocken für die dort bisher etablierten Anbauformen und Fruchtfolgen werden. Dazu kommen häufiger auftretende Extremwetterereignisse, Unwetter und Hagel. Die hierfür ursächlichen anthropogenen Treibhausgasemissionen stammen neben der Verbrennung

fossiler Energieträger mit rund 21% auch aus Landnutzungsänderungen und der Agrarproduktion (Tubiello et al. 2015).

Durch geeignete Anpassungsstrategien enthält die Land- und Forstwirtschaft jedoch auch das Potential Treibhausgase (THG) einzusparen bzw. sogar zusätzlich zu binden (Sequestrierung). Der Weltklimarat (International Panel on Climate Change – IPCC) verweist auf die Möglichkeiten der langfristigen Sequestrierung von CO₂ aus der Atmosphäre durch eine konsequente Anwendung klimaschonender Bewirtschaftungssysteme (IPCC 2019). Agroforstsysteme sind in der Lage, C langfristig sowohl in der ober- und unterirdischen Gehölzbiomasse als auch im Boden festzulegen (Ramachandran Nair et al. 2010, De Stefano & Jacobson 2018). Das IPCC bewertet das sog. Klimawandel-Minderungspotenzial von Agroforstsystemen als „hoch“. Studien in diesem Bericht zeigen eine potenzielle Minderung von 0,1–5,7 Gt CO₂-eq a⁻¹ in der Atmosphäre (IPCC 2019).

Nach Scharlemann et al. (2014) liegt der weltweite C-Vorrat in der Atmosphäre bei 750 Gt. Weitere 660 Gt sind in Form von Biomasse in der Biosphäre enthalten. Diese stellt mit 2.500 Gt C den größten C-Pool in der terrestrischen Biosphäre dar. Davon liegen 1.500 Gt im Boden als organischer Kohlenstoff (C_{org}) vor (Scharlemann et al. 2014). Unter C_{org} versteht man dabei die Gesamtheit des Kohlenstoffs, der in der toten organischen Bodensubstanz (Humus) gebunden ist (Amelung et al. 2018). Abgestorbene oberirdische Pflanzenteile gelangen hierfür als Streu auf den Boden, wo sie von Bodenlebewesen zersetzt und in den Boden eingearbeitet werden. Unterirdisch gelangt C über Wurzeln und die Abgabe von Wurzelexsudaten in den Boden. Die organische Substanz kann dabei in vielen verschiedenen Formen und Abbaugraden im Boden zugleich vorliegen z.B. entweder frisch in Form von Ernterückständen oder als mikrobiell umgewandelte Bestandteile. Die organische Substanz dient als Nährstoff- und Energiequelle für Bodenorganismen und wird dabei sukzessive von ihnen abgebaut. Der C_{org} wird von den Organismen entweder in neue Biomasse eingebaut oder unter CO₂-Freisetzung veratmet und gelangt zurück in die Atmosphäre. Ob und wie schnell diese Verbindungen abgebaut werden hängt dabei zum einen von der chemischen Abbaubarkeit der C-Verbindungen ab (Recous et al. 2008), zum anderen wird ein relativ geringer Anteil der eingetragenen organischen Substanz aufgrund verschiedener Stabilisierungsprozesse (z.B. durch Einschluss in Bodenaggregate oder Bindung an Tonminerale) gegenüber dem mikrobiellen Abbau geschützt (von Lützw et al. 2006, Dungait et al. 2012).

Langfristig stellt sich ein Fließgleichgewicht aus dem C-Eintrag (Bestandsabfall, Ernterückstände, Wurzeln, Wurzelexsudate und organische Dünger) und dem Abbau der organischen Substanz im Boden ein. Dieses Fließgleichgewicht kann durch Klimaveränderungen oder veränderte Bewirtschaftung beeinflusst werden (Wiesmeier et al. 2014, IPCC 2019). Ein Aufbau von C_{org} kann insbesondere in landwirtschaftlich genutzten Böden über verbesserte Fruchtfolgen, Zwischenfrüchte, Mischkulturen und Untersaaten, Dauerkulturen, tiefwurzelnenden Kulturen, optimierte Grünlandbewirtschaftung, Pflanzenkohle und Agroforstsysteme erreicht werden (Singh et al. 2018, Wiesmeier et al. 2020). Er trägt nicht nur zum Klimaschutz bei, sondern wirkt sich positiv auf zahlreiche zentrale Bodenfunktionen aus wie eine verbesserte Wasserinfiltration und Wasserspeicherkapazität, eine erhöhte Nährstoffspeicherung und -nachlieferung, eine verminderte Erosion und eine erhöhte Ertragsstabilität (Lal 2016).

Die Menge an sequestriertem C im Nutzungssystem Streuobstwiese lässt sich aus dem C-Vorrat der Gehölzbiomasse und des Bodens ableiten. In der vorliegenden Studie wurden hierfür drei Teiluntersuchungen durchgeführt: Im ersten Teil fand eine allometrische

Bestimmung der Gehölzbiomasse statt, woraus der C-Vorrat berechnet wurde. In der zweiten Teiluntersuchung wurden Bodenproben von den Streuobstflächen und den Referenzflächen auf baumfreiem Grünland entnommen. Verschiedene Bodenparameter wurden im Labor analysiert, um einen möglichen Effekt der Streuobstbäume auf den Boden und den C-Vorrat festzustellen. Im dritten Teil sollte anhand einer explorativen Beprobung überprüft werden, inwiefern die Exposition einen Einfluss auf die untersuchten Werte hat.

Das C-Speicherpotenzial von Streuobstwiesen fand in der Diskussion um den Erhalt der Streuobstwiesen bisher kaum Beachtung. Auch die Wissenschaft liefert bislang kaum belastbare Zahlen hierfür. Ziel dieser Studie war es daher, für ausgewählte Streuobstbestände im Alpenvorland Bayerns – eine Region mit substantiellen Streuobstflächen innerhalb Europas – das Potenzial der C-Sequestrierung von Streuobstwiesen zu ermitteln. Daraus soll die Bedeutung für den Erhalt und den Ausbau der Streuobstflächen im Rahmen des Beitrags der Landwirtschaft zum Klimaschutz abgeleitet und sollen Argumentationshilfen für mögliche Förderanreize für Streuobstwiesen als Klimaschutzmaßnahme gegeben werden. Hierdurch könnte dem Rückgang dieser Landnutzungsform entgegengewirkt werden.

2 Stand des Wissens

2.1 Agroforstsysteme

2.1.1 Definition und agrarökologische Vorteilswirkungen

Agroforstsysteme (AFS) sind Landnutzungssysteme, bei denen Bäume in Kombination mit Landwirtschaft auf derselben Fläche angebaut werden. Die dynamische Verbindung beider Nutzungen erhöht dabei den sozialen, wirtschaftlichen und ökologischen Nutzen für Landnutzer auf allen Ebenen. Grundlegend können AFS nach ihrer Kombination von Gehölzen mit ackerbaulich genutzten Flächen („agrisilvocultural“) oder Beweidung von Wiesen mit Tieren („silvopastoral“) differenziert werden. Die Systeme können jedoch auch kombiniert werden zu einem „agrisilvopastoralem“ System (Böhm & Hübner 2020).

Verschiedene agrarökologische Vorteilswirkungen wie erhöhte Bodenfruchtbarkeit, Produktivität, Biodiversität und Resilienz sind umfangreich dokumentiert (Baveye et al. 2016, Lal 2016). AFS haben ein hohes Potential für den Klimaschutz und Klimaanpassung (Hübner 2021). Dieses liegt insbesondere in drei Bereichen: 1) temporär in der oberirdischen Biomasse, 2) unterirdisch im tiefreichenden Wurzelsystem und 3) durch die Anreicherung des Bodens mit C (Ramachandran Nair 2012, Lorenz & Lal 2014, De Stefano & Jacobson 2018, Shi et al. 2018, Ma et al. 2020). Darüber hinaus kann auch im vor- und nachgelagerten Bereich beispielsweise durch Einsparung von Mineraldünger oder Pflanzenschutzmitteln oder durch die gezielte Verwendung der Biomasse als Energieträger oder als Baumaterial, ein gewisser Klimaschutzeffekt erzielt werden (Hübner 2021).

Im Hinblick auf die C-Sequestrierung, also der zusätzlichen Bindung von atmosphärischem C im Boden, liegen die mittleren C-Sequestrierungsraten in den gemäßigten Breiten im Oberboden in 0-20 cm Tiefe ($0,21 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) etwas höher als im Unterboden in 20-40 cm Bodentiefe ($0,15 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) (Mayer et al. 2021). Windschutzhecken weisen besonders hohe C-Sequestrierungsraten in Ober- und Unterböden auf ($0,32$ bzw. $0,28 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), gefolgt von Alley-Cropping-Systemen ($0,26$ und $0,23 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und silvopastoralen Systemen ($-0,17$ und $-0,03 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$)

(Mayer et al. 2021). Über alle Klimazonen betrachtet stellten Shi et al. (2018) einen um 19% höheren C_{org} -Vorrat in AFS im Vergleich zu Acker- und Grünlandflächen fest. Hinsichtlich der Effizienz der C-Sequestrierung im Boden sind neben dem AFS-Typ auch die Baumart, Bodenparameter und die Klimazone relevant (Hübner et al. 2021, Mayer et al. 2021).

Hinsichtlich der Gehölzbiomasse liegt die festgelegte C-Menge deutlich höher. Ma et al. (2020) ermittelten in einer globalen Meta-Studie im Mittel eine zusätzliche C-Speicherung von $46,1 \text{ t ha}^{-1}$ in der Gehölzbiomasse im Vergleich zu vergleichbaren landwirtschaftlichen Flächen ohne Bäume. Die C-Sequestrierungsrate ergibt sich dabei aus dem jährlichen Biomassezuwachs.

2.1.2 Blattmasse

Der jährliche Laubfall der Bäume kann erheblich zum Bodennährstoffstatus des Standorts beitragen (Ramachandran Nair 2012, Morhart et al. 2016). Pardon et al. (2017) stellten im Bereich des Pflughorizonts, nicht nur einen signifikant höheren Gehalt an C_{org} fest, sondern auch höhere Gehalte an Stickstoff, Phosphor, Kalium, Magnesium und Natrium. Die Blattstreu führt zu einem erhöhten C-Gehalt des Bodens (Hoosbeek et al. 2018), wobei dieser Effekt von der Quantität als auch von der Qualität der Streu abhängig ist. Darüber hinaus ist die Windexposition bei der Verteilung des Laubfalls zu berücksichtigen, da Umlagerungsprozesse direkte und indirekte Auswirkungen auf den Nährstoffhaushalt des Standorts haben können (Hoosbeek et al. 2018).

2.1.3 Wurzelsystem

Die Abgabe von Wurzelexsudaten und das kontinuierliche Absterben von Feinwurzeln stellt einen Schlüsselfaktor für den Eintrag von C in den Boden dar (Upson et al. 2016). Im durchwurzelten Bereich fallen lignin- und suberinhaltige Wurzelreste an, welche nur schwer für Bodenorganismen abbaubar sind (Rasse et al. 2005, Recous et al. 2008). Darüber hinaus werden C-haltige Wurzelexsudate in die tiefreichende Rhizosphäre abgegeben. Aufgrund eines verminderten mikrobiellen Abbaus in tieferen Bodenbereichen (Amelung et al. 2018) kann folglich C auch im Unterboden akkumuliert werden (Sharro & Ismail 2004, Upson & Burgess 2013, Cardinael et al. 2017).

In einem agrisilvokulturellen AFS untersuchten Upson & Burgess (2013) die Wurzelverteilung von Pappeln und deren Einfluss auf den C-Vorrat im Boden. Die Menge des mit Feinwurzeln assoziierten C war in einer Bodentiefe von 1,5 m auf der untersuchten Agroforstfläche um 80% höher als auf der Referenzfläche. Dabei fiel in einer Bodentiefe von 0,9–1,5 m die Feinwurzelmasse im AFS deutlich höher aus, verglichen zur Referenzfläche. Im oberen Bodenhorizont konnten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden, was auf die Konkurrenz zu den Wurzeln der Ackerkulturen und die Bodenbearbeitung zurückzuführen war. Cardinael et al. (2015a) untersuchten die Verteilung der Wurzeln von hybriden Walnussbäumen eines agrisilvokulturellen AFS mit (überwiegend) Durum-Weizen in der Fruchtfolge mit dem eines Forstbestandes Reinbestandes der gleichen Baumart und natürlicher Unterwuchs in Süd-Frankreich. Dabei zeigte sich eine geringere Wurzelmasse in einer Bodentiefe von 50 cm im AFS verglichen zum Wald, mit intensiverem Auftreten in tieferen Bodenschichten und deutlich vertikaler Ausrichtung der Wurzeln.

Dies deutet darauf hin, dass sich die Wurzelbildung der Gehölze in AFS an die Bewirtschaftung anpasst, teilweise unterstützt durch aktives Management, wie dem sogenannten „root-pruning“ bei dem die oberflächennahen Wurzeln durch den Pflug

abgetrennt werden und die Bäume daraufhin in tieferen Schichten unterhalb der Pflugsohle Wurzeln ausbilden (Cardinael et al. 2015a), aber auch durch Konkurrenz zur Ackerkultur im Oberboden.

2.1.4 **Beeinflussung des Mikroklimas**

In AFS können die Bäume je nach Systemtyp die mikroklimatischen Bedingungen deutlich beeinflussen. In Alley-Cropping-Systemen kann es je nach Ausrichtung der Baumstreifen zu einer deutlichen Abschwächung der Windgeschwindigkeit kommen sowie zu einer wesentlichen Reduktion von Starkwindereignissen mit Bodenerosion (Böhm et al. 2014). Die Windreduktion vermindert den Luftaustausch an der Blattoberfläche und reduziert damit die Austrocknung der zwischen den Baumreihen liegenden Acker- und Grünlandflächen (Kanzler et al. 2019).

Zu einem gewissen Teil trägt auch die Beschattung zu einer Reduktion der bodennahen Lufttemperaturen bei. Breshears et al. (1997) und Martens et al. (2000) stellten fest, dass eine reduzierte Sonneneinstrahlung und eine erhöhte Bodenfeuchte aufgrund von Beschattung Einfluss auf biotische Prozesse von Pflanzen und Bodenlebewesen haben.

Zum einen kann sich die Beschattung positiv auf den C-Gehalt in Böden im überschirmten Bereich der Baumkrone durch verminderte Mineralisation auswirken. Hoosbeek et al. (2016) stellten unter der Baumkrone höhere Gehalte an stabilen organischen C-Verbindungen und eine geringere CO₂-Freisetzung fest.

Im direkt angrenzenden Bereich von Gehölzen kann es allerdings zu einem gewissen Rückgang der Biomasseproduktion kommen. So stellten Swieter et al. (2016) in Messungen im Abstand von 1 m zu Gehölzstreifen geringere Gras- sowie Rapsertträge fest. In größerer Entfernung zu den Gehölzen kann es in AFS aufgrund verbesserter mikroklimatischer Bedingungen zu einem Mehrertrag kommen, der die Ertragsdepression im beschatteten Bereich ausgleichen oder möglicherweise sogar übertreffen kann (Winterling et al., 2019).

2.1.5 **Gehölzbiomasse**

Langfristig gebunden ist C auch in der oberirdischen Gehölzbiomasse oder der unterirdischen Wurzelbiomasse (Schulze et al. 2020). Neben der langfristigen Festlegung von C in der Gehölzbiomasse kann das Holz je nach Kaskadennutzung zur Energie- wie auch Wärmeerzeugung genutzt werden. Hierdurch wird der Verbrauch fossiler Energieträger substituiert. Das Holz kann jedoch auch in Gebäuden verbaut und somit Jahrzehnte oder länger erhalten bleiben und anschließend zur Energie- wie auch Wärmeerzeugung genutzt werden (Schulz 2011).

In mehreren Untersuchungen wurde festgestellt, dass die Menge an oberirdisch sequestriertem C zu Beginn der Wachstumsphase rapide zunimmt. Im Laufe der Jahre flacht die Zunahme ab und kann sich zum Lebensende der Gehölze sogar negativ werden, wenn Teilbereiche absterben. Nach 10 Jahren stagnierte der Netto-C-Aufbau verschiedener AFS in einer globalen Metastudie von Feliciano et al. (2018). In der Studie von Dold et al. (2019) wurde nachgewiesen, dass Eichen und Pekanussbäume in einem AFS nach 11 Jahren ihr Maximum des Biomassezuwachses erreichten. Danach wurde eine Abnahme des Netto-Zuwachses festgestellt.

2.1.6 Bodenkohlenstoff

In AFS kommt es je nach Standort und Vornutzung langfristig zu einem Aufbau von C_{org} (Albrecht & Kandji 2003, Montagnini & Nair 2004, Schoeneberger 2008, Ramachandran Nair et al. 2009, Stavi & Lal 2012, Lorenz & Lal 2014). In zahlreichen Metastudien wurden Belege für die C_{org} -Bindung durch AFS gefunden, sowohl in tropischen/subtropischen als auch gemäßigten Klimaten (Kim et al. 2016, Cardinael et al. 2018, Chatterjee et al. 2018, De Stefano & Jacobson 2018, Feliciano et al. 2018, Shi et al. 2018, Drexler et al. 2021, Hübner et al. 2021, Mayer et al. 2021).

Unter bestimmten Bedingungen kann es allerdings auch zu keinem zusätzlichen C_{org} -Aufbau oder sogar zu C_{org} -Verlusten kommen. In einer globalen Meta-Analyse zur C-Sequestrierung in Böden von AFS in gemäßigtem Klima zeigten etwa 28 % der Beobachtungen C_{org} -Verluste im Oberboden (0-20 cm) und immerhin noch etwa 19 % der Untersuchungsflächen im Bereich von 20-40 cm Bodentiefe (Mayer et al. 2022). Dies könnte zum einen auf anfänglich störungsbedingten C_{org} -Rückgang bei der Neuanlage von AFS und entsprechend kurzen Betrachtungszeiträumen zurückzuführen sein. Zum anderen könnte insbesondere bei silvopastoralen AFS die Integration von Bäumen auf Dauergrünland aufgrund dessen hohem C_{org} -Ausgangslevel zu keinem weiteren C_{org} -Anstieg führen.

Der in der Mehrheit der Fälle zu beobachtende Anstieg der C_{org} -Vorräte in Ober- und Unterböden von AFS kann auf mehrere Prozesse zurückgeführt werden. Bäume und Sträucher können den ober- und unterirdischen C-Eintrag in den Boden durch Streufall, Wurzelumsatz und Rhizodeposition erhöhen (Kim et al. 2016, Cardinael et al. 2018, De Stefano & Jacobson 2018). Neben der Verteilung der Wurzelbiomasse der Bäume und Sträucher bis in sehr tiefe Bodenbereiche (Germon et al. 2015, Shi et al. 2018), können die C-Einträge durch den Unterwuchs innerhalb der Baumreihe ebenfalls eine wichtige Rolle spielen (Cardinael et al. 2017, Cardinael et al. 2018, Shi et al. 2018, D'Hervilly et al. 2021). Allerdings gibt es nur wenige Messdaten zum ober- und unterirdischen C-Eintrag in AFS.

Neben dem C_{org} -Anstieg im direkten Einflussbereich der Bäume kann es zu einem C_{org} -Aufbau in den angrenzenden landwirtschaftlich genutzten Flächen kommen, da Erträge und damit der C-Eintrag aufgrund verbesserter mikroklimatischer Bedingungen, wie z.B. verringerter Windgeschwindigkeiten, erhöht sind (Lorenz & Lal 2014). Obwohl zusätzliche C-Einträge der wichtigste Faktor für die C_{org} -Sequestrierung in AFS sind (Ma et al. 2020), wirken sich vermutlich weitere Prozesse positiv auf die C_{org} -Bilanz aus, wie etwa eine verringerte Wind-/Wassererosion oder die Deposition von erodiertem Bodenmaterial, eine verringerte Zersetzung durch abbauresistentere Streu (insbesondere Nadelbäume), verminderte Bodenstörungen und ein verbesserter physikalischer Schutz der organischen Substanz durch Aggregatbildung (Lorenz & Lal 2014, Kim et al. 2016, Shi et al. 2018). Eine messtechnische Herausforderung bleibt die Systematisierung der Speicherung in den landwirtschaftlich genutzten Fläche der AFS in Abhängigkeit der Entfernungen zu den Baumkomponenten (Bambrick et al. 2010, Stavi & Lal 2012, Cardinael et al. 2017).

2.2 Streuobstwiesen

Streuobstwiesen stellen ein traditionelles, landwirtschaftliches Nutzungssystem in Mitteleuropa dar. Charakteristisch für diese Flächen ist eine multifunktionale Nutzung. Streuobstwiesen sind gekennzeichnet durch in Reihen oder unregelmäßig gepflanzte Hochstamm- und großwüchsige Obstbäume, welche sich bezüglich Sorte, Art und Alter

unterscheiden können. Zu den gängigen Arten in Deutschland gehören Apfel (*Malus domestica*), Birne (*Pyrus communis*), Pflaume (*Prunus domestica*), Kirsche (*Prunus avium*) oder Walnuss (*Juglans regia*). Obstbäume dienen der Frucht- und Holzerzeugung und die dazwischenliegende Fläche als Acker, Weide oder der Grünfütterproduktion. Damit entspricht eine Streuobstwiese laut Definition einem multifunktionalen AFS (Herzog 1998). Streuobstwiesen erfüllen zahlreiche Ökosystemleistungen. Ein geringer Dünger- und Pflanzenschutzmitteleinsatz, die extensive Bewirtschaftung und eine vielfältige Flora und Fauna machen sie zu einem wertvollen Bestandteil der Kulturlandschaft und tragen zur Naherholung bei (Riecken et al. 2006).

Seit den 1950er Jahren schreitet der Rückgang der Streuobstflächen stetig voran. Angaben von Kilian (2013) zufolge umfassten die Streuobstbestände 1950 in Deutschland 1,5 Millionen ha. Bis in das Jahr 2013 reduzierte sich die Fläche auf ca. 300.000 ha, was einer Abnahme von 80% entspricht. Das wirtschaftliche und institutionelle Interesse verschob sich von Streuobstwiesen hin zum intensiven Plantagenanbau in Monokultur (Schrapp et al. 2020). Während im Rahmen der damaligen Agrarpolitik die Rodung von Streuobstbeständen gefordert wurde (Petzold & Hahn 1973), entstanden immer mehr intensiv genutzte Niederstamm-Obstplantagen, geprägt von früheren und schnelleren Produktionszyklen, hohen Düngemittel- und PSM-Einsatz (Damos et al. 2015). Damit einher ging auch ein Rückgang der Sortenvielfalt. Wurden um 1900 in Europa noch 200 verschiedene Apfel- und Birnensorten für den Handel produziert, so verblieben einhundert Jahre später gerade mal zehn gängige Sorten im Standardsortiment (Oberrauch 2001).

Streuobstwiesen sind in ihrer Existenz bis dato bedroht und zählen zu den stark gefährdeten Biotoptypen in Deutschland (Riecken et al. 2006). Zum einen benötigt es einen hohen Pflegeaufwand im Rahmen eines Obstbaumschnitts und Nachpflanzungen (Schröter-Schlaack et al. 2016), zum anderen gestaltet sich die mechanisierte Ernte bei weiten Abständen oder bei unregelmäßig auf der Fläche verteilten Bäumen schwieriger (Eichhorn et al. 2006). Infolge zusätzlich geringer Einnahmen durch Erlöse der Streuobstbestände werden diese überwiegend von Nebenerwerbs- und Hobbylandwirten bewirtschaftet (Schröter-Schlaack et al. 2016).

Weiterhin kann bei diesen Systemen von klassischen Vorteilswirkungen von multifunktionalen AFS ausgegangen werden. C wird effektiv in der oberirdischen wie auch unterirdischen Biomasse gespeichert. Zudem erhöht die anfallende Streu und die Rhizodeposition den C-Eintrag in den Boden. Wu et al. (2012) stellten allerdings fest, dass die Biomasse-Zuwachsrate von Apfelbäumen wie auch anderen Baumarten ein Maximum aufweisen (Feliciano et al. 2018, Dold et al. 2019). Bis zu einem Alter von 18 Jahren konnte auf Apfelplantagen in China eine steigende Zuwachsrate mit einhergehender Sequestrierung von C in der Gehölzbiomasse beobachtet werden. Danach wurde ein Rückgang der Zuwachsrate festgestellt (Wu et al. 2012).

In *Abbildung 1* ist die Seitenansicht und die Draufsicht der Wurzelstruktur eines Apfelbaums (*Malus sylvestris*) abgebildet. Die klassischen Baumarten der Streuobstwiesen wie Apfel und Birne sind Tiefwurzler. Bereits nach vier Jahren erreicht die Pfahlwurzel eine Bodentiefe von 1 m. Je nach Tiefgründigkeit des Standorts reichen Wurzeln in eine Bodentiefe von über 3 m. Sobald sie jedoch gleichmäßig erwärmte und feuchte Bodenschichten erreichen, verlangsamt sich das Tiefenwachstum. Das Wurzelwachstum verlagert sich mit fortschreitendem Alter von der Tiefe in die Breite. Resultierend in einem Verhältnis der max. Wurzeltiefe zu max. Wurzelbreite von 1:4 bis 1:8 bei älteren Bäumen. Wie in *Abbildung 1* zu sehen ist, nehmen die Seitenwurzeln je

nach Tiefendurchwurzelung weitaus größere Ausmaße an als die Baumkrone (Kutschera & Lichtenegger 2013).

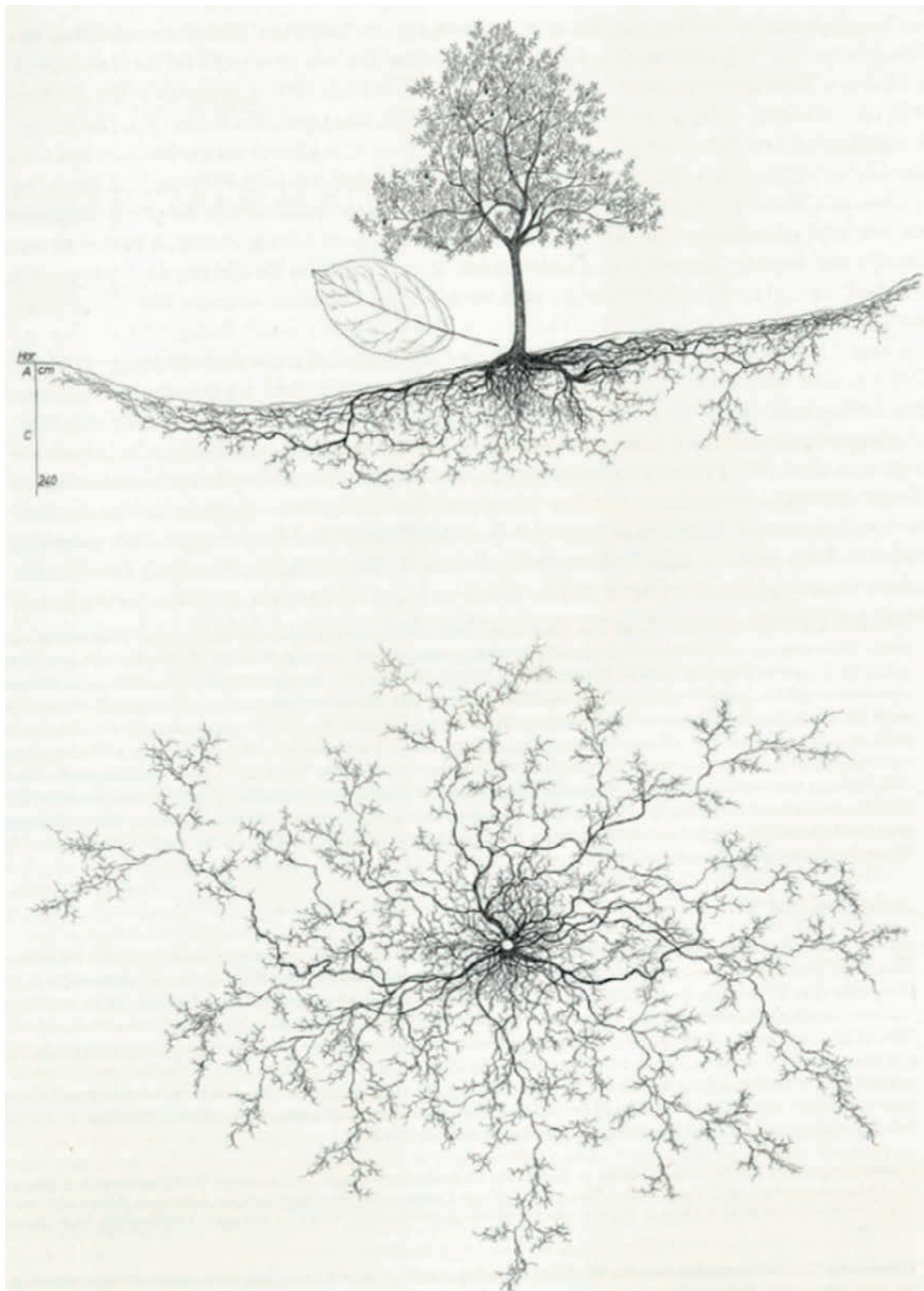


Abbildung 1: Wild-Apfel (*Malus sylvestris*) in Unterbergen, Kärnten, 530 m über NN auf Kalk-Schuttreutzina, Seitenansicht (oben), Draufsicht der Baumwurzeln (unten) (Kutschera & Lichtenegger 2002)

Die Feinwurzelmasse von Apfelbäumen nimmt mit der Standzeit zu und der Bodentiefe ab. Auf dem Lössplateau in China konnten Feinwurzeln von 10 Jahre alten Apfelbäumen in einer Bodentiefe von über 8 m nachgewiesen werden. Wobei der größte Anteil in einer Bodentiefe von 2–3 m zu finden war (Song et al. 2020). Niederschlag und Wasserkapazität waren dabei negativ korreliert mit der Feinwurzelmasse. Infolge trockener Bedingungen weisen Pflanzen ein ausgeprägteres Wurzelwachstum auf, um an Wasser und Nährstoffe zu gelangen (Schopfer & Brennicke 2010). Wu et al. (2012) stellten eine Haupt-Wurzelwachstumszone von Apfelbäumen einer Apfelplantage in 20–60 cm Tiefe fest. Yao et al. (2009) beobachteten zudem ein erhöhtes Wurzelwachstum junger Apfelbäume in tieferen Bodenschichten bei einer Grasvegetation. Bei einer Mulchauflage oder dem Einsatz von Glyphosat hingegen wurde ein erhöhtes Wurzelwachstum in flacheren Bodenschichten festgestellt.

Zudem kann eine Verdichtung des Unterbodens zu einer höheren Konzentration von Wurzeln im Oberboden und zu einer reduzierten Durchwurzelung tieferer Bodenschichten führen (Bengough 2012, Lipiec et al. 2012).

Der Beitrag von Streuobstwiesen zur C-Speicherung wurde in einigen Studien untersucht. Ein Kirschbaum kann bereits im Alter von 20 Jahren 85 kg C in der oberirdischen Biomasse speichern (Morhart et al. 2016). Pessler (2012) konnte auf klassischen Streuobst-Beständen mit Weidenutzung in Österreich einen C-Vorrat der oberirdischen Gehölzbiomasse von 6,83–35,35 t C ha⁻¹ (Mittel: 21,7 t C ha⁻¹) ermitteln. Broghammer (2012) beobachteten einen C-Vorrat von 10,5–11,5 t C ha⁻¹ in der oberirdischen Gehölzbiomasse. In einer Arbeit von Murneek (1942) wurde ein 18 Jahre alter Apfelbaum der Sorte Jonathan getrocknet und das Trockengewicht der Kompartimente bestimmt. Dabei wurde ein Trockengewicht von 203,7 kg der oberirdischen Biomasse und 69 kg der unterirdischen Biomasse ermittelt. Dies entspricht einem Spross-Wurzel-Verhältnis von 33,9%.

Nach Zanotelli et al. (2015) können auf Apfelplantagen 4,03 t C ha⁻¹ a⁻¹ akkumuliert werden. Abzüglich des Obstertrags und der organischen Düngung ergab sich daraus eine C-Sequestrierungsleistung von 0,69 t C ha⁻¹ a⁻¹. Dabei wurden 23% des aufgenommenen C (NPP) in der oberirdischen Holzbiomasse, 12% in der Blattmasse, 12% in der unterirdischen Biomasse und 44% in den Früchten gespeichert. Die Erträge von Streuobstwiesen liegen bei 5,9–15,8 t ha⁻¹ a⁻¹ (Braun 2017). Des Weiteren gilt zu berücksichtigen, dass infolge des anfallenden Obstschnitts 0,5–1,5 t ha⁻¹ a⁻¹ Trockenmasse von den Flächen abgefahren werden (Wiegmann et al. 2007).

3 Material und Methoden

3.1 Standort

Für die Untersuchungen wurde der Standort Wiechs im oberbayrischen Landkreis Rosenheim im Alpenvorland ausgewählt, da er aufgrund seiner zahlreichen alten Streuobstbestände besonders geeignet für die Untersuchungen ist. Wiechs ist ein Ortsteil der Gemeinde Bad Feilnbach und befindet sich 12 km entfernt von der Wettermessstation Karolinenfeld auf einer Höhe von 468 m ü NN. Die Wetteraufzeichnungen der vergangenen 17 Jahre zeigen eine mittlere Jahrestemperatur von 9,1°C bei einem mittleren Jahresniederschlag von 1.067 mm. Nach Köppen und Geiger wird das Klima des Versuchsstandorts als Cfb klassifiziert. Dies entspricht einer warmgemäßigten Klimazone bei feuchttemperiertem Klima mit warmen Sommern (Kottek et al. 2006).

Das Gebiet befindet sich im Jungmoränengebiet des Inntalgletschers und somit im Einzugsgebiet des Inns. Dominierender Bodentyp ist hier (Para-)Rendzina, teils Braunerde-(Para-)Rendzina mit humosem Oberboden auf carbonatreichem Ausgangsmaterial (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2017a). Die vorherrschende Bodenart aller fünf Flächen ist sandig-lehmiger Schluff (Usl).

Die Auswahl der Flächen erfolgte in einem zweistufigen Verfahren. Anhand von Luftbildern und dem Vergleich mit historischen Aufzeichnungen über die Landnutzung aus dem Jahr 1992 wurde eine Vorauswahl der Flächen getroffen. Streuobst- und dazugehörige Referenzflächen befanden sich in unmittelbarer Umgebung zueinander, um identische klimatische wie auch pedologische Ausgangsbedingungen sicherzustellen. In einem weiteren Schritt wurde die Zugänglichkeit sowie Eignung der Flächen vor Ort überprüft. Dabei wurde die Baumart, Sorte, Pflanzabstände, Alter der Bäume, Tiefgründigkeit der Böden und die Bewirtschaftungshistorie der letzten zehn Jahre berücksichtigt.

3.2 Versuchsflächen

Im Rahmen von Ortsbegehungen fand eine genaue Dokumentation der Baumbestände und des Unterwuchses statt, in der Alter, Pflanzabstände sowie sonstige Auffälligkeiten erfasst wurden. Weitere Informationen über die Bewirtschaftungshistorie stammen aus Befragungen der Flächeneigentümer. Mit einer Drohne (DJI, Spark, Shenzhen, China) wurden Luftaufnahmen von den Streuobstflächen generiert.

3.2.1 Streuobstfläche S1

Versuchsfläche S1 liegt 500 m außerhalb des Ortsteils Wiechs. Der Boden weist eine Mächtigkeit von 50 cm auf. Die Fläche umfasst 1,36 ha mit 61 Obstbäumen, die zum Großteil 1950 gepflanzt wurden (*Abbildung 2*). Weitere Neupflanzungen erfolgten in den Jahren 1992, 1997 sowie zwischen 2010 und 2020. Das Streuobst steht in sechs Reihen mit einem Pflanzabstand von 12 m und einem Pflanzabstand von 10 m in der Baumreihe. Die Fläche weist eine Nord-Süd-Ausrichtung auf.

Apfelbäume bilden den Hauptbestandteil der Pflanzungen, vornehmlich der Sorten Brettacher, Roter Boskop, Kaiser Wilhelm. Darüber hinaus stehen vereinzelt Kirsch- und Birnenbäume (Oberösterreichische Weinbirne). Die Vegetation unterhalb der Bäume weist einen hohen Anteil an Kräutern auf. Seit 2015 wurde die Fläche für die Silo- oder Heuproduktion genutzt. Davor diente sie als Weide für Pferde. Je nach Witterung werden auf dieser Wiese 3–4 Schnitte pro Jahr generiert. Gedüngt wird sie zum einen organisch

mit $15 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ Rindergülle nach jedem Schnitt und zum anderen mineralisch mit 150 kg ha^{-1} Kalkammonsalpeter. Der Obstertrag wird zum Teil direktvermarktet. Der Rest wird für die Herstellung von Apfelsaft und Obstbrand herangezogen.



Abbildung 2: Luftbild der Streuobstwiese S1

3.2.2 Streuobstfläche S2

Am westlichen Ortsrand von Wiechs befindet sich die Streuobstfläche S2. Die Fläche ist $0,5 \text{ ha}$ groß mit insgesamt 51 Obstbäumen, die in fünf Baumreihen in Ost-West-Ausrichtung angeordnet sind (Abbildung 3). Der Pflanzabstand beträgt zwischen den Baumreihen 9 m und in den Baumreihen 7 m . Der genaue Pflanzzeitpunkt ist unbekannt, die ältesten Exemplare werden auf > 60 Jahre geschätzt. Auf der Streuobstfläche stehen Apfel-, Birnen-, Zwetschgen- und Kirschbäume. Die Vegetation weist einen hohen Krautanteil auf mit lückiger Grasnarbe. Seit 2020 wird die Fläche extensiv von Pferden beweidet. Je nach Witterung wird der Aufwuchs drei- bis fünfmal pro Jahr gemulcht, wobei das Material auf der Fläche verbleibt. Alternativ wird der Aufwuchs für die Siloherstellung verwendet. Auf der Fläche werden je nach Nutzungsintensität $12\text{--}24 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Rindergülle ausgebracht. Alle drei Jahre wird ein Pflegeschnitt an den Bäumen durchgeführt. Das Schnittgut wird auf der Fläche belassen und mit dem Mulcher bearbeitet. Aus der Streuobstwiese gehen für den Verzehr geeignetes Obst und Äpfel für die Saffherstellung jeweils für die Direktvermarktung hervor.



Abbildung 3: Luftbild der Streuobstwiese S2

3.2.3 Streuobstfläche S3

Die Streuobstfläche S3 befindet sich im Zentrum von Wiechs und umfasst eine Fläche von 0,34 ha. Auf der Fläche befinden sich 35 Obstbäume, darunter Äpfel, Birnen, Zwetschgen, Kirschen und Kirschpflaumen (Abbildung 4). Der Zwetschgenanteil von rund 40% stellt hier eine Besonderheit dar. Die Bäume sind in fünf Reihen mit einem Pflanzabstand von 7–8 m zwischen und in der Reihe angeordnet. Die Baumstreifen sind in nördlicher Richtung ausgerichtet. Nach einem extremen Frostereignis im Jahr 1956 sind einige der Obstbäume erster Generation abgestorben. Im selben Jahr wurde ein Großteil der jetzigen Obstbäume neu gepflanzt. In den Jahren 1960–1970 und in 2010–2019 wurden weitere Nachpflanzungen vorgenommen. Ein hoher Krautanteil und eine lückenhafte Grasnarbe konnten auch hier beobachtet werden. Seit 2012 wird die Fläche zwei- bis dreimal pro Jahr für die Heuproduktion geschnitten. Davor fand eine Beweidung durch Schafe statt. Des Weiteren wird die Fläche als Auslaufbereich für 10–20 freilaufende Hühner herangezogen. Es werden weder organische noch mineralische Düngemaßnahmen durchgeführt. Alle fünf Jahre wird auf der Fläche ein Pflegeschnitt durchgeführt und das anfallende Schnittgut abgefahren. Das geerntete Obst wird am Hof direkt zum Verzehr verkauft und partiell für die Apfelsaft- und Obstbrand-Herstellung genutzt.



Abbildung 4: Luftbild der Streuobstwiese S3

3.2.4 Streuobstfläche S4

Die Streuobstfläche S4 ist 4,5 ha groß und befindet sich im Zentrum von Wiechs. Auf der Wiese stehen 23 Apfel-, Birnen- und Zwetschgenbäume in vier Reihen mit nördlicher Ausrichtung bzw. zufällig verteilt (Abbildung 5). Der Abstand zwischen den Reihen und in den Reihen beträgt 12 m. Mehrere Bäume wurden im Jahr 1935 gepflanzt. Seitdem wurde nach Notwendigkeit, vor allem aber zwischen 2005 und 2020 nachgepflanzt. Die Vegetation besteht vorwiegend aus Gräsern und weist eine geschlossene, dichte Grasnarbe auf. Die Fläche wird je nach Witterung mit einem Rasenmähertraktor neun bis zehn Mal pro Jahr gemäht. Der Rasenschnitt verbleibt meist als Mulchauflage auf der Fläche. Zwei- bis dreimal im Jahr wird der Rasenschnitt abgefahren. Darüber hinaus werden keine weiteren Dünger ausgebracht. An den Obstbäumen wird alle fünf Jahre ein Pflegeschnitt durchgeführt. Das dabei anfallende Schnittgut wird entsorgt. Der Obstertrag wird vorwiegend zur Apfelsaftherstellung verwendet und zum Teil direkt vermarktet.

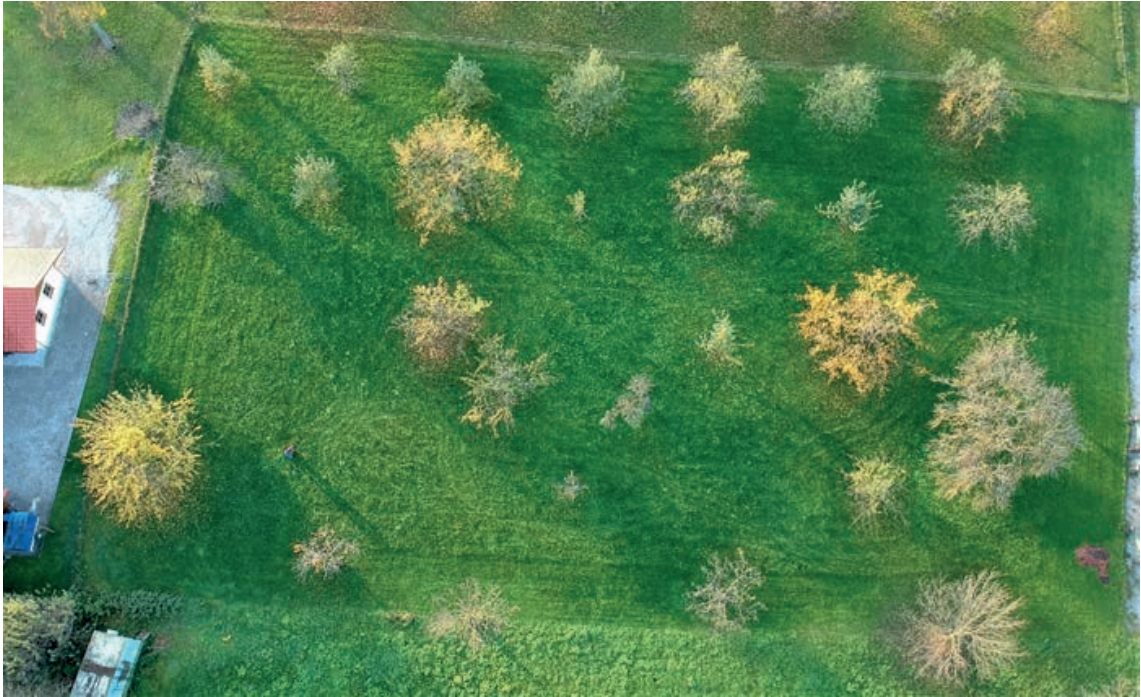


Abbildung 5: Luftbild der Streuobstwiese S4

3.2.5 Streuobstfläche S5

Die Streuobstfläche S5 umfasst 1,4 ha und ist damit die größte untersuchte Fläche der Studie. Auf der Wiese stehen 123 Obstbäume, größtenteils Apfelbäume sowie wenige Birnen, Zwetschgen- und Kirschbäume (Abbildung 6). Die Obstbäume wurden in 21 Reihen in Nord-Süd-Ausrichtung angepflanzt. Die Fläche besteht aus einem älteren, dichteren Bestand im westlichen Teil der Fläche und einem jüngeren, weniger dichten Bestand im östlichen Teil der Fläche. Der Pflanzabstand zwischen und in den Baumreihen beträgt 7,5 m im älteren Bestand. Die Baumreihen wurden versetzt angelegt. Zudem überlappen sich die Baumkronen und bilden ein äußerst dichtes Kronendach. Im jüngeren Bereich wurde zum Großteil ein doppelter Pflanzabstand von 14 m in der Reihe übernommen, um ein Überlappen der Baumkronen zu verhindern. Die Bäume wurden vorwiegend in den Jahren 1956, 2010 und 2019 gepflanzt. Vereinzelt fanden Nachpflanzungen statt. Die Vegetation besteht gleichen Teilen aus Gräsern und Kräutern. Unter den dicht stehenden Obstbäumen überwiegt der Kräuteranteil und es ist zum Teil eine offene Grasnarbe festzustellen. Von Mai bis Oktober/November werden auf der Wiese durchschnittlich sechs Rinder gehalten, davon ein Bulle. Dies entspricht in etwa $3,7 \text{ GV ha}^{-1}$ (Döhler 2009). Neben dem anfallenden Kuhdung wird die Wiese jährlich mit $200 \text{ kg a}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ Kalkstickstoff und $60 \text{ kg a}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ Kieserit gedüngt. Jedes zweite Jahr wird an den Obstbäumen ein Pflegeschnitt durchgeführt. Die Schnittreste werden abgefahren und zu Hackschnitzel verarbeitet. Die jährliche Ernte wird vorwiegend in der hofeigenen Mosterei zu Apfelsaft und Obstbrand veredelt. Die restliche Ernte wird als Tafelobst direkt vermarktet.



Abbildung 6: Luftbild der Streuobstwiese S5

3.3 Bestimmung des Kohlenstoffvorrats in der Gehölzbiomasse

Die allometrische Bestimmung dient der Modellierung der Biomasse von Bäumen und damit auch der Ermittlung der enthaltenen C-Mengen (Zianis et al. 2005, Rötzer et al. 2019). Die Bestimmung der Biomasse ist dabei Baumarten-spezifisch, da sich Baumarten hinsichtlich der Wuchsform, Holzdichte und der Verhältnisse von Stamm, Krone und Baumhöhe unterscheiden.

Der BHD wurde in dieser Untersuchung unter Verwendung eines Durchmessermaßbands bestimmt. Für die Gesamthöhe des Baumes wurde ein Baumhöhenmesser mit Transponder (Vertex IV und T3, Haglöf, Sweden) verwendet (Abbildung 7). Die Messung der Baumhöhe wurde vier Mal wiederholt und daraus ein Mittelwert gebildet. Für den Kronenradius wurde mit einem Maßband der Durchmesser der Baumkrone in Nord-Süd und in Ost-West-Richtung bestimmt und daraus ein Mittelwert generiert.



Abbildung 7: Messinstrumente für die Erhebung der Werte zur allometrischen Bestimmung der oberirdischen Gehölzbiomasse: Baumhöhenmesser Vertex IV (links), Transponder T3 (mittig), Messung der Baumkrone (rechts)

Die Berechnung des Trockengewichts der oberirdischen Biomasse (TG_{Spross}) erfolgte gem. Pessler (2012) aus der Baumhöhe (H), dem Brusthöhendurchmesser (BHD) und dem Kronenradius (KR):

$$TG_{Spross} = 0,7308 \times H^{0,8999} \times BHD^{0,8173} \times KR^{1,1891}$$

Unter der Annahme, dass trockene Gehölzbiomasse einen C-Gehalt von etwa 50% besitzt (Matthews 1993, Penman et al. 2003, Pretzsch 2009), wurde der oberirdische C-Vorrat des Baumes (C_{Baum}) ermittelt:

$$C_{Spross} = TG_{Spross} * 0,5$$

Für die Berechnung des Trockengewichts der Wurzeln (TG_{Wurzel}) wird als Hilfwert das Wurzel-Spross-Verhältnis (ws) herangezogen, also das Verhältnis von unterirdischer zu oberirdischer Gehölzbiomasse. In der Literatur wird für breitblättrige Bäume in gemäßigten Klimaten hierbei der Faktor 27% verwendet (Cairns et al. 1997, Mokany et al. 2006). Für den C-Vorrat der Baumwurzel ergibt sich daher:

$$C_{Wurzel} = (TG_{Spross} * 0,27) * 0,5$$

Der C-Vorrat des gesamten Baumes (C_{Baum}) ist die Summe aus dem C-Vorrat der oberirdischen Biomasse (C_{Spross}) und der Wurzeln (C_{Wurzel}):

$$C_{Baum} = C_{Wurzel} + C_{Spross}$$

Die Berechnung der C-Vorräte wurde jeweils flächenspezifisch vorgenommen, um Unsicherheiten zu verringern, die ggf. aus der heterogenen Altersverteilung der Bäume resultieren können. Hierfür wurde der Baumbestand in jeweils drei Altersklassen eingeteilt (0-10, 10-30 und 30-60 Jahre). Neupflanzungen, >100 Jahre alte Bäume sowie nicht klassische Obstbäume, gingen nicht in die Berechnung der mittleren C-Vorräte der Bäume ein. Von jeder Altersgruppe wurde für vier repräsentative Bäume der C-Vorrat berechnet und ein Mittelwert gebildet (C_i). Anschließend wurde die Anzahl der Bäume jeder Altersgruppe (n_i) mit C_i multipliziert und summiert. Für den mittleren C-Vorrat je Baum wurde das Ergebnis durch die Gesamtheit aller Bäume (n) dividiert:

$$C_{Baum}^{-1} = \frac{\sum_i^n C_i * n_i}{n}$$

Für die Ermittlung des mittleren C-Vorrats der Fläche gilt:

$$C \text{ ha}^{-1} = \sum_i^n C_i * n_i * \frac{1}{j}$$

Wobei die Flächengröße (j) in ha angegeben ist und hier der C-Vorrat von über 100 Jahre alten Bäumen berücksichtigt wurde.

Der jährlich sequestrierte C je Hektar und Jahr ergibt sich aus:

$$C \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1} = \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{Y_i} * n_i * \frac{1}{j}$$

Wobei die durchschnittliche Menge des in der Gehölzbiomasse gespeicherten C pro Baum und Altersgruppe (C_i), das jeweilige Alter (Y_i), die Anzahl an Bäumen der jeweiligen Altersgruppen (n_i) ist.

3.4 Bestimmung des Kohlenstoffvorrats des Bodens

3.4.1 Beprobungsdesign

Das Beprobungsdesign der vorliegenden Studie orientiert sich maßgeblich an Cardinael et al. (2017) und Fernández-Moya et al. (2011). Mit einer Kombination aus Messpunkten mit festgelegten und variablen Abständen zum zentralen Stammfuß der Bäume wurde sowohl in der Baumreihe als auch zwischen den Baumreihen beprobt. Daraus ergab sich ein Beprobungsschema, welches an beliebig vielen Bäumen wiederholt auf einer Fläche angewendet werden kann. Das Beprobungsdesign lässt sich flexibel auf verschiedene AFS anwenden und gewährleistet eine Vergleichbarkeit der Systeme.

Von dem Baum ausgehend wurden zwei feste Messpunkte in 1,5 m (S) und 3 m (M) Entfernung innerhalb der Baumkrone festgelegt, um den überschirmten Bereich abzudecken (Abbildung 8). Ein weiterer flexibler Messpunkt wurde 1 m (L) außerhalb der Baumkrone gesetzt, um den Bereich zu erfassen, welcher nicht überschirmt ist. Die Abstände der Messpunkte richteten sich nach dem geringsten Baumabstand und dem mittleren Baumkronendurchmesser der Flächen. Die Probenpunkte wurden von dem Stammfuß ausgehend in einer Linie in nordöstlicher Ausrichtung entnommen, um Einflüsse der Ausrichtung der Beprobung ausschließen zu können. Durch die Kombination von festen und variablen Messpunkten wurde gewährleistet, dass das Beprobungsdesign flexibel auf jeder Fläche anwendbar war und die Daten abschließend miteinander verglichen werden konnten.

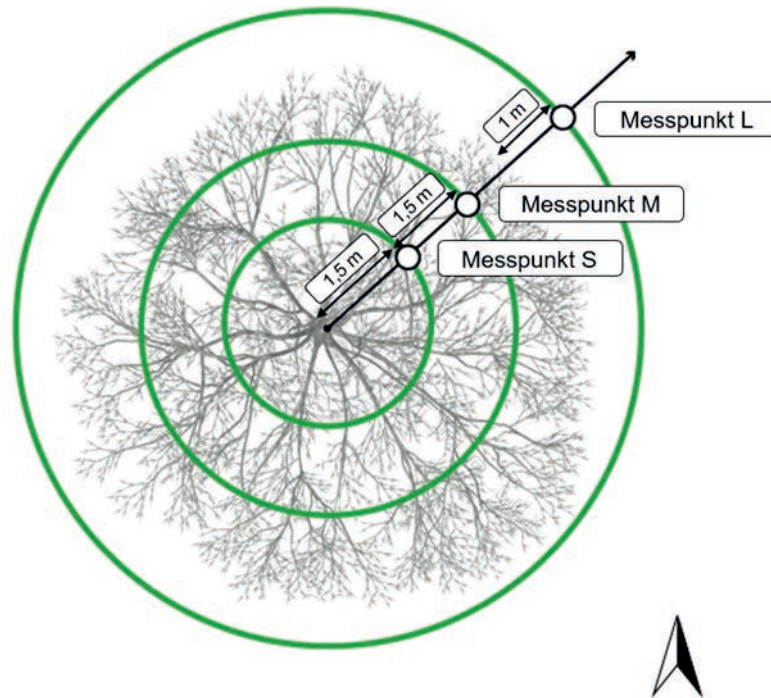


Abbildung 8: Beprobungsdesign zur Untersuchung des Einflusses der Bäume auf die Bodenparameter in 1,5 m (S) und 3 m (M) Entfernung vom Stammfuß sowie einem Messpunkt in 1 m (L) außerhalb der Baumkrone, jeweils in nordöstlicher Richtung.

Das beschriebene Beprobungsschema wurde auf jeder Fläche, an jeweils drei für die Fläche repräsentativen Bäumen, angewandt. Zusätzlich wurden entsprechend drei Messpunkte auf zu den Streuobstflächen benachbarten Referenzflächen ausgewählt. Vorab wurde aufgrund der Flachgründigkeit einiger Böden eine Beprobungstiefe von 50 cm festgelegt. Für jeden Messpunkt wurde ein 50 cm tiefer Bodenkern mithilfe einer Rammkernsonde entnommen (Abbildung 9).



Abbildung 9: Anwendung des Beprobungsdesigns an einem Baum mit Rammkernsonde (links und rechts oben). Entnommener Bodenkern mit einer Mächtigkeit von 50 cm (rechts unten).

3.4.3 Bodenanalytik

Im bodenanalytischen Labor der LfL wurden die Bodenproben aufgetaut, Steine und Wurzeln > 2 mm heraussortiert, gewogen und die restliche Bodenprobe auf < 2 mm gesiebt. Der gesiebte Boden wurde zunächst in einem Trockenschrank bei 40 °C für drei Tage getrocknet. Anschließend erfolgte zur Bestimmung der Trockenmasse eine Entnahme von 40 g des angetrockneten Bodens. Danach folgte ein weiterer Trocknungsvorgang für drei Tage in einem Trockenschrank bei 105 °C. Die Probe wurde nach drei Tagen erneut gewogen und daraus die Lagerungsdichte berechnet (VDLUFA 2016c). Weitere 100 g des Bodens wurden für die Bestimmung des Gesamtbodenkohlenstoffs (C_{tot}), Gesamtstickstoffs (N_t), anorganischen Bodenkohlenstoff (C_{anorg}) und des pH-Werts abgewogen und auf 0,2 mm gemahlen. Die Bestimmung von C_{tot} und N_t erfolgte simultan und quantitativ durch Verbrennung des Bodenmaterials bei 900 °C im Elementaranalysator (Dumas Methode) (DIN ISO 10694:1995-03 und DIN ISO 13878:1998). Zusätzlich wurde der C_{anorg} gemäß VDLUFA (2016b) bestimmt (Scheibler-Methode). Der C_{org} wurde mit folgender Gleichung berechnet:

$$C_{org} = C_{tot} - C_{anorg}$$

Der pH-Wert wurde gemäß VDLUFA (2016a) in $CaCl_2$ bestimmt.

3.5 Statistische Auswertung

Die Datenauswertung erfolgte mit der Software R Core Team (2016). Zur Feststellung von linearen Zusammenhängen wurden die Variablen unter Verwendung des Korrelationstests nach Pearson ausgewertet. Dabei wurde ein schwacher linearer Zusammenhang für ein Bestimmtheitsmaß von $0,2 < r < 0,5$ (*), ein deutlicher linearer Zusammenhang für $0,5 < r < 0,8$ (**), und ein starker linearer Zusammenhang für $0,8 < r < 1,0$ (***) angenommen und entsprechend gekennzeichnet. Der Datensatz wurde zudem auf signifikante Unterschiede hinsichtlich Fläche, Tiefenstufe, Distanz zum Baum oder Ausrichtung geprüft. Hierfür wurden alle Variablen auf Normalverteilung (Shapiro-Wilk-Test) und Homogenität der Varianz (Fisher's F-Test) getestet. Zur Durchführung eines Mittelwertvergleichs wurden bei Gruppen größer zwei entweder eine ANOVA für parametrische oder ein Kruskal-Wallis-Test für nichtparametrische Daten verwendet. Je nach Notwendigkeit wurden Mittelwertunterschiede zwischen Streuobst- und Referenzfläche, sowie Bodentiefen und Distanzen zum Baum, entweder mit Student's t-Test mit Welch's Korrektur, bezüglich unterschiedlicher Stichprobengrößen, oder dem Wilcoxon-Mann-Whitney U-Test für nicht parametrische Daten berechnet. Ein P-Wert < 0,05 wurde als statistisch signifikant angesehen. Die Betrachtung der Messdaten des ersten Versuchs zur Bestimmung des Einflusses der Streuobstbäume auf die Bodeneigenschaften erfolgte getrennt von den Messdaten des zweiten Versuchs zur Bestimmung des Einflusses der Ausrichtung der Beprobung. Grund hierfür lag in der unterschiedlichen Methodik der Probenahme.

4 Ergebnisse

4.1 Kohlenstoffvorrat der Gehölzbiomasse

Die beprobten Streuobstwiesen unterschieden sich stark in ihrer Besatzdichte und Zusammensetzung. Werte zur Gehölzbiomasse und die daraus resultierenden C-Vorräte für die fünf Versuchsfelder sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Die Flächen S2 und S4 wiesen eine geringe Besatzdichte von 44 und 46 Bäumen ha^{-1} auf. Im mittleren Bereich lagen die Flächen S3 und S5 mit Besatzdichten von 88 Bäumen ha^{-1} . Die Fläche S2 stellte mit 102 Bäumen ha^{-1} die Fläche mit dem höchsten Baumbesatz dar. Die mittlere Baumdichte aller Flächen betrug $73,6 \text{ Bäume ha}^{-1}$.

Das Alter der Obstbäume variierte zwischen 10 und 70 Jahren. Ausnahme stellten ein über 100 Jahre alter Birnenbaum mit einem errechneten C-Vorrat von 1.056 kg und ein über 100 Jahre alter Nussbaum mit einem C-Vorrat von 2.008 kg der oberirdischen Gehölzbiomasse dar. Diese wurden für die Berechnung des mittleren C-Vorrats je Baum außen vorgelassen, jedoch für die Berechnung des C-Vorrats der Fläche miteinbezogen.

Die untersuchten Bäume wiesen eine mittlere Baumhöhe von $7,5 \text{ m}$ auf (Tabelle 1). Dabei variierte die Baumhöhe zwischen $3,8$ und $12,6 \text{ m}$. Der mittlere BHD betrug $29,6 \text{ cm}$ mit einem Minimum von $7,6 \text{ cm}$ und einem Maximum von 61 cm . Es wurde ein mittlerer Kronenradius aller Streuobstflächen von $3,5 \text{ m}$ festgestellt. Dieser variierte zwischen $0,7$ und 7 m . Die Fläche S1 besaß mit $7,9 \text{ m}$ Baumhöhe, $34,3 \text{ cm}$ BHD und $4,1 \text{ m}$ Kronenradius die größten mittleren Messwerte. Hierbei wurden die über 100 Jahre alten Birnen- und Nussbäume ebenfalls vernachlässigt.

Aus den Messwerten in Abhängigkeit der Altersgruppen resultierte ein mittlerer oberirdischer C-Vorrat von $235 \text{ kg C pro Baum}$. Der C-Gehalt pro Baum variierte wiederum zwischen 8 und 807 kg C . Für die Biomasse der Wurzel ergab sich ein mittlerer C-Vorrat von 63 kg C pro Baum . Aus dem mittleren C-Vorrat je Baum und der Anzahl je Altersgruppe wurde ein mittlerer C-Vorrat von $16,6 \text{ t C ha}^{-1}$ der Spross-Biomasse festgestellt. Der geringste C-Vorrat der oberirdischen Gehölzbiomasse fand sich dabei auf Fläche S4 mit $9,6 \text{ t C ha}^{-1}$, während S5 mit $19,6 \text{ t C ha}^{-1}$ die Fläche mit dem höchsten C-Vorrat darstellte. Wurde der C-Vorrat der Wurzel miteinbezogen, konnte ein mittlerer Gesamt-Kohlenstoff-Vorrat (C_{ges}) von $21,1 \text{ t C ha}^{-1}$ festgestellt werden. Unter Berücksichtigung der drei Altersgruppen ergab sich aus dem in der ober- und unterirdischen Gehölzbiomasse gespeicherten C eine mittlere, jährliche C-Sequestrierungsleistung von 5 kg C a^{-1} pro Baum und $0,4 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Auf Fläche S1 und S4 stellten sich neben einer geringen Besatzdichte auch die niedrigsten C-Sequestrierungsraten von $231,1$ und $137,3 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ein. Verglichen dazu existierten auf den Flächen S2, S3 und S5 Sequestrierungsraten von $0,5 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, bei zum Teil doppelt so vielen Bäumen pro Hektar.

Tabelle 1: Flächengröße, Anzahl der Bäume, Mittlere Höhe, BHD, Kronenradius, C-Gehalt je Baum, C-Gehalt je Fläche und der C-Gehalt je Hektar für die Versuchsflächen S1–S5 sowie die Mittelwerte aller Flächen

	S1	S2	S3	S4	S5	Mittelwert aller Flächen
Fläche (ha)	1,4	0,5	0,4	0,5	1,4	-
Anzahl Bäume	61,0	51,0	35,0	23,0	123,0	-
Baumdicke (Bäume ha⁻¹)	44	102	88	46	88	73,6
Höhe (m)	7,9	7,4	7,7	7,0	7,7	7,5
BHD (cm)	34,3	28,4	27,2	26,3	31,7	29,6
Kronenradius (m)	4,1	3,4	3,3	3,2	3,6	3,5
C_{Spross}-Vorrat (kg C Baum⁻¹)	346,8	195,8	209,1	177,6	243,3	234,5
C_{Wurzel}-Vorrat (kg C Baum⁻¹)	93,6	52,9	56,5	48,0	65,7	63,3
C_{Baum}-Vorrat (kg C Baum⁻¹)	440,4	248,7	265,6	225,6	309,0	297,8
C_{Spross}-Vorrat (t C Fläche⁻¹)	19,4	9,2	8,7	4,8	27,4	13,9
C_{Spross}-Vorrat (t C ha⁻¹)	13,9	18,3	21,8	9,6	19,6	16,6
C_{Baum}-Vorrat (t C Fläche⁻¹)	24,6	11,6	11,1	6,1	34,9	17,7
C_{Baum}-Vorrat (t C ha⁻¹)	17,6	23,2	27,7	12,2	24,9	21,1
C-Sequestrierung (t C ha⁻¹ a⁻¹)	0,2	0,5	0,5	0,2	0,5	0,4

In Tabelle 2 sind Korrelationskoeffizienten der Variablen zur allometrischen Biomassebestimmung dargestellt. Die Baumhöhe weist einen deutlichen, positiven linearen Zusammenhang mit dem BHD und einen starken, positiven Zusammenhang mit dem Kronenradius auf. Der BHD korreliert zudem stark positiv mit dem Kronenradius mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,95.

Tabelle 2: Pearson Korrelationskoeffizienten der Variablen Höhe, BHD und Kronenradius, n = 60

Variable	Höhe	BHD	Kronenradius
Höhe	1	0,7769 **	0,8125 ***
BHD	-	1	0,9501 ***
Kronenradius	-	-	1

4.2 Einfluss der Obstbäume auf die Bodenparameter

4.2.1 Lagerungsdichte

Die mittlere Lagerungsdichte aller Streuobstflächen betrug $0,7 \pm 0,1$, $1,1 \pm 0,3$ und $1,3 \pm 0,3$ g cm⁻³ in einer Bodentiefe von 0–10, 20–30 und 30–50 cm. Die statistische Auswertung zeigte auf allen Flächen eine signifikante Zunahme der Lagerungsdichte mit der Bodentiefe (Tabelle 3).

Tabelle 3: Pearson Korrelations-Koeffizienten der Variablen pH-Wert, LD, C_{org} und N_t , $n = 180$

Variable	pH	LD	C_{org}	N_t
pH	1	0,4659 *	-0,4205 *	-0,4205 *
LD	-	1	-0,7576 **	-0,7549 **
C_{org}	-	-	1	0,9973 ***
N_t	-	-	-	1

Aus Tabelle 4 geht ausschließlich Fläche S1 mit einer signifikant geringeren Lagerungsdichte in allen Bodentiefen im Vergleich zur Referenzfläche hervor. Auf den Flächen S2, S3 und S5 konnte im Vergleich zu den Referenzflächen eine tendenziell geringere mittlere Lagerungsdichte in einer Bodentiefe von 10–30 und 30–50 cm festgestellt werden. Mit Ausnahme von Fläche S1 wiesen die Flächen S2–S5 eine tendenziell höhere Lagerungsdichte als die jeweiligen Referenzflächen auf.

Hinsichtlich der Distanz zum Baum ließen sich weder bei der Einzelbetrachtung der Flächen noch bei der Betrachtung aller Streuobstflächen signifikante Unterschiede erfassen. In Anbetracht aller Streuobstflächen über alle Bodentiefen, konnte lediglich zwischen der Distanz S und L ein knapp signifikanter Unterschied ($p < 0,056$) festgestellt werden. Zudem sind Tendenzen einer zunehmenden mittleren Lagerungsdichte über alle Streuobstflächen und Bodentiefen mit der Entfernung zum Baum erkennbar. Die Streuobstflächen unterschieden sich mit Ausnahme von Fläche S1 nicht signifikant voneinander.

4.2.2 pH-Wert

Der pH-Wert der Flächen S1–S5 war weitestgehend neutral und betrug im Mittel $6,8 \pm 0,3$, $7,1 \pm 0,4$ und $7,2 \pm 0,3$ in einer Bodentiefe von 0–10, 10–30 und 30–50 cm.

Im Vergleich zu den Referenzflächen konnten keine signifikanten Unterschiede ausfindig gemacht werden (Tabelle 3). Die Streuobstfläche S2 fiel mit tendenziell höheren pH-Werten in allen Bodentiefen, verglichen zur Referenzfläche auf. Bei Betrachtung von Tabelle 4 wird ein tendenziell niedrigerer pH-Wert auf den Streuobstflächen S1, S4 und S5 in einer Bodentiefe von 0–10 cm und ein höherer pH-Wert in 30–50 cm im Vergleich zur Referenzfläche ersichtlich.

Eine signifikante Zunahme des pH-Wertes aller Streuobstflächen war von 0–10 zu 10–30 cm Bodentiefe zu beobachten. Zwischen der Bodentiefen 10–30 und 30–50 cm konnte hingegen kein signifikanter Unterschied festgestellt werden.

Zwischen den Abständen zum Baum konnten weder in der singulären Betrachtung der Flächen noch über alle Flächen hinweg, signifikante Unterschiede nachgewiesen werden. Die Streuobstflächen S1 und S2 unterschieden sich mit einem mittleren pH-Wert von 6,64 und 6,77 signifikant von den Flächen S3, S4 und S5 mit einem mittleren pH-Wert von 7,3, 7,2 und 7,2 in einer Bodentiefe von 0–50 cm. Zudem konnte auf den Flächen ein schwacher linearer Zusammenhang zwischen Lagerungsdichte und pH-Wert dokumentiert werden (Tabelle 3).

4.2.3 C_{anorg} -Gehalt

Für alle Streuobstwiesen konnte ein mittlerer C_{anorg} -Gehalt von $2,7 \pm 2,1$, $14,6 \pm 9,1$ und $55,7 \pm 13,5 \text{ mg g}^{-1}$ in einer Bodentiefe von 0–10, 10–30 und 30–50 cm festgestellt werden.

Aus Tabelle 4 geht kein signifikanter Unterschied der Flächen S1, S2, S4 und S5 und den jeweiligen Referenzflächen hervor. Ausschließlich Fläche S3 wies einen signifikant höheren C_{anorg} -Gehalt als die entsprechende Referenzfläche auf.

Auf allen Flächen konnte eine signifikante Zunahme des C_{anorg} -Gehalts mit der Bodentiefe beobachtet werden. Auch im Vergleich aller Streuobstwiesen wurde eine signifikante Zunahme bestätigt. Zwischen den Distanzen konnten keine signifikanten Unterschiede registriert werden. Die Flächen S2 und S5 zeigten einen signifikant höheren C_{anorg} -Gehalt aller Tiefenstufen, im Vergleich zu den Flächen S1, S3 und S4 auf. Bei Betrachtung der singulären Tiefenstufen fanden sich die signifikanten Unterschiede meist wieder.

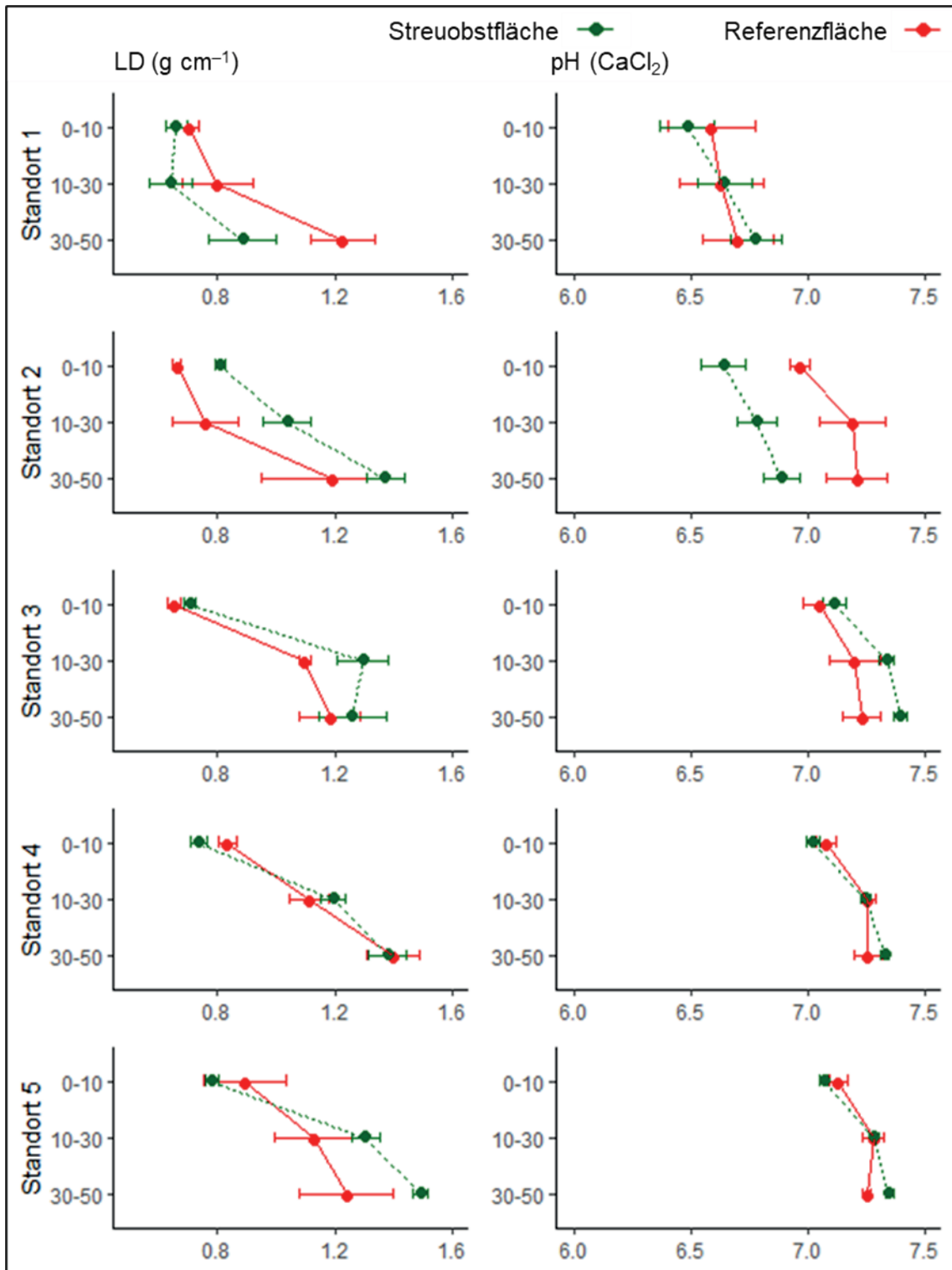


Abbildung 11: Arithmetisches Mittel \pm Standardabweichung der LD (links) und dem pH-Wert (rechts) in Abhängigkeit der Bodentiefe (0–10, 10–30, 30–50 cm) für Streuobst- und Referenzfläche aller Standorte

4.2.4 C_{org}-Gehalt

Der C_{org}-Gehalt aller Streuobstflächen lag im Mittel bei $80,6 \pm 10,6$, $27,8 \pm 10,2$ und $8,2 \pm 5,0$ mg g⁻¹ in einer Bodentiefe von 0–10, 10–30 und 30–50 cm. Die Streuobstflächen unterschieden sich nicht signifikant von den jeweiligen Referenzflächen. Der Vergleich zwischen den Mittelwerten aller Streuobst- und Referenzflächen erbrachte auch keine signifikanten Differenzen, weder tiefenübergreifend noch in Anbetracht der einzelnen Bodentiefen. Lediglich Fläche S2 und S3 wiesen einen tendenziell niedrigeren mittleren C_{org}-Gehalt im Vergleich zur Referenz auf, während auf Fläche S1, S4 und S5 ein geringfügig höherer, mittlerer C_{org}-Gehalt beobachtet werden konnte (Tabelle 4).

Auf allen Streuobstflächen konnte ein signifikant niedrigerer C_{org}-Gehalt in tieferen Bodenschichten festgestellt werden (Abbildung 12). Auch flächenübergreifend konnte eine signifikante Abnahme aufgezeigt werden.

Hinsichtlich der Distanz von dem Stammfuß ergaben sich keine signifikanten Unterschiede. Tendenziell zeichnete sich ein abnehmender Trend des C_{org}-Gehalts mit erhöhter Distanz zum Stammfuß über alle Bodentiefen ab. Dieser lag mit $37,9 \pm 32,1$ mg g⁻¹ in Distanz L um 4,3% niedriger als in Distanz S mit $39,6 \pm 31,4$ mg g⁻¹. Dieser Trend konnte auch in einer Bodentiefe von 0–10 und 10–30 cm beobachtet werden.

Bezüglich der Unterschiede zwischen den Streuobstflächen wies Fläche S1 einen signifikant höheren mittleren C_{org}-Gehalt gegenüber den Streuobstflächen S2–S5 mit einem mittleren C_{org}-Gehalt von $94,5 \pm 9,1$ und $43,6 \pm 7,3$ mg g⁻¹ in den Bodentiefen 0–10 und 10–30 cm auf. Die Streuobstflächen S2–S5 unterschieden sich in allen drei Bodentiefen nur marginal voneinander. Wie aus Abbildung 11 hervorgeht, konnte auf den Flächen ein schwacher, positiver linearer Zusammenhang des pH-Werts und des C_{org}-Gehalts und ein deutlicher linearer Zusammenhang der Lagerungsdichte und des C_{org}-Gehalts festgestellt werden.

4.2.5 N_t-Gehalt

Die Streuobstflächen zeigten einen mittleren N_t-Gehalt von $8,7 \pm 1,0$, $3,3 \pm 1,1$ und $1,2 \pm 0,5$ mg g⁻¹ in einer Bodentiefe von 0–10, 20–30 und 30–50 cm auf. Aus Tabelle 4 kann entnommen werden, dass sich Streuobst- und Referenzflächen im N_t-Gehalt nicht signifikant unterschieden. Lediglich Fläche S2 und S3 besaßen einen tendenziell niedrigeren mittleren N_t-Gehalt im Vergleich zur Referenz auf, während Fläche S1, S4 und S5 einen geringfügig höheren mittleren N_t-Gehalt aufwiesen.

Bei singulärer Betrachtung der Streuobstflächen, wie auch über alle Streuobstflächen hinweg, konnte ein signifikanter Unterschied des N_t-Gehalts in allen Bodentiefen beobachtet werden. Die Abnahme des N_t-Gehalts mit der Bodentiefe zeichnet sich in Abbildung 12 ab. Die Distanz zum Stammfuß betreffend konnten keine signifikanten Differenzen festgestellt werden.

Auf Fläche S1 konnte im Gegensatz zu den Flächen S2–S5, im Mittel, ein signifikant höherer N_t-Gehalt von $10,0 \pm 1,1$ und $4,9 \pm 0,9$ mg g⁻¹ in einer Bodentiefe von 0–10 und 10–30 cm ausgemacht werden. Die Flächen S2–S5 unterscheiden sich diesbezüglich nur marginal. Wie aus Tabelle 3 hervorgeht, wiesen der C_{org}- und N_t-Gehalt einen starken, positiven linearen Zusammenhang auf. Ähnlich wie für den C_{org}-Gehalt konnte auch für den pH-Wert und den N_t-Gehalt ein schwacher, negativer linearer Zusammenhang und

ein starker, negativer linearer Zusammenhang für die Lagerungsdichte und den N_T -Gehalt nachgewiesen werden.

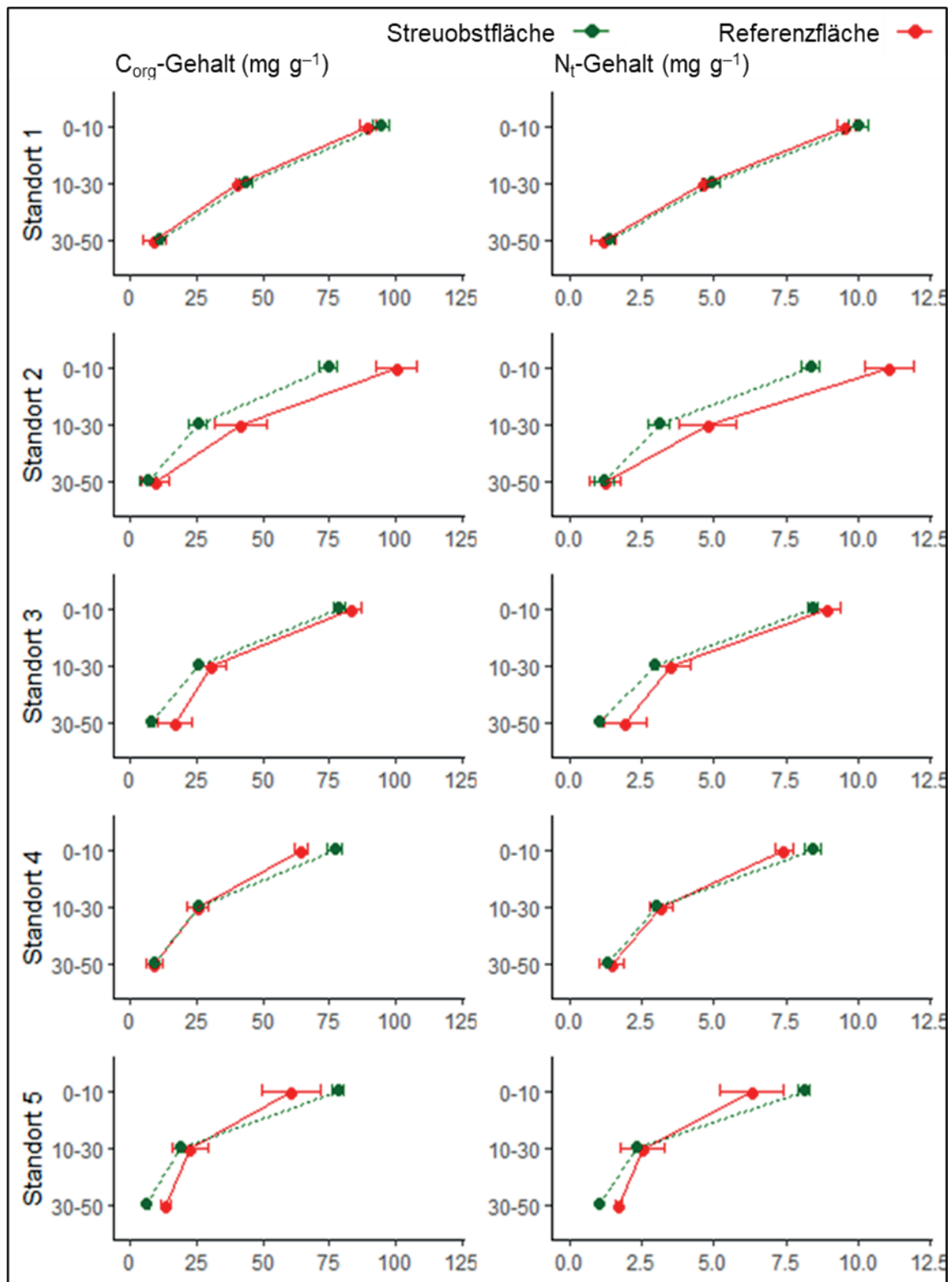


Abbildung 12: Arithmetisches Mittel \pm Standardabweichung des C_{org} -Gehalts (links) und N_T -Gehalts (rechts) in Abhängigkeit der Bodentiefe (0–10, 10–30, 30–50 cm) für Streuobst- und Referenzfläche aller Standorte

4.2.6 C_{org}/N_t -Verhältnis

Das mittlere C_{org}/N_t -Verhältnis aller Flächen betrug $9,3 \pm 0,4$, $8,5 \pm 0,6$ und $6,5 \pm 2,1$ in einer Bodentiefe von 0–10, 10–30 und 30–50 cm. Die Streuobst- und Referenzflächen unterschieden sich nicht signifikant voneinander. Wie in Tabelle 4 dargestellt, wiesen Fläche S2, S3 und S4 im Mittel ein niedrigeres C_{org}/N_t -Verhältnis in Bodentiefen von 10–30 und 30–50 cm auf.

Das C_{org}/N_t -Verhältnis veränderte sich über alle Flächen hinweg signifikant mit der Bodentiefe und nahm ab. Eine Einzelbetrachtung der Flächen spiegelte meist einen signifikanten Rückgang wider. Lediglich auf Fläche S3 und S4 konnte ein nur knapp signifikanter Unterschied ermittelt werden.

Bezüglich der Distanz zum Baum konnte kein signifikanter Unterschied festgestellt werden. Das C_{org}/N_t -Verhältnis über alle Streuobstflächen unterschied sich alleinig signifikant in einer Bodentiefe von 0–10 cm zwischen Distanz S mit 9,5 und L mit 9,1. Die Streuobstflächen wiesen tiefenübergreifend keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich C_{org}/N_t -Verhältnis auf. Eine Betrachtung der einzelnen Bodentiefen erbrachte einen signifikanten Unterschied zwischen Fläche S1 und S2 in einer Bodentiefe von 10–30 und 30–50 cm.

4.2.7 Wurzelmasse

Bei der Probeaufbereitung wurde das Gewicht der Wurzelmasse > 2 mm erhoben. Tendenziell konnten auf allen Flächen mit abnehmender Distanz zum Baum größere Mengen der Wurzelmasse in 0–50 cm festgestellt werden. Die Mittelwerte lagen bei 2 g dm^{-3} , $3,5 \text{ g dm}^{-3}$ und 5 g dm^{-3} in der Distanz S, M und L in 0–50 cm. In einer Bodentiefe von 0–10 cm wies im Mittel aller Flächen die Referenz eine größere Wurzelmasse von $7,1 \text{ g dm}^{-3}$ im Vergleich zu Streuobst mit $4,1 \text{ g dm}^{-3}$ auf. Jedoch konnten größere Mengen der Wurzelmasse in den Bodentiefen 10–30 und 30–50 cm im Bereich der Baumkrone (S/M) beobachtet werden. Zugleich fiel die Wurzelmasse außerhalb der Baumkrone und auch auf den Referenzflächen in diesen Bodentiefen wesentlich geringer aus.

Tabelle 4: Arithmetisches Mittel \pm Standardabweichung von LD, pH-Wert, C_{tot} -, C_{anorg} -, C_{org} , N_t -Gehalt und C_{org}/N_t -Verhältnis der Streuobstflächen S1–S5 und Referenzflächen R1–R5, unterteilt nach der Bodentiefe (0–10, 10–30, 30–50 cm) und der Distanz (S, M, L)

Fläche		LD (g cm ⁻¹)	pH (CaCl ₂)	C _t (mg g ⁻¹)	C _{anorg} (mg g ⁻¹)	C _{org} -Gehalt (mg g ⁻¹)	N _t -Gehalt (mg g ⁻¹)	C _{org} /N _t -Verhältnis	
S1	Tiefe	0-10	0,7 \pm 0,1	6,5 \pm 0,3	97,2 \pm 9,8	2,7 \pm 2,1	94,5 \pm 9,1	10,0 \pm 1,1	9,5 \pm 0,3
		10-30	0,6 \pm 0,2	6,6 \pm 0,4	58,2 \pm 14,6	14,6 \pm 9,1	43,6 \pm 7,3	4,9 \pm 0,9	8,9 \pm 0,2
		30-50	0,9 \pm 0,3	6,8 \pm 0,3	66,7 \pm 11,1	55,7 \pm 13,5	11,0 \pm 4,4	1,4 \pm 0,4	7,7 \pm 1,0
	Distanz	S	0,8 \pm 0,2	6,7 \pm 0,5	75,4 \pm 21,9	26,6 \pm 25,5	48,7 \pm 37,2	5,3 \pm 3,8	8,6 \pm 1,4
		M	0,6 \pm 0,2	6,6 \pm 0,3	75,6 \pm 22,1	23,9 \pm 26,5	51,7 \pm 38,3	5,6 \pm 3,9	8,9 \pm 0,7
		L	0,8 \pm 0,3	6,6 \pm 0,3	71,1 \pm 19,8	22,6 \pm 25,5	48,6 \pm 35,9	5,4 \pm 3,8	8,6 \pm 0,8
R1	Tiefe	0-10	0,7 \pm 0,1	6,6 \pm 0,3	91,3 \pm 6,1	2,0 \pm 1,8	89,3 \pm 5,5	9,6 \pm 0,5	9,3 \pm 0,2
		10-30	0,8 \pm 0,2	6,6 \pm 0,3	57,3 \pm 11,4	16,9 \pm 11,1	40,4 \pm 0,7	4,6 \pm 0,1	8,7 \pm 0,1
		30-50	1,2 \pm 0,2	6,7 \pm 0,3	59,7 \pm 27,6	50,4 \pm 35,0	9,3 \pm 7,6	1,2 \pm 0,8	7,7 \pm 2,0
	Tiefe	0-10	0,8 \pm 0,0	6,6 \pm 0,3	106,2 \pm 7,1	31,5 \pm 4,5	74,7 \pm 10,2	8,4 \pm 0,9	8,9 \pm 0,5
		10-30	1,0 \pm 0,2	6,8 \pm 0,3	75,6 \pm 8,7	50,2 \pm 6,1	25,4 \pm 9,8	3,1 \pm 1,1	8,1 \pm 0,5
		30-50	1,4 \pm 0,2	6,9 \pm 0,2	70,0 \pm 3,1	63,3 \pm 7,5	6,7 \pm 8,8	1,2 \pm 1,0	4,6 \pm 2,5
Distanz	S	1,0 \pm 0,3	6,7 \pm 0,3	87,9 \pm 20,1	48,6 \pm 15,5	39,3 \pm 34,4	4,5 \pm 3,5	7,4 \pm 2,4	
	M	1,1 \pm 0,3	6,8 \pm 0,3	82,2 \pm 16,5	47,7 \pm 14,4	34,5 \pm 29,9	4,2 \pm 3,1	6,7 \pm 3,1	
	L	1,1 \pm 0,3	6,8 \pm 0,2	81,8 \pm 17,0	48,8 \pm 15,5	33,0 \pm 30,8	4,0 \pm 3,4	7,5 \pm 1,6	
R2	Tiefe	0-10	0,7 \pm 0,0	7,0 \pm 0,1	111,4 \pm 8,0	11,2 \pm 5,6	100,2 \pm 13,6	11,1 \pm 1,5	9,0 \pm 0,1
		10-30	0,8 \pm 0,2	7,2 \pm 0,2	79,6 \pm 2,2	38,1 \pm 15,2	41,5 \pm 16,9	4,8 \pm 1,7	8,5 \pm 0,7
		30-50	1,2 \pm 0,4	7,2 \pm 0,2	74,4 \pm 5,7	64,9 \pm 9,4	9,5 \pm 8,8	1,3 \pm 0,9	6,9 \pm 2,6

Tabelle 4, fortlaufend

Fläche		LD (g cm ⁻¹)	pH (CaCl ₂)	C _t (mg g ⁻¹)	C _{anorg} (mg g ⁻¹)	C _{org} -Gehalt (mg g ⁻¹)	N _t -Gehalt (mg g ⁻¹)	C _{org} /N _t -Verhältnis	
S3	Tiefe	0-10	0,7 ± 0,1	7,1 ± 0,2	94,2 ± 9,0	15,6 ± 10,6	78,6 ± 6,1	8,4 ± 0,5	9,3 ± 0,3
		10-30	1,3 ± 0,2	7,3 ± 0,1	55,1 ± 12,0	29,7 ± 14,6	25,4 ± 3,4	3,0 ± 0,4	8,6 ± 0,8
		30-50	1,3 ± 0,3	7,4 ± 0,1	57,9 ± 5,1	50,1 ± 6,6	7,8 ± 3,7	1,1 ± 0,2	7,1 ± 2,6
	Distanz	S	1,0 ± 0,3	7,3 ± 0,2	67,7 ± 21,8	31,3 ± 18,9	36,3 ± 30,7	4,0 ± 3,1	8,2 ± 1,6
		M	1,1 ± 0,3	7,3 ± 0,2	72,2 ± 21,5	34,8 ± 17,8	37,4 ± 32,9	4,2 ± 3,4	8,3 ± 2,3
		L	1,1 ± 0,4	7,3 ± 0,2	67,4 ± 19,2	29,3 ± 18,8	38,0 ± 33,1	4,3 ± 3,5	8,5 ± 1,5
R3	Tiefe	0-10	0,7 ± 0,0	7,1 ± 0,1	90,2 ± 2,2	7,1 ± 5,1	83,2 ± 6,8	8,9 ± 0,8	9,3 ± 0,1
		10-30	1,1 ± 0,0	7,2 ± 0,2	49,2 ± 10,0	18,3 ± 16,2	30,9 ± 9,1	3,5 ± 1,2	8,8 ± 0,5
		30-50	1,2 ± 0,2	7,2 ± 0,1	40,2 ± 11,5	23,2 ± 17,4	17,0 ± 11,3	1,9 ± 1,3	8,6 ± 1,1
S4	Tiefe	0-10	0,7 ± 0,1	7,0 ± 0,1	96,0 ± 4,8	18,9 ± 9,0	77,0 ± 8,4	8,4 ± 0,9	9,2 ± 0,3
		10-30	1,2 ± 0,1	7,2 ± 0,1	56,8 ± 9,3	31,1 ± 9,7	25,7 ± 3,7	3,0 ± 0,3	8,5 ± 0,6
		30-50	1,4 ± 0,2	7,3 ± 0,1	53,4 ± 8,4	44,2 ± 9,8	9,2 ± 1,7	1,3 ± 0,2	7,0 ± 1,2
	Distanz	S	1,1 ± 0,3	7,2 ± 0,1	69,8 ± 21,9	31,6 ± 12,6	38,1 ± 30,8	4,3 ± 3,1	8,3 ± 1,1
		M	1,1 ± 0,3	7,2 ± 0,2	67,5 ± 22,7	30,0 ± 14,5	37,5 ± 31,5	4,3 ± 3,3	8,1 ± 1,3
		L	1,1 ± 0,3	7,2 ± 0,2	68,9 ± 21,0	32,6 ± 16,1	36,3 ± 31,0	4,2 ± 3,3	8,2 ± 1,3
R4	Tiefe	0-10	0,8 ± 0,1	7,1 ± 0,1	89,5 ± 4,7	25,2 ± 0,6	64,3 ± 4,3	7,4 ± 0,5	8,7 ± 0,1
		10-30	1,1 ± 0,1	7,3 ± 0,1	63,6 ± 4,4	38,2 ± 3,8	25,4 ± 6,8	3,2 ± 0,7	7,9 ± 0,4
		30-50	1,4 ± 0,2	7,3 ± 0,1	59,0 ± 2,5	49,7 ± 7,5	9,3 ± 5,3	1,5 ± 0,7	6,2 ± 0,6

Tabelle 4, fortlaufend

Fläche		LD (g cm ⁻¹)	pH (CaCl ₂)	C _t (mg g ⁻¹)	C _{anorg} (mg g ⁻¹)	C _{org} -Gehalt (mg g ⁻¹)	N _t -Gehalt (mg g ⁻¹)	C _{org} /N _t -Verhältnis	
S5	Tiefe	0-10	0,8 ± 0,1	7,1 ± 0,1	108,8 ± 7,7	30,7 ± 2,5	78,1 ± 6,6	8,1 ± 0,6	9,6 ± 0,2
		10-30	1,3 ± 0,1	7,3 ± 0,1	64,4 ± 4,1	45,3 ± 4,5	19,1 ± 3,6	2,3 ± 0,3	8,2 ± 0,4
		30-50	1,5 ± 0,1	7,4 ± 0,0	57,8 ± 3,2	51,5 ± 4,6	6,3 ± 2,4	1,0 ± 0,1	6,1 ± 1,8
	Distanz	S	1,2 ± 0,3	7,2 ± 0,2	80,0 ± 25,9	44,5 ± 10,2	35,5 ± 34,9	3,9 ± 3,4	8,0 ± 1,8
		M	1,2 ± 0,3	7,2 ± 0,1	77,1 ± 23,8	42,5 ± 9,4	34,6 ± 32,6	3,8 ± 3,2	7,9 ± 1,9
		L	1,2 ± 0,3	7,2 ± 0,1	73,9 ± 23,7	40,5 ± 10,1	33,4 ± 32,8	3,7 ± 3,3	8,0 ± 1,9
R5	Tiefe	0-10	0,9 ± 0,2	7,1 ± 0,1	95,5 ± 10,6	35,0 ± 8,3	60,5 ± 18,8	6,3 ± 1,9	9,6 ± 0,1
		10-30	1,1 ± 0,2	7,3 ± 0,1	65,7 ± 3,3	43,0 ± 8,6	22,8 ± 11,7	2,6 ± 1,3	8,9 ± 0,7
		30-50	1,2 ± 0,3	7,3 ± 0,0	61,4 ± 1,8	47,8 ± 1,7	13,6 ± 3,4	1,7 ± 0,2	7,8 ± 1,0

4.2.8 C_{org}-Vorrat

Für die Streuobstflächen wurde ein mittlerer C_{org}-Vorrat von $11,5 \pm 2,0$, $11,3 \pm 2,3$, $12,9 \pm 0,8$, $13,7 \pm 0,9$ und $12,4 \pm 1,8$ kg C m⁻² auf Fläche S1, S2, S3, S4 und S5 in einer Bodentiefe von 0–50 cm errechnet. Der Vergleich zwischen Streuobst- und Referenzfläche erbrachte keine signifikanten Unterschiede bezüglich des C_{org}-Vorrats. Gleichwohl war ersichtlich, dass Fläche S1 und S3 einen geringeren, Fläche S4 einen geringfügig größeren und Fläche S4 und S5 einen größeren C_{org}-Vorrat in 0–50 cm Bodentiefe im Vergleich zur jeweiligen Referenzfläche aufwiesen. Die Differenz fand sich dabei auf Fläche S1–S4 in einer Bodentiefe von 10–50 cm, während Fläche S5 in den oberen 10 cm einen deutlich höheren C_{org}-Vorrat aufwies. Aus Tabelle 5 sind für die Referenzflächen von S1 und S3 höchste Standartabweichungen von 4,1 und 4,2 zu entnehmen.

Eine Abnahme des C_{org}-Vorrats mit der Bodentiefe konnte bei gleicher Mächtigkeit auf allen Flächen beobachtet werden. Mittlere C_{org}-Vorräte von $5,8 \pm 0,6$, $4,9 \pm 1,3$ und $1,6 \pm 1,0$ kg C m⁻² wurden in 0–10, 10–30 und 30–50 cm Bodentiefe ermittelt.

In Abbildung 13 ist der mittlere C_{org} und N_t-Vorrat aller Streuobstflächen in Abhängigkeit der Distanz S, M und L zum Stammfuß dargestellt. Im Hinblick auf die unterschiedlichen Distanzen konnten weder tiefenübergreifend noch in Einzelbetrachtung der Bodentiefen signifikante Unterschiede eruiert werden. Allerdings fiel bei Betrachtung der aufsummierten C_{org}-Vorräte aller Bodentiefen und aller Flächen eine Zunahme des mittleren C_{org}-Vorrats mit der Entfernung zum Stammfuß auf. Hierbei wurde bei den Distanzen M (5,9) und L (5,9) ein um 4,4% größerer C_{org}-Vorrat als bei Distanz S (5,7) beobachtet. Bei singulärer Betrachtung der einzelnen Bodentiefen konnte dieser Effekt nur in 0–10 cm festgestellt werden.

Der C_{org}-Vorrat der Flächen S1–S5 lag im Mittel bei $12,4 \pm 1,8$ kg C m⁻² in 0–50 cm Bodentiefe. Fläche S4 stellte mit $13,7$ kg C m⁻² die Fläche mit dem größten und Fläche S2 mit $11,3$ kg C m⁻² dem geringsten mittleren C_{org}-Vorrat in 0–50 cm Tiefe dar. In den jeweiligen Bodentiefen konnten diesbezüglich nur vereinzelt signifikante Unterschiede zwischen den Streuobstflächen ausfindig gemacht werden. Auffällig sind Fläche S3 und S4 mit einem verhältnismäßig hohen C_{org}-Vorrat in einer Bodentiefe von 10–30 cm im Vergleich zu der darüber liegenden Bodentiefe und den anderen Flächen. Dies begründet auf diesen Flächen einen nicht signifikanten Unterschied zwischen Bodentiefe 0–10 und 10–30 cm. In besagter Tiefe konnte ein signifikanter Unterschied zwischen Fläche S3 und S1, S3 und S2 und ein knapp signifikanter Unterschied ($p < 0,056$) zwischen Fläche S4 und S2 festgestellt werden.

4.2.9 N_t-Vorrat

Für die Streuobstflächen S1, S2, S3, S4 und S5 konnte ein N_t-Vorrat von $1,3 \pm 0,2$, $1,4 \pm 0,2$, $1,5 \pm 0,1$, $1,6 \pm 0,1$ und $1,5 \pm 0,1$ kg N m⁻² in einer Bodentiefe von 0–50 cm berechnet werden. Der Vergleich zwischen Streuobst- und Referenzfläche erbrachte keine signifikanten Unterschiede bezüglich des N_t-Vorrats. Jedoch war ersichtlich, dass Fläche S1 und S3 einen geringeren, Fläche S4 einen geringfügig größeren und Fläche S4 und S5 einen größeren N_t-Vorrat in 0–50 cm Bodentiefe im Vergleich zur jeweiligen Referenzfläche aufwiesen. Ähnlich dem C_{org}-Vorrat konnte auf Fläche S1–S4 in 0–10 cm Bodentiefe eine geringe Differenz zwischen Streuobst- und Referenzfläche ausgemacht werden. Während Fläche S5 im Vergleich zur Referenzfläche in den oberen 10 cm einen deutlich höheren N_t-Vorrat aufwies. Wie beim C_{org}-Vorrat konnten auch hier auffallend

hohe Standardabweichung von 0,4 und 0,5 auf den Referenzflächen S1 und S3 beobachtet werden (siehe Tabelle 5).

Auf allen Flächen wurde, bei gleicher Mächtigkeit der Tiefenstufen, eine Abnahme des N_t -Vorrats mit der Bodentiefe nachgewiesen. Dieser betrug im Mittel aller Streuobstflächen $0,6 \pm 0,1$, $0,6 \pm 0,2$ und $0,3 \pm 0,1$ kg N m⁻² in 0–10, 10–30 und 30–50 cm Bodentiefe.

Zwischen den unterschiedlichen Distanzen zum Stammfuß konnten tiefenübergreifend keine signifikanten Unterschiede verzeichnet werden. Allerdings unterschied sich der mittlere N_t -Vorrat aller Flächen in 0–10 cm signifikant in der Distanz S und L. Tendenzen in einer Bodentiefe von 0–50 cm werden in Abbildung 13 ersichtlich. Der N_t -Vorrat in der Distanz M (0,64) und L (0,65) war um 4,2 und 4,4% größer als der N_t -Vorrat in der Distanz S (0,59).

Der N_t -Vorrat der Flächen S1–S5 befand sich im Mittel bei $1,5 \pm 0,2$ kg N m⁻². Dieser variierte zwischen Fläche S1 mit dem niedrigsten N_t -Vorrat von $1,3$ kg N m⁻² und Fläche S4 mit dem größten N_t -Vorrat von $1,6$ kg N m⁻². Bei Betrachtung der jeweiligen Bodentiefen ließen sich keine nennenswerten Unterschiede der Streuobstflächen dokumentieren. Lediglich Fläche S3 und S4 fielen mit einem relativ großen N_t -Vorrat in 10–30 cm Bodentiefe im Vergleich zu der darüberliegenden Bodentiefe auf.

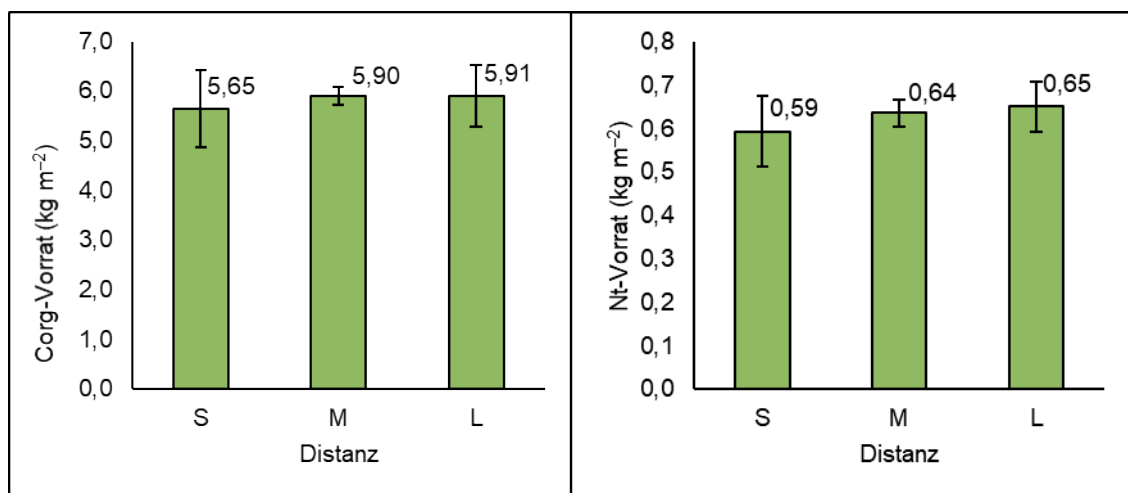


Abbildung 13: Arithmetisches Mittel des C_{org} -Vorrats (links) und N_t -Vorrats (rechts) der Streuobstflächen S1–S5 in Abhängigkeit der Distanz (S, M, L) zum Stammfuß mit dazugehöriger Standardabweichung einer Bodentiefe von 0–50 cm.

4.3 Gesamt-Kohlenstoffvorrat der Streuobstflächen

Der Gesamt-Kohlenstoffvorrat (C_{ges}) der Untersuchungsflächen umfasst den C_{org} -Vorrat des Bodens in 0–50 cm und den C-Vorrat der Gehölzbiomasse. In Abbildung 14 sind Streuobstflächen und dazugehörige Grünland-Referenzflächen mit jeweiligen C-Vorräten abgebildet. In Tabelle 5 sind die zugehörigen Mittelwerte und Standardabweichungen tabellarisch dargestellt. Fläche S2, S4 und S5 wiesen einen deutlich höheren C_{ges} -Vorrat mit 136,6 bzw. 149,5 und 149,1 t C ha⁻¹ im Vergleich zur jeweiligen Referenzfläche mit 112,2 bzw. 124,7 und 112,8 t C ha⁻¹ auf. Fläche S1 und S3 unterschieden sich mit einem C_{ges} -Vorrat von 132,1 und 156,6 t C ha⁻¹ marginal von den

entsprechenden Referenzflächen mit 132,9 und 156,3 t C ha⁻¹. Im Mittel aller Flächen konnte auf den Streuobstflächen ein C_{ges}-Vorrat von 144,8 t C ha⁻¹ ausgemacht werden. Dieser befand sich um 17 t C ha⁻¹ oder 8,8% über dem C-Vorrat der Grünlandflächen, welche im Mittel einen C-Vorrat von 127,8 t C ha⁻¹ aufwiesen.

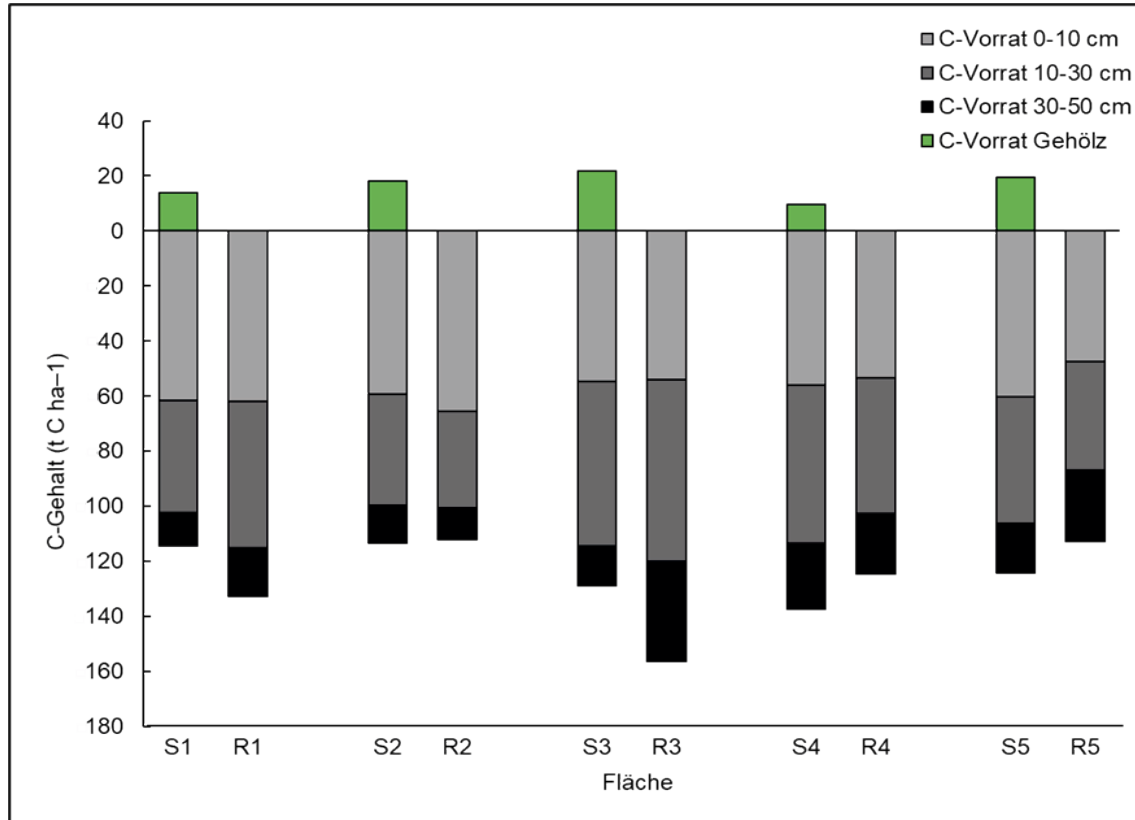


Abbildung 14: Mittlere C_{ges}-Vorräte (C-Vorräte der Gehölzbiomasse und C_{org}-Vorräte bis 50 cm Tiefe) der Streuobstflächen S1–S5 und Referenzflächen R1–R5

Tabelle 5: C-Vorräte der Gehölzbiomasse und C_{org}-Vorräte (bis 50 cm Tiefe) der Streuobstflächen und Referenzflächen (Mittelwerte ± Standardabweichung)

C-Vorrat (t ha ⁻¹)		Fläche 1	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4	Fläche 5	
Streuobst	Gehölzbiomasse	17,6	23,2	27,7	12,2	24,9	
	Tiefe	0-10	61,4 ± 0,8	59,2 ± 1,4	54,6 ± 0,7	55,8 ± 0,5	60,1 ± 0,6
		10-30	41,0 ± 1,1	40,6 ± 1,2	59,8 ± 0,5	57,7 ± 0,8	46,0 ± 1,1
		30-50	12,1 ± 0,6	13,6 ± 0,6	14,6 ± 0,8	23,8 ± 0,3	18,1 ± 0,3
Referenz	0-10	61,8 ± 1,5	65,5 ± 0,7	53,9 ± 1,5	53,3 ± 0,5	47,4 ± 0,3	
	Tiefe	10-30	53,4 ± 1,4	35,0 ± 0,6	66,1 ± 1,6	49,3 ± 0,8	39,5 ± 1,1
		30-50	17,7 ± 0,5	11,7 ± 0,6	36,3 ± 0,4	22,2 ± 0,2	25,9 ± 0,5

4.4 Einfluss der Orientierung der Beprobung auf die Bodenparameter

Dieser Teilversuch wurde durchgeführt, um einen möglichen Einfluss der Orientierung der Beprobung, ausgehend vom Stammfuß als Zentrum, auf die Bodeneigenschaften feststellen zu können.

Wie aus Tabelle 6 ersichtlich wird, erbrachte die Untersuchung hinsichtlich der Lagerungsdichte und des pH-Wertes keine signifikanten Unterschiede zwischen den Himmelsrichtungen Nord, Ost, Süd und West. Auffallend war jedoch eine größere Lagerungsdichte auf Fläche S1 und S5 in Richtung Norden und Westen. Zudem konnte auf beiden Flächen in Richtung Norden und Süden ein niedrigerer, mittlerer pH-Wert verzeichnet werden.

Ein signifikanter Unterschied des C_{anorg} -, C_{org} - und N_t -Gehalts konnte zwischen den Himmelsrichtungen auf Fläche S1 und S5 nicht registriert werden. Auch flächenübergreifend konnten der Auswertung keine signifikanten Auffälligkeiten entnommen werden. Auf Fläche S1 wurden in Richtung Osten in den Abständen M und L lediglich Tendenzen eines höheren C_{org} - und N_t -Gehalts im Vergleich zu den anderen Himmelsrichtungen wahrgenommen. Das C/N-Verhältnis unterschied sich zwischen den Himmelsrichtungen nicht signifikant, weder flächenübergreifend noch in der Einzelbetrachtung der Flächen. Zwischen den Himmelsrichtungen ergaben sich auch für den C_{org} - und N_t -Vorrat keine signifikanten Differenzen. Der tendenziell höhere C_{org} - und N_t -Gehalt in Richtung Osten, in Distanz M und L konnte im C_{org} - und N_t -Vorrat auch erwiesen werden.

Bezüglich der Distanz zum Stammfuß konnte im Mittel beider Flächen ein signifikant niedrigerer pH-Wert in der Distanz S von $6,65 \pm 0,3$ im Vergleich zu M und L mit $6,73 \pm 0,2$ und $6,78 \pm 0,2$ nachgewiesen werden. Zudem wurde auf beiden Flächen eine Tendenz der Abnahme des $C_{carbonat}$ -Gehalts mit der Distanz zum Stammfuß beobachtet. Aus Tabelle 6 gehen auch hier tendenziell niedrigste C_{org} - und N_t -Vorräte in der Distanz S auf beiden untersuchten Streuobstflächen hervor.

Tabelle 6: LD, pH-Wert, C_{tot} , C_{anorg} , C_{org} , N_t -Gehalt und C_{org}/N_t -Verhältnis in 0–10 cm Bodentiefe der Streuobstflächen S1 und S5, unterteilt nach der Ausrichtung (N, O, S, W) und der Distanz (S, M, L) (Mittelwerte \pm Standardabweichung)

Fläche		LD (g cm ⁻¹)	pH (CaCl ₂)	C _t (mg g ⁻¹)	C _{anorg} (mg g ⁻¹)	C _{org} -Gehalt (mg g ⁻¹)	N _t -Gehalt (mg g ⁻¹)	C _{org} /N _t -Verhältnis	
S1	Ausrichtung	N	0,8 \pm 0,1	6,6 \pm 0,3	91,4 \pm 5,4	13,7 \pm 3,8	77,7 \pm 6,1	8,4 \pm 0,5	9,2 \pm 0,2
		O	0,8 \pm 0,0	6,8 \pm 0,1	97,7 \pm 6,5	15,1 \pm 10,7	82,5 \pm 14,9	9,2 \pm 1,1	8,9 \pm 0,9
		S	0,8 \pm 0,0	6,4 \pm 0,1	88,6 \pm 6,5	11,9 \pm 8,0	76,6 \pm 2,8	8,3 \pm 0,2	9,2 \pm 0,2
		W	0,8 \pm 0,1	6,7 \pm 0,1	91,3 \pm 11,5	12,6 \pm 6,3	78,6 \pm 8,0	8,7 \pm 0,9	9,1 \pm 0,2
	Distanz	S	0,8 \pm 0,1	6,6 \pm 0,2	92,7 \pm 5,9	17,7 \pm 9,4	75,0 \pm 7,7	8,3 \pm 0,3	9,1 \pm 0,8
		M	0,8 \pm 0,1	6,6 \pm 0,2	94,2 \pm 8,1	11,9 \pm 4,6	82,3 \pm 6,7	8,9 \pm 0,7	9,2 \pm 0,2
L		0,8 \pm 0,1	6,7 \pm 0,1	89,7 \pm 10,1	10,4 \pm 5,3	79,3 \pm 10,8	8,8 \pm 1,0	9,0 \pm 0,2	
S5	Ausrichtung	N	0,9 \pm 0,1	6,8 \pm 0,3	105,8 \pm 6,8	31,5 \pm 2,8	74,3 \pm 9,2	7,8 \pm 0,8	9,6 \pm 0,3
		O	0,9 \pm 0,1	6,9 \pm 0,1	111,6 \pm 8,8	31,5 \pm 1,9	80,1 \pm 9,5	8,3 \pm 1,0	9,6 \pm 0,2
		S	0,9 \pm 0,1	6,7 \pm 0,3	113,6 \pm 6,1	32,6 \pm 2,6	81,1 \pm 8,0	8,5 \pm 0,8	9,5 \pm 0,1
		W	0,9 \pm 0,1	6,9 \pm 0,2	108,3 \pm 6,4	32,1 \pm 2,4	76,2 \pm 7,2	8,1 \pm 0,6	9,5 \pm 0,2
	Distanz	S	0,9 \pm 0,1	6,7 \pm 0,3	109,8 \pm 9,4	33,2 \pm 1,0	76,6 \pm 9,4	8,0 \pm 0,9	9,6 \pm 0,2
		M	0,9 \pm 0,1	6,8 \pm 0,2	109,5 \pm 4,9	32,2 \pm 2,0	77,3 \pm 6,3	8,1 \pm 0,5	9,5 \pm 0,3
L		0,9 \pm 0,1	6,9 \pm 0,2	110,2 \pm 7,9	30,3 \pm 2,9	79,9 \pm 9,9	8,4 \pm 0,9	9,5 \pm 0,2	

5 Diskussion

5.1 Methodik der Biomasseschätzung

Die allometrische Bestimmung der Biomasse stellt eine leicht reproduzierbare Möglichkeit dar, um bei der Ermittlung von C-Vorräten eine große Anzahl an Bäumen miteinzubeziehen. Chave et al. (2004) berichten von möglichen Fehlerquellen der allometrischen Biomassebestimmung. Dabei werden Faktoren wie Messunsicherheit, Auswahl des allometrischen Modells, Stichprobenunsicherheiten und fehlende Repräsentativität aufgezählt. Eine Messunsicherheit kann nicht ausgeschlossen werden, daher wurden in dieser Arbeit Messungen wiederholt vorgenommen. Da das Modell zur Bestimmung der Biomasse unter ähnlichen Rahmenbedingungen an Streuobstbäumen in Österreich entwickelt wurde, stellt dies die derzeit beste Möglichkeit dar, die Biomasse von Streuobstbäumen allometrisch zu bestimmen.

Die allometrische Bestimmung der Gehölzbiomasse anhand der gemessenen Parameter Baumhöhe, BHD und Kronendurchmesser erbrachte mit anderen Studien vergleichbare Ergebnisse. Aufgrund der starken Korrelation zwischen dem BHD und dem Kronenradius könnte für diesen Standort eine allometrische Bestimmung der Gehölzbiomasse anhand des BHD und der Baumhöhe ausreichend sein. Dies bedarf jedoch weiterer Untersuchungen. Ein allometrisches Modell auf Basis einer größeren Stichprobenanzahl, unterschiedlicher Regionen und unterschiedlichen Systemen, welche sich hinsichtlich Alter, Sorte und Struktur unterscheiden, wäre von Vorteil. Dadurch könnte bei der Untersuchung dieser sehr variablen Systeme eine höhere Sicherheit gewährleistet werden.

Die große Heterogenität der Bäume stellt grundsätzlich eine Herausforderung für eine repräsentative Skalierung der Gehölzbiomasse dar. Durch das Einteilen der Bäume in unterschiedliche Altersgruppen und der prozentualen Skalierung der jeweils geschätzten mittleren trockenen Gehölzbiomasse je Altersgruppe konnten jedoch repräsentative Ergebnisse erzielt werden.

Die Bestimmung der Wurzelmasse von Streuobstwiesen unter Verwendung des in der Literatur angegebenen Faktors für das Spross-Wurzel-Verhältnis in Wäldern von 27% kann zu einer Unterschätzung der Wurzelmasse führen (Nair 2012, Pessler 2012, Cardinael et al. 2017). So erhielt Murneek (1942) beispielsweise bei der Bestimmung des Trockengewichts eines Apfelbaums ein Spross-Wurzel-Verhältnis von 33,9%. Des Weiteren ist die Ausbildung des Wurzelsystems und der Wurzelbiomasse stark von den Gegebenheiten am Standort, wie dem Bodentyp, Bodenart, Tiefgründigkeit, Niederschlag (Bengough 2012, Lipiec et al. 2012) und der Begleitvegetation (Yao et al. 2009) abhängig. Darüber hinaus kann aufgrund der geringen Baumdichte in silvopastoralen Systemen von einem schnelleren Baumwachstum als in Wäldern ausgegangen werden (Balandier & Dupraz 1998). Weiterhin stehen die Baumwurzeln in einem kompetitiven Verhältnis zur Grünland-Vegetation, woraus ein tiefreichendes und weitläufiges Wurzelsystem resultieren kann (Upson & Burgess 2013, Cardinael et al. 2015b).

Ein weiterer Punkt, der zu einer Unterschätzung der Wurzelbiomasse führen könnte, ist die durch den Baumschnitt entfernte Biomasse, da anhand der oberirdischen Gehölzbiomasse auf den unterirdischen Teil des Baumes geschlossen wird.

Die Verwendung von leicht wiederholbaren und repräsentativen Methoden zur Erhebung der Wurzelbiomasse, wie etwa die Bestimmung mit Hilfe von Radarsystemen, wäre

vorteilhaft, um Werte für die Wurzelmasse von AFS oder Streuobstwiesen zu generieren (Borden et al. 2014).

5.2 Methodik der Bodenbeprobung

Vorab wurde über verschiedene Herangehensweisen der Bodenbeprobung diskutiert. Der Stammfuß sollte als zentraler Ausgangspunkt der Beprobung dienen, um die Anwendung und Vergleichbarkeit auf Streuobstflächen mit verschiedenen Baum- und Reihenabständen zu gewährleisten. Für den Abstand der Messpunkte zum Stammfuß gibt es je nach System unterschiedliche Möglichkeiten. Messpunkte können in festen Abständen zum Baum gewählt werden, wobei inhomogene Kronendurchmesser die Vergleichbarkeit der Messpunkte negativ beeinflussen können. Alternativ finden variable Messpunkte in Abhängigkeit des Kronendurchmessers Anwendung. Diese Herangehensweise kann die Vergleichbarkeit der Messpunkte ebenfalls negativ beeinflussen, da die Abstände der Messpunkte zueinander und zum Baum gegebenenfalls stark variieren. Daher wurden für diese Arbeit zwei feste und ein variabler Messpunkt kombiniert. Zwei feste Messpunkte in 1,5 und 3 m Entfernung befanden sich im überschirmten Bereich des Baumes, während der variable Messpunkt 1 m außerhalb dieses Bereichs angesetzt wurde.

Zudem wurde von dem Baum ausgehend in nur eine Himmelsrichtung beprobt, um den Arbeitsaufwand zu limitieren. Diese Herangehensweise stellte sich als zielführend heraus, da viele Bäume in kurzer Zeit beprobt werden konnten. Bei gleichbleibender Orientierung der Beprobung konnte zusätzlich ein möglicher Einfluss durch Beschattung und Wind ausgeschlossen werden.

Da das Wurzelsystem in flachgründigen Böden mehr in die Breite als in die Tiefe wächst, kann ein deutlich größerer Abstand der Messpunkte zum Baumstamm in Erwägung gezogen werden, um Unterschiede im Boden feststellen zu können. In dieser Arbeit wurde ein Messpunkt 1 m außerhalb der Baumkrone gesetzt. Den Ausmaßen von Apfelbäumen zu urteilen, befand sich dieser Messpunkt noch in dem direkten Einflussbereich der Baumwurzeln (Kutschera & Lichtenegger 2002, 2013). Sowohl die unterirdische Wurzelmasse wie auch mikroklimatische Auswirkungen des Baumes reichen darüber hinaus. In einer Studie von Pardon et al. (2017) konnte in einem silvoarablen AFS in Belgien ein signifikanter Einfluss der Bäume auf den C_{org} -Vorrat der Ackerböden auch in einem Abstand von über 5 m von der Baumreihe vermerkt werden. Daher könnten weitere Messpunkte in größerer Entfernung zur Baumkrone die Repräsentativität der Erhebungen möglicherweise verbessern.

Aufgrund flachgründiger Böden an den Untersuchungsstandorten erfolgte die Bodenprobenahme bis zu einer Bodentiefe von 0–50 cm. Der Turnover der Wurzeln sowie die Rhizodeposition sind maßgeblich für den C-Eintrag von Bäumen in den Boden verantwortlich (Upson & Burgess 2013). Obstbäume können aufgrund ihrer natürlichen Wuchseigenschaften (Kutschera und Lichtenegger 2013), aber auch durch den Einfluss der Grünlandvegetation, ihr Wurzelsystem in weitaus tiefere Bodenschichten ausprägen (Yao et al. 2009, Kutschera & Lichtenegger 2013). Daher wird eine Beprobung tieferer Bodenschichten nach Möglichkeit bis zu 1 m nahegelegt. Auch Shi et al. (2018) weisen auf einen vielfach unterbewerteten C-Eintrag durch Bäume auf landwirtschaftlichen Flächen hin. Eine Beprobung von tieferen Bodenschichten ist daher von großer Bedeutung bei der Untersuchung von AFS (Nair 2012, Cardinael et al. 2018, Shi et al. 2018).

Zur Feststellung des Einflusses der Beprobungsrichtung auf die Bodenparameter wurden zwei Streuobstflächen intensiver beprobt. Die Tendenz eines Effekts der Bäume auf den C_{anorg} -Gehalt, den pH-Wert, C_{org} und Nt-Gehalt sowie auf den Vorrat in unterschiedlicher Distanz zum Stammfuß wurde unter intensiverer Beprobung der Flächen besser sichtbar. Dies kann durch eine unerwartet hohe kleinräumige Heterogenität der Standorte begründet werden. Es besteht daher weiterer Forschungsbedarf, um den C_{org} -Vorrat systematisch in Abhängigkeit der Distanz zum Stammfuß zu untersuchen.

5.3 Einfluss der Orientierung der Beprobung auf die Bodenparameter

Beim dritten Teilversuch wurden Bodenproben in einer Bodentiefe von 0–10 cm ausgehend vom Stammfuß in vier Himmelsrichtungen (Nord, Ost, Süd, West) entnommen. Hierdurch sollten mögliche Einflüsse durch den Schattenwurf des Baumes und die Windrichtung untersucht werden. Diese gehen aus der Literatur als Einflussfaktoren auf Wachstum- und Bodenparameter hervor (Swieter et al. 2016, Hoosbeek et al. 2018).

Den Ergebnissen konnte kein signifikanter Einfluss der Orientierung der Beprobung auf die Bodenparameter entnommen werden. Zu diesem Ergebnis gelangten auch Rossetti et al. (2015) und Fernández-Moya et al. (2011). In deren Studien wurde der Einfluss von Bäumen im Grünland auf Bodenparameter und die Biodiversität im mediterranen Raum untersucht. Ausgehend von dem Stammfuß als Zentrum fand eine Beprobung von Transekten in Richtung Nordost und Südwest statt. Die Ergebnisse lieferten keine signifikanten Unterschiede zwischen südwestlicher und nordöstlicher Himmelsrichtung.

In der vorliegenden Studie konnten Tendenzen nicht ausreichend erklärt werden und wurden aufgrund der geringen Probenanzahl durch die Heterogenität der Böden und die Messunsicherheiten begründet. Demzufolge kann auf Grünlandstandorten die Orientierung der Bodenbeprobung von AFS, wobei der Baum als Zentrum betrachtet wird, vernachlässigt werden. Jedoch gilt es zu berücksichtigen, dass es sich in dieser Untersuchung um besonders humose Böden handelte und vermutlich infolgedessen kein Einfluss der Bäume auf die Bodenparameter festzustellen war. Weitere Untersuchungen wären notwendig, um einen Einfluss der Orientierung der Bodenbeprobung in anderen Regionen mit unterschiedlichen klimatischen und pedologischen Voraussetzungen ausschließen zu können. Daher wird bei einer solchen Beprobung eine Vereinheitlichung der Orientierung der Beprobung, wie es in dieser Arbeit praktiziert wurde, empfohlen.

5.4 Kohlenstoffvorrat der Gehölzbiomasse

Wie von Eichhorn et al. (2006) und Schröter-Schlaack et al. (2016) beschrieben, unterschieden sich auch die Streuobstflächen dieser Arbeit stark in ihrer Besatzdichte und Zusammensetzung. Die Besatzdichte variierte von 44–102 Bäume ha^{-1} . In der Literatur wird eine Baumdichte von 20–100 Bäume ha^{-1} angegeben (Herzog 1998). Die mittlere Besatzdichte von 73,6 Bäume ha^{-1} deckt sich mit den Angaben von Kilian et al. (2020), wobei im Mittel 80 Bäume ha^{-1} angenommen wurden. In einer Arbeit von Pessler (2012) wurden hingegen Streuobstflächen mit einer mittleren Baumdichte von 121,4 ha^{-1} untersucht. Dabei ist zu vermerken, dass auf den Streuobstflächen der vorliegenden Arbeit zum Teil Lücken wie auch breite Randstreifen ohne Obstbäume existierten. In einer Metastudie von Cardinael et al. (2018) wurde für silvopastorale AFS in Europa eine mittlere Baumdichte von 225–1667 Bäume ha^{-1} angegeben. Im Vergleich dazu fällt die Baumdichte von Streuobstwiesen deutlich geringer aus. Zudem unterschieden sich AFS

hinsichtlich des Alters erheblich. Während in besagter Metastudie ein mittleres Alter von 12 Jahren resultierte, variierte das Alter von Obstbäumen auf Streuobstwiesen im Alpenvorland von Bayern zwischen 10 und 70 Jahren. Somit ist auf Streuobstflächen im Vergleich zu anderen AFS zwar eine geringere Baumdichte vorhanden, jedoch weisen diese eine wesentlich längere Standzeit auf. Diese Tatsache hebt die Bedeutung effektiver Nachpflanzungen und der Vermeidung von Lücken hervor, um möglichst viel C in dem System zu speichern.

Neben der Besatzdichte konnten erhebliche Unterschiede der Baumbestände hinsichtlich Höhe, BHD und Kronenradius zwischen den Flächen festgestellt werden (siehe Tabelle 1). Aus den Messwerten resultierte ein mittlerer oberirdischer C-Vorrat von 234,5 kg C pro Baum. Der C-Vorrat pro Baum variierte wiederum zwischen 7,9 und 807,4 kg C. Dies spiegelt die große Heterogenität von Streuobstwiesen wider, weshalb sich unter anderem eine Skalierung der Baum-Biomasse der untersuchten Streuobstflächen auf Bayern oder Deutschland als schwierig herausstellte. In dieser Arbeit fand eine Einteilung der Baumbestände in drei Altersgruppen statt. Der mittlere C-Vorrat wurde anhand einer allometrischen Biomasseschätzung für jede Altersgruppe und Streuobstfläche bestimmt. Hierdurch konnte eine Annäherung an die reale Biomasse und entsprechendem C-Vorrat der Flächen gewährleistet werden. Eine solche Vorgehensweise wird empfohlen, um eine Skalierung der Baum-Biomasse von Streuobstbeständen in Bayern oder Deutschland vornehmen zu können. Dafür bedarf es an aktuellen Daten zu Streuobstbeständen in Bayern oder Deutschland. In Bayern fand seit 1965 keine flächendeckende Erhebung der Streuobstbestände statt. Es existieren lediglich Hochrechnungen anhand von Daten, basierend auf Abschätzungen (Kilian 2013).

Im Mittel aller Flächen konnte in dieser Studie in der Spross-Biomasse ein C-Vorrat von 234,5 kg C Baum⁻¹ ermittelt werden. Dieser Wert deckt sich mit den Angaben von Peßler (2012) mit 203,5 kg C Baum⁻¹. Für den Hektar berechnet ergab sich ein mittlerer C-Vorrat von 16,6 t C ha⁻¹ der oberirdischen Gehölzbiomasse. Dieser Wert liegt im Bereich der Ergebnisse von Pessler (2012) mit 21,7 t C ha⁻¹ und Broghammer (2012) mit 11 t C ha⁻¹. Ma et al. (2020) berechneten für AFS, global betrachtet, im Mittel 46,1 t C ha⁻¹ gespeicherten C in der oberirdischen Gehölzbiomasse. Streuobstwiesen befinden sich vergleichsweise auf einem niedrigeren Niveau. Dies kann jedoch durch eine geringe Baumdichte der Flächen und einer langen Standzeit der Obstbäume begründet werden.

Bei einem angenommenen Spross-Wurzel-Verhältnis von 27% konnte ein mittlerer C-Vorrat der Wurzel von 63,3 kg C pro Baum abgeschätzt werden. Daraus ergibt sich ein C_{ges}-Vorrat von 21,1 t C ha⁻¹ der Gehölzbiomasse. Wie bereits erwähnt, führt die Verwendung eines Spross-Wurzel-Verhältnisses womöglich zu einer Unterschätzung der Wurzelbiomasse. Hier werden belastbare Daten zur Wurzelmasse von Obstbäumen benötigt.

Für die Flächen wurde eine mittlere C-Sequestrierungsrate für die Gehölzbiomasse von 0,4 t C ha⁻¹ a⁻¹ festgestellt. Eine Arbeit von Zanutelli et al. (2015) ermittelte für eine Apfelplantage eine C-Sequestrierungsrate von 0,7 t C ha⁻¹ a⁻¹ in der oberirdischen Gehölzbiomasse. Auf silvopastoralen AFS in Europa konnten in einer Metastudie C-Sequestrierungsraten von 0,6–1,0 t C ha⁻¹ a⁻¹ der Gehölzbiomasse nachgewiesen werden (Cardinael et al. 2018). In einer weiteren globalen Metastudie zur C-Speicherung in AFS variierte die C-Sequestrierungsrate der oberirdischen Gehölzbiomasse von 0,3–15,2 t C ha⁻¹ a⁻¹ (Nair 2012). Das Potential der C-Speicherung ist auf Streuobstflächen niedriger als in anderen AFS. Dies begründet sich zum einen in der geringeren

Besatzdichte, zum anderen durch das hohe Alter der Streuobstbäume von weit über 60 Jahren. Es ist davon auszugehen, dass der Biomasse-Zuwachs der Wurzeln wie auch der Krone im Laufe der Zeit abnimmt (Kutschera & Lichtenegger 2013). Studien von Dold et al. (2019) und Feliciano et al. (2018) zu Folge besitzen Bäume ein Maximum der Netto-C-Sequestrierung. Untersuchte Eichen und Pekannussbäume wiesen bereits nach 10 Jahren ein Maximum auf. Daher ist eine Nachpflanzung von hoher Relevanz, um die hohen C-Sequestrierungsraten in jungen Jahren auszunutzen und Lücken zu vermeiden. Die multifunktionale Nutzung von Streuobstwiesen wurde hierbei nicht berücksichtigt. Den Fruchtertrag gilt es dabei besonders zu erwähnen. In Apfelplantagen werden 44% des Kohlenstoffs der NPP in die Frucht verlagert (Zanotelli et al. 2015). Dieser mag auf Streuobstflächen nicht dieser Größenordnung gleichkommen, allerdings werden auch hier Erträge von 5,9–15,8 t ha⁻¹ a⁻¹ generiert (Braun 2017). Zudem werden jährlich 0,5–1,5 t ha⁻¹ Biomasse im Zuge des Baumschnitts entfernt, was einer C-Menge von 0,25–1,25 t C ha⁻¹ entspricht (Wiegmann et al. 2007).

Während auf Fläche S1 die mächtigsten Streuobstbäume zu finden waren, wies diese aufgrund der großen Pflanzabstände von 12 m einen wesentlich geringeren C-Vorrat der Gehölzbiomasse pro Hektar auf als Flächen mit geringerem Pflanzabstand von nur 7–8 m. Unter Ausschluss der Fläche S4 fand sich dieser Zusammenhang auch in den Daten wieder. Der mittlere C-Vorrat je Baum korrelierte negativ mit der Anzahl der Bäume pro Hektar. Der Einfluss der Besatzdichte auf den C-Gehalt des Baumes konnte auch von Pessler (2012) nachgewiesen werden. Aufgrund der geringeren Konkurrenz um Nährstoffe, Wasser und Licht kann mehr Biomasse bei weiten Baumabständen aufgebaut werden. Allerdings kann dieser Zusammenhang auch begründet werden durch den immensen Standraum von älteren Bäumen, wodurch weniger Jungbäume nachgepflanzt werden. Dies resultiert in einem hohen C-Vorrat pro Baum bei geringer Baumdichte und hohem Alter, wie auf Fläche S1 festgestellt wurde. Dem gegenüber wurden die höchsten C-Vorräte pro Hektar auf Flächen wie S2 S3 und S5 beobachtet, aufgrund höherer Baumdichten, niedrigerem Alter und einem höheren Netto-C-Aufbauvermögen junger Bäume.

5.5 Einfluss der Obstbäume auf Bodenparameter

5.5.1 Lagerungsdichte

Eine Abnahme der Lagerungsdichte mit der Bodentiefe konnte auf allen Flächen beobachtet werden mit $0,7 \pm 0,1$, $1,1 \pm 0,3$ und $1,3 \pm 0,3$ g cm⁻³ in einer Bodentiefe von 0–10, 20–30 und 30–50 cm. Die Zunahme der Lagerungsdichte wird durch eine Abnahme der organischen Bodensubstanz und der Struktur begründet.

Höchste Werte des C_{org}- und N_t-Gehalts konnten auf Fläche S1 gemessen werden. Aufgrund der geringen Lagerungsdichte unterschieden sich der C_{org}- und N_t-Vorrat allerdings nicht von den anderen Flächen.

Zwischen den Distanzen zum Baum konnten lediglich Tendenzen oder eine knapp signifikant höhere Lagerungsdichte in größerer Entfernung (L) zum Baum festgestellt werden. Als Ursache ist die größere Wurzelmasse in näherer Umgebung zum Baum denkbar. Dies rechtfertigen auch die erhobenen Daten zur Wurzelmasse, welche in geringerer Distanz zum Stammfuß höher ausfielen.

5.5.2 pH-Wert und C_{anorg}

Die pH-Werte von im Mittel $6,8 \pm 0,3$, $7,1 \pm 0,4$ und $7,2 \pm 0,3$ in einer Bodentiefe von 0–10, 10–30 und 30–50 cm fielen für Grünlandstandorte dieser Region etwas höher aus. In Untersuchungen von Böden des Alpenvorlands in Bayern wurden in A- und B-Horizonten pH-Werte von $6,0 \pm 1,1$ und $6,5 \pm 0,9$ gemessen (Wiesmeier et al. 2013). Der höhere pH-Wert und Carbonatgehalt dieses Standorts ist vermutlich bedingt durch das carbonatreiche Ausgangsgestein.

Die zum Teil signifikante Zunahme des pH-Wertes mit der Bodentiefe lässt sich zum einen durch die erhöhte Mineralisation in den oberen Bodenschichten erklären. Zum anderen gehen durch anfallende Niederschläge Carbonate in Lösung, werden in tiefere Bodenschichten verlagert und fallen dort als Sekundärcarbonate wieder aus. Die Anwesenheit von Carbonaten wirkt sich erhöhend auf den pH-Wert aus, resultierend in höheren pH-Werten im Unterboden.

In der zweiten Teiluntersuchung konnte kein Einfluss der Bäume auf den pH-Wert festgestellt werden. Die dritte Teiluntersuchung ergab allerdings einen signifikanten Unterschied des pH-Werts in der Distanz zum Stammfuß. Dabei nahm der pH-Wert auf beiden Flächen mit der Distanz zu und der C_{anorg} -Gehalt ab. Die Abnahme des C_{anorg} -Gehalts kann durch die Verteilung des Regenfalls, beeinflusst durch die Baumkrone, begründet werden. Da die Regenmenge unter Bäumen in der Nähe zum Stammfuß geringer ist als in größerer Distanz (Nanko et al. 2011), findet dort eine geringere Verlagerung von Carbonaten in die Tiefe statt. Die Anwesenheit von Carbonaten resultiert in der Regel in höheren pH-Werten, welche hier jedoch abnehmen. Daher könnte ein möglicher Einfluss der Bäume auf den pH-Wert bestehen. Es besteht weiterer Forschungsbedarf, um den Einfluss der Obstbäume auf den pH-Wert zu untersuchen.

5.5.3 C_{org} und N_{t}

Der C_{org} -Gehalt aller Streuobstflächen lag im Mittel bei $80,6 \pm 10,6$, $27,8 \pm 10,2$ und $8,2 \pm 5,0$ mg g^{-1} in einer Bodentiefe von 0–10, 20–30 und 30–50 cm. Wiesmeier et al. (2013) ermittelten für Grünland im Alpenvorland einen C_{org} -Gehalt von 37,7–42,3 und 6,9–13,4 in A- und B-Horizonten. Bei der Bodenbeprobung der Streuobstflächen wurde eine Bodentiefe von 0–50 cm beprobt, was dem A- und B-Horizont entspricht. Aufgrund dessen können die Werte aus dieser Untersuchung den Werten von Wiesmeier et al. (2013) gegenübergestellt werden. Aus dem C_{org} -Gehalt geht ein C_{org} -Vorrat von $5,8 \pm 0,6$, $4,9 \pm 1,3$ und $1,6 \pm 1,0$ kg C m^{-2} hervor. In der Arbeit von Wiesmeier et al. (2013) werden Werte von 8,7–9,6 und 4,5–6,2 kg C m^{-2} im Bereich des A- und B-Horizonts angegeben. Dies entspricht in Summe einem C_{org} -Vorrat von 13,2–15,8 kg C m^{-2} . Der C_{org} -Vorrat der vorliegenden Untersuchung betrug $12,4 \pm 1,2$ kg C m^{-2} und liegt somit knapp in diesem Bereich.

Der N_{t} -Gehalt aller Streuobstflächen befand sich im Mittel bei $8,7 \pm 1,0$, $3,3 \pm 1,1$ und $1,2 \pm 0,5$ mg g^{-1} in einer Bodentiefe von 0–10, 20–30 und 30–50 cm. Wiesmeier et al. (2013) beobachteten einen N_{t} -Gehalt von 4,0–4,7 und 1,3–2,1 im A- und B-Horizont. Ein N_{t} -Vorrat von $0,6 \pm 0,1$, $0,6 \pm 0,2$ und $0,3 \pm 0,1$ kg N m^{-2} in 0–10, 10–30 und 30–50 cm Bodentiefe konnte für die Streuobstflächen berechnet werden. Dies entspricht einem N_{t} -Vorrat von $1,5 \pm 0,2$ kg C m^{-2} in einer Bodentiefe von 0–50 cm. Im Voralpengebiet Bayerns konnte auf Grünland ein N_{t} -Vorrat von 1,0 und 0,2–0,4 kg N m^{-2} im A- und B-Horizont gemessen werden (Wiesmeier et al. 2013). Aufsummiert ergibt sich daraus ein

N_t -Vorrat von 1,2–1,4 kg N m⁻². Werden die Werte dieser Arbeit den Untersuchungen von Wiesmeier et al. (2013) gegenübergestellt, so stimmen diese überein.

In den Untersuchungen konnte ein starker linearer Zusammenhang des C_{org} - und N_t -Gehalts beobachtet werden (siehe Abbildung 12). Daher werden diese im Folgenden zusammen betrachtet.

Weder der C_{org} -Gehalt noch der daraus berechnete C_{org} -Vorrat der Streuobstflächen unterschieden sich signifikant von den jeweiligen Referenzflächen. Zudem wurden keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Distanz zum Stammfuß festgestellt. Diese Tatsache wird durch die Ergebnisse der Untersuchung des N_t -Gehalts und Vorrats bekräftigt. Es konnte kein Einfluss der Bäume auf den C_{org} - und N_t -Gehalt wie auch Vorrat ausgemacht werden. Allerdings wurde auch kein Einfluss der verschiedenen Bewirtschaftungssysteme beobachtet. Ein Einfluss durch Beweidung, Düngemaßnahmen und intensive Nutzung findet sich in den Messergebnissen der unterschiedlich bewirtschafteten Streuobstwiesen nicht wieder, obwohl diese zu einer messbaren Veränderung des C-Vorrats führen können (Haynes & Naidu 1998, Capriel & Seiffert 2009). Das Ausbleiben eines signifikanten Effekts der Obstbäume bzw. der unterschiedlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den C-Vorrat ist vermutlich auf die sehr hohen C_{org} -Vorräte in Grünlandböden des Alpenvorlands zurückzuführen. In der Literatur führt die Integration von Bäumen auf Ackerland zu erhöhten C-Vorräten, jedoch nicht auf Grünland (Laganière et al. 2010, Cardinael et al. 2018). In einer globalen Meta-Studie zur C-Sequestrierungsleistung von temperierten AFS wurden für silvopastorale AFS sogar negative mittlere C-Sequestrierungsraten von -0,17 und -0,03 in 0-20 und 20-40 cm Bodentiefe ermittelt (Mayer et al. 2021).

Die ständige Erneuerung der Wurzeln und die Rhizodeposition von Bäumen ist quantitativ der bedeutsamste Faktor des C-Eintrags in AFS (Upson & Burgess 2013, Cardinael et al. 2015b). Die Haupt-Wurzelmasse von Apfelbäumen findet sich je nach Tiefgründigkeit in einer Bodentiefe von bis zu 3 m wieder (Kutschera & Lichtenegger 2013, Song et al. 2020). Zudem stehen die Baumwurzeln in Konkurrenz zu den Graswurzeln. Dies bedingt eine Haupt-Wurzelzone in tieferen Bodenschichten (Yao et al. 2009). Daher könnte ein zusätzlicher C-Eintrag, ausgehend von den Bäumen, in tieferen Bodenschichten zu finden sein. Dieser Zusammenhang wird durch Ergebnisse von (Upson & Burgess 2013) bestätigt. Dort zeigte sich nach Etablierung von Bäumen auf Grünland ein höherer C_{org} -Gehalt ab einer Bodentiefe von 60 cm. In den darüber liegenden Bodenhorizonten konnte kein Unterschied beobachtet werden. Dem gegenüber steht die geringe Tiefgründigkeit der Streuobstflächen dieser Untersuchung. Zum Teil trat das Ausgangsgestein in einer Bodentiefe von 50 cm auf, welches das Tiefenwachstum der Bäume beschränken kann (Bengough 2012, Lipiec et al. 2012).

In AFS ist ein zusätzlicher C-Eintrag auf die anfallende Streu der Laubbiomasse zurückzuführen (Nair 2012, Morhart et al. 2016). Eine langfristige C-Akkumulation ist von der Bioverfügbarkeit und der Qualität der Streu abhängig, welche wiederum durch das C/N-Verhältnis und den Lignin-Gehalt bedingt werden (von Lützwow & Kögel-Knabner 2009). Da die Streu von Laubbäumen eine geringere Konzentration von Lignin und ein geringeres C/N-Verhältnis als Nadelbäume aufweisen, besitzt diese eine höhere Bioverfügbarkeit. Diese hat einen erhöhten mikrobiellen Abbau und somit eine erhöhte C-Freisetzung zur Folge (Amelung et al. 2018). Daher ist der langfristige C-Eintrag durch die Streu vermutlich so gering, dass dieser sich nicht messbar auf den C-Vorrat der C-reichen Grünlandböden im Alpenvorland auswirkt.

Eine weitere Begründung könnte der verminderte C-Eintrag durch den Unterwuchs im überschirmten Bereich darstellen, wodurch der zusätzliche Eintrag durch die Laub- und Wurzelmasse der Obstbäume ausgeglichen wird. Die verminderte Sonneneinstrahlung beeinflusst biotische Prozesse sowie Stoffflüsse (Breshears et al. 1997, Martens et al. 2000). Dies resultiert in einer Veränderung der Pflanzengemeinschaften (Fernández-Moya et al. 2011, Rossetti et al. 2015) und hemmt das Pflanzenwachstum (Schopfer & Brennicke 2010). In der Literatur wird ein Ertragsrückgang in unmittelbarer Nähe der Bäume, bedingt durch die kompetitive Wirkung der Bäume, als einer der negativen Affekte von AFS aufgeführt (Swieter et al. 2016). Reduziertes Pflanzenwachstum wirkt sich auch auf das Wurzelwachstum aus (Schopfer & Brennicke 2010), welches in einem reduzierten Turnover der Wurzelmasse und einem verminderten C-Eintrag in den Boden resultieren kann. Diese Annahme konnte im Rahmen der Untersuchungen bestärkt werden. Hier konnten tendenziell niedrigste C_{org} - und N_{t} -Vorräte in 0–10 cm Bodentiefe in der Distanz S sowohl in Teiluntersuchung zwei wie auch in Teiluntersuchung drei registriert werden (Tabelle 6). Conant et al. (2001) untersuchten im Rahmen einer Metastudie den Einfluss verbesserten Grünland-Managements und der Umwandlung anderer Landnutzungssysteme in Grünland auf den C_{org} -Vorrat in Böden. Die Ergebnisse zeigten den größten Einfluss auf den C_{org} -Vorrat in einer Bodentiefe von 0–10 cm. Ein Einfluss der Bäume auf den C-Eintrag der Grünlandvegetation in 0–10 cm Tiefe ist daher naheliegend.

Der C_{org} - und N_{t} -Vorrat war auf den Streuobstflächen S2, S4 und S5 größer und auf den Streuobstflächen S1 und S3 kleiner als auf der jeweiligen Referenzfläche. Während der Beprobung konnte eine hohe kleinräumige Heterogenität der Böden der verschiedenen Standorte beobachtet werden. Der Unterschied zwischen S1, R1 und S3, R3 fiel doppelt so groß wie bei den anderen Flächen aus. Die Differenz könnte auf die Bodenheterogenität sowie Messunsicherheiten der Beprobung zurückzuführen sein, da die Werte des C_{org} - und N_{t} -Vorrats der Referenzfläche S1 und S3 eine fast vierfach höhere Standartabweichung aufwiesen als die restlichen Flächen.

5.6 Gesamt-Kohlenstoffvorrat von Streuobstwiesen

Werden der C-Vorrat der Gehölzbiomasse und des Bodens gemeinsam betrachtet, so konnte auf den Streuobstflächen S2, S4 und S5 ein größerer C-Vorrat im Vergleich zu den Referenzflächen festgestellt werden. Die Streuobstflächen S1 und S3 wiesen im Vergleich zu den Referenzflächen nur marginale Unterschiede des C-Vorrats auf. Auf den Standorten von S1/ R1 und S3/ R3 wird dies bedingt durch die hohen C_{org} -Vorräte der Referenzflächen. Wie bereits diskutiert, könnte diese Differenz durch die Bodenheterogenität, aufgrund der hohen Standartabweichung dieser Flächen, erklärt werden.

Im Mittel aller untersuchten Streuobstflächen ergab sich ein C_{ges} -Vorrat von $144,8 \text{ t C ha}^{-1}$. Auf den Referenzflächen konnte im Mittel ein C-Vorrat von $127,8 \text{ t C ha}^{-1}$ berechnet werden. Dies entspricht einem um 17 t C ha^{-1} oder 11,7% größeren C-Vorrat der Streuobstflächen im Vergleich zu den Grünlandflächen. Pessler (2012) konnte in ihrer Arbeit einen C_{org} -Vorrat von $125,1 \text{ t C ha}^{-1}$ für Streuobstflächen und $130,9 \text{ t C ha}^{-1}$ für Grünland in einer Bodentiefe von 0–60 cm nachweisen. Für die oberirdische Gehölzbiomasse wurde ein mittlerer C-Vorrat von $21,7 \text{ t C ha}^{-1}$ ermittelt. Daraus resultierte ein C_{ges} -Vorrat von $146,8 \text{ t C ha}^{-1}$. Dies entspricht einem um $15,9 \text{ t C ha}^{-1}$ größeren C-Vorrat der Streuobstflächen im Vergleich zu den Grünlandflächen. Da in der Studie von Pessler (2012) die Wurzelmasse nicht

berücksichtigt wurde und ein C_{org} -Vorrat in einer Bodentiefe von 0–60 cm ermittelt wurde, sind die Werte nur bedingt vergleichbar. Der C-Vorrat der Gehölzbiomasse auf den Streuobstwiesen führte in dieser wie auch in der Untersuchung von Pessler (2012) zu einem größeren C_{ges} -Vorrat auf den Streuobstflächen.

Aus den Untersuchungen geht eine C-Sequestrierungsrate von $0,4 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ der Gehölzbiomasse hervor. Global betrachtet konnte auf AFS eine mittlere C-Sequestrierungsrate von $0,68 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ des gesamten Systems ausgemacht werden (Cardinael et al. 2017, De Stefano & Jacobson 2018, Shi et al. 2018). Diese liegt deutlich über der Sequestrierungsrate von Streuobstwiesen, da auf den Streuobstwiesen keine zusätzliche C-Anreicherung des Bodens durch die Bäume stattgefunden hat und Streuobstwiesen eine geringe Baumdichte aufweisen.

Der C_{ges} -Vorrat von AFS ist allerdings nur schwer mit anderen Systemen zu vergleichen. Zum einen spielen standörtliche Gegebenheiten wie der Bodentyp sowie die Bewirtschaftung eine große Rolle für die C-Anreicherung des Bodens, zum anderen variiert der in der Gehölzbiomasse gespeicherte C-Vorrat je nach Baumdichte, Alter und Art des AFS erheblich (Montagnini & Nair 2004, Rigueiro-Rodríguez et al. 2012). Daher wurden sowohl der C_{org} -Vorrat des Bodens wie auch der C-Vorrat der Gehölzbiomasse separat in den vorausgegangenen Abschnitten mit passenden Untersuchungen verglichen und diskutiert. Festzuhalten bleibt, dass die gespeicherte C-Menge im System maßgeblich vom C_{org} -Vorrat des Bodens abhängt. Dennoch wiesen Streuobstwiesen aufgrund des in der Gehölzbiomasse gespeicherten C größere C-Vorräte als das untersuchte Grünland auf.

Wird die C-Sequestrierungsrate der Gehölzbiomasse von Streuobstwiesen ($0,4 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) anderen Bewirtschaftungsmöglichkeiten zur C-Sequestrierung gegenübergestellt, so schneidet das System Streuobstwiese durchaus attraktiv ab, selbst ohne Berücksichtigung des Boden-C des Bodens. In einer globalen Meta-Studie konnte durch den Anbau von Zwischenfrüchten $0,32 \pm 0,08 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in einer Bodentiefe von $0\text{--}21 \pm 7 \text{ cm}$ sequestriert werden (Poeplau & Don 2015). Wohingegen eine verbesserte Fruchtfolge zu einer C-Sequestrierung von $0,15 \pm 0,11 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ führte (West & Post 2002). In einer weiteren Studie von Gattinger et al. (2012) wurde in einer Bodentiefe von 15 cm eine signifikant höhere C-Sequestrierung von $0,27 \pm 0,37 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ unter ökologischer Bewirtschaftung im Vergleich zu konventioneller Bewirtschaftung beobachtet. Die jährliche C-Speicherung von Streuobstwiesen überwiegt in jedem Fall. Streuobstwiesen sind in ihrer C-Speicherleistung anderen Landnutzungen überlegen, wenn der im Boden gespeicherte C mitberücksichtigt wird, da Grünlandböden die höchsten C-Vorräte der land- und forstwirtschaftlich genutzten Böden aufweisen (Wiesmeier et al. 2013, Poeplau & Don 2015). In Abbildung 15 sind mittlere C-Vorräte des Bodens in 1 m Tiefe und der Gehölzbiomasse verschiedener Landnutzungssysteme in Bayern abgebildet (Schulz & Klein 2011). Da in dieser Untersuchung, wie auch in Untersuchungen von Pessler (2012) keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich des C-Vorrats des Bodens zwischen Grünland und Streuobstwiese zu beobachten waren, wurden für Dauergrünland und Streuobstwiesen dieselben C-Vorräte des Bodens angenommen.

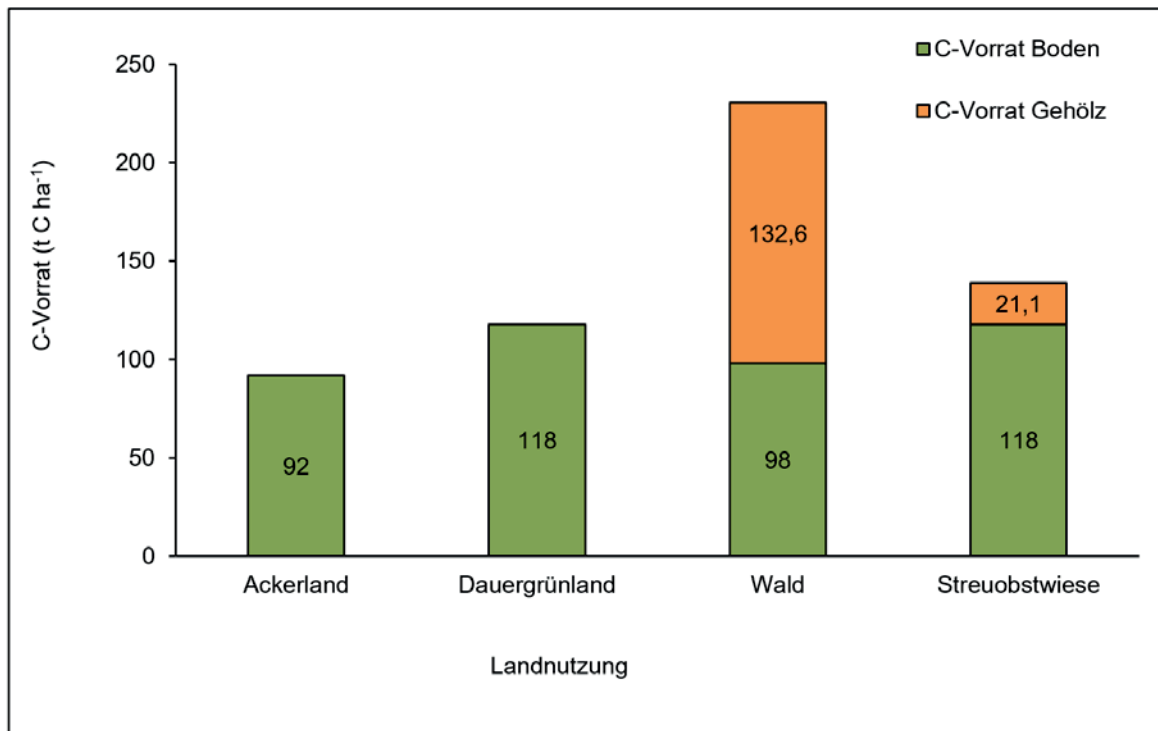


Abbildung 15: C-Vorräte der Landnutzungssysteme Ackerland, Dauergrünland, Wald und Streuobstwiese in Bayern (Daten für Ackerland, Dauergrünland und Wald aus Wiesmeier et al. (2014) und Schulz & Klein (2011))

Ersichtlich ist, dass Streuobstwiesen mit einem C-Vorrat von 139,1 t C ha⁻¹ etwa 34% mehr C speichern als Ackerland bzw. 15% mehr als Dauergrünland. Im Vergleich zum Wald weisen Streuobstwiesen etwa 40% weniger C auf.

Ein weiterer Vorteil von Streuobstwiesen besteht in der Möglichkeit, C zusätzlich in der Gehölzbiomasse zu speichern. Die C-Anreicherung des Bodens entspricht einem nicht linearen Prozess und nimmt mit zunehmendem C_{org}-Vorrat ab, da ein erhöhter C_{org}-Vorrat mit einer erhöhten Mineralisation einhergeht (Poeplau & Don 2015, Chenu et al. 2019). Da voralpine Grünlandböden bereits enorme C-Vorräte aufweisen, können diese nur schwer gesteigert werden. Die Integration von Gehölzstreifen auf Grünlandflächen stellt somit eine leicht umsetzbare Aufwertung des C-Vorrats wie auch der Ökosystemleistungen dar.

Hinsichtlich des Klimawandels können Bäume und der darin sequestrierte C eine wichtige Rolle einnehmen. Bedingt durch steigende Temperaturen wird mit einem Anstieg der Mineralisation und Freisetzung von CO₂ im Boden gerechnet (von Lützwow & Kögel-Knabner 2009, Bradford et al. 2016, Crowther et al. 2016). Die C-Anreicherung in der Gehölzbiomasse ist davon ausgenommen. Zudem sorgen die Obstbäume für ein kühleres Kleinklima, welches möglicherweise einer erhöhten Mineralisation entgegenwirken kann (Hoosbeek et al. 2018, Böhm & Hübner 2020).

Eine multifunktionale Nutzung von Streuobstwiesen zur vollen Ausschöpfung deren Potenzial sollte jedoch gut geplant sein. Traditionelle Streuobstwiesen weisen oft enge Reihenabstände von 7 m oder unregelmäßig gepflanzte Bäume auf, wodurch eine maschinelle Nutzung erschwert wird (Eichhorn et al. 2006). Die Nutzung von Streuobstwiesen durch Beweidung oder Hühnerhaltung wird daher bei geringen

Reihenabständen empfohlen. Um eine mechanisierte Nutzbarkeit zu gewährleisten, verweist (Kilian et al. 2020) auf Reihenabstände von 13–15 m. Aus Gesprächen mit Landwirten ging hervor, dass eine maschinelle Nutzung bei entsprechenden Reihenabständen zwar möglich sei, allerdings nicht mit der gewöhnlichen Technik zur Grünlandernte, sondern nur mit älterer, kleinerer Technik. Daraus resultiert ein zusätzlicher Aufwand für den Landwirt. In Anbetracht dessen könnten moderne Alley Cropping-Systeme als zukunftsfähige Alternative für den Erhalt der Obstbäume und dessen Vorteilswirkungen in Betracht gezogen werden. Dabei werden Obstbäume sowohl in einfachen wie auch in doppelten Reihen angepflanzt und die Abstände zwischen den Reihen an die Arbeitsbreiten der Maschinen angepasst. Größere Reihenabstände könnten zugleich die durch die Bäume beschattete Fläche reduzieren. Dies hätte eine Reduktion der möglichen negativen Auswirkungen der Beschattung zur Folge und könnte zu einer besseren Wuchsleistung des Unterwuchses führen. Baumstreifen sind im Feld wie auch an Feldgrenzen denkbar. Ziel ist eine Reduktion des Arbeitsaufwands bei einhergehender Wertsteigerung infolge von ökologischen und ökonomischen Vorteilswirkungen der Flächen.

6 Fazit

Zusammenfassend ist zu erkennen, dass in der oberirdischen und unterirdischen Gehölzbiomasse ein substanzieller C-Vorrat der Streuobstwiesen vorliegt. In den untersuchten Streuobstflächen konnte ein um 18% größerer C_{ges} -Vorrat im Vergleich zu Grünlandflächen festgestellt werden. Der C_{org} -Vorrat unterschied sich zwischen Streuobst- und Grünlandflächen in einer Bodentiefe von 0–50 cm jedoch nicht. Folglich ist der größere C-Vorrat von Streuobstflächen nicht in einem erhöhten C-Vorrat des Bodens begründbar. Einer der Hauptgründe für die nicht vorhandenen Unterschiede des C_{org} -Vorrats von Streuobst und Grünland liegt vermutlich in dem ohnehin hohen C_{org} -Vorrat von Grünlandböden des Alpenvorlands. Der zusätzliche C-Eintrag durch die Obstbäume schlägt sich daher nicht in einem größeren C_{org} -Vorrat in 0–50 cm Bodentiefe nieder.

Zudem konnte kein signifikanter Einfluss der Obstbäume auf die Bodenparameter nachgewiesen werden. Untersuchungstendenzen ergaben jedoch einen geringeren C_{org} - und N_{t} -Vorrat in 1,5 m Entfernung zum Stammfuß als in 3 m Entfernung oder 1 m außerhalb des übershirmten Bereichs in 0–10 cm Bodentiefe. Schlechtere Wachstumsbedingungen der Grünlandvegetation, bedingt durch eine kompetitive Wirkung der Obstbäume um Licht und Nährstoffe, könnten dafür verantwortlich sein.

Die Bodenuntersuchung vom Stammfuß ausgehend in vier Himmelsrichtungen (Nord, Ost, Süd, West) erbrachte keine signifikanten Unterschiede der untersuchten Bodenparameter. Daher erscheint die Orientierung des Probenahme-Designs in Streuobstwiesen von geringer Bedeutung. Es wird dennoch eine Vereinheitlichung der Beprobungsrichtung empfohlen.

7 Ausblick

Streuobstflächen stellen ein attraktives Landnutzungssystem zur C-Sequestrierung dar. Für die untersuchten Streuobstwiesen wurde eine C-Sequestrierungsrate der Gehölzbiomasse von $0,4 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ermittelt. Dies entspricht mit $1,4 \text{ t CO}_2$ rund 30% des durchschnittlichen jährlichen Pro-Kopf-Ausstoßes von CO_2 in Bayern (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2017b). Dabei wurde der C-Vorrat des Bodens, des Obstertrags und der Schnittreste nicht berücksichtigt.

Die Wurzelmasse von Bäumen in Streuobstwiesen oder in AFS ist nach aktuellem Wissensstand nicht ausreichend untersucht. Dies führt möglicherweise zu einer Unterbewertung des tatsächlichen C-Vorrats (Nair 2012, Pessler 2012, Cardinael et al. 2018). Hier besteht Forschungsbedarf, um die reelle Gehölzbiomasse der Bäume abbilden zu können.

In den humusreichen Grünlandböden des Alpenvorlands konnte kein Einfluss der Bäume auf den C_{org} -Vorrat des Bodens beobachtet werden. Es besteht Bedarf an weiteren Studien, um den Einfluss von Obstbäumen auf die C_{org} -Speicherung in anderen Regionen mit unterschiedlichen Böden und klimatischen Bedingungen zu untersuchen. Ein möglicher zusätzlicher C-Eintrag von Obstbäumen in tieferen Bodenbereichen sollte zudem untersucht werden.

In Bayern werden 34% der landwirtschaftlichen Nutzflächen als permanentes Grünland genutzt. Die Integration von Streuobstbäumen auf Teilen des Grünlands stellt eine gute Möglichkeit der zusätzlichen C-Sequestrierung dar. Der Anbau von Obstbäumen in modernen Alley Cropping Systemen kann als zukunftsfähige Alternative für den Erhalt der Obstbäume und dessen Vorteilswirkungen in Betracht gezogen werden. Dabei besteht Forschungsbedarf bezüglich optimaler Reihenabstände, Sorten und Pflegemaßnahmen, um einerseits den Arbeitsaufwand zu reduzieren und andererseits eine Wertsteigerung der Flächen zu generieren.

Festzuhalten bleibt, dass die Landwirtschaft durch die Festlegung von C in der Gehölzbiomasse von Streuobstbäumen und durch Humusaufbau substantiell zum Klimaschutz beitragen kann. Damit einhergehende Vorteilswirkungen, wie die Steigerung der Bodenfruchtbarkeit, Biodiversität, ökonomische Wertigkeit und die Anpassung an den Klimawandel sollten dabei im Vordergrund stehen. Streuobstwiesen erweisen sich als sinnvolle Maßnahme, um CO_2 klimawirksam aus der Atmosphäre in der Gehölzbiomasse zu binden und führen zu einer Wertsteigerung der Fläche, wie auch einer Anpassung dieser an den Klimawandel. Eine finanzielle und ideelle Förderung zur Erhaltung und Neuanlage von Streuobstflächen kann daher nicht nur in ihrem wertvollen Beitrag zu Biodiversität und Kulturlandschaft, sondern auch als Klimaschutzleistung gerechtfertigt werden. Eine zusätzliche Honorierung könnte entscheidend sein, um einem weiteren Rückgang der traditionellen Streuobstwiesen entgegenzuwirken und die Neuanlage moderner Streuobstwiesen zu fördern.

Literaturverzeichnis

- Albrecht, A. & Kandji, S. T., 2003. Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 99, 15-27.
- Amelung, W., Blume, H.-P., Fleige, H., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretzschmar, R., Stahr, K. & Wilke, B.-M., 2018. Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde. Springer-Verlag.
- Balandier, P. & Dupraz, C., 1998. Growth of widely spaced trees. A case study from young agroforestry plantations in France. *Agroforestry Systems*, 43, 151-167.
- Bambrick, A. D., Whalen, J. K., Bradley, R. L., Cogliastro, A., Gordon, A. M., Olivier, A. & Thevathasan, N. V., 2010. Spatial heterogeneity of soil organic carbon in tree-based intercropping systems in Quebec and Ontario, Canada. *Agroforestry Systems*, 79, 343-353.
- Baveye, P. C., Baveye, J. & Gowdy, J., 2016. Soil "Ecosystem" Services and Natural Capital: Critical Appraisal of Research on Uncertain Ground. *Frontiers in Environmental Science*, 4, 41.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2017a. Bodenatlas. UmweltAtlas Bayern. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2017b. Indikatoren für Klima und Energie. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg.
- Bengough, A. G., 2012. Root elongation is restricted by axial but not by radial pressures: so what happens in field soil? *Plant and Soil*, 360, 15-18.
- Böhm, C. & Hübner, R., 2020. Bäume als Bereicherung für landwirtschaftliche Flächen: Ein Innovationskonzept für die verstärkte Umsetzung der Agroforstwirtschaft in Deutschland.
- Borden, K. A., Isaac, M. E., Thevathasan, N. V., Gordon, A. M. & Thomas, S. C., 2014. Estimating coarse root biomass with ground penetrating radar in a tree-based intercropping system. *Agroforestry Systems*, 88, 657-669.
- Bradford, M. A., Wieder, W. R., Bonan, G. B., Fierer, N., Raymond, P. A. & Crowther, T. W., 2016. Managing uncertainty in soil carbon feedbacks to climate change. *Nature Climate Change*, 6, 751-758.
- Braun, J. P., 2017. Bewertung der Ökosystemdienstleistungen von Streuobstökosystemen im UNESCO-Biosphärenreservat Rhön am Beispiel ausgewählter Streuobstbestände in Großenbrach. Masterthesis. Technische Universität München, unveröffentlicht.
- Breshears, D. D., Rich, P. M., Barnes, F. J. & Campbell, K., 1997. Overstory-imposed heterogeneity in solar radiation and soil moisture in a semiarid woodland. *Ecological Applications*, 7, 1201-1215.

- Broghammer, M., 2012. Streuobstwiesen als Kohlenstoffspeicher - eine Fallstudie auf der Schwäbischen Alb. Masterthesis. Universität Greifswald, unveröffentlicht.
- Cairns, M. A., Brown, S., Helmer, E. H. & Baumgardner, G. A., 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia*, 111, 1-11.
- Capriel, P. & Seiffert, D., 2009. 20 Jahre Boden-Dauerbeobachtung in Bayern: Entwicklung der Humusgehalte zwischen 1986 und 2007. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Freising.
- Cardinael, R., Mao, Z., Prieto, I., Stokes, A., Dupraz, C., Kim, J.H. & Jourdan, C., 2015a. Competition with winter crops induces deeper rooting of walnut trees in a Mediterranean alley cropping agroforestry system. *Plant and Soil*, 391, 219-235.
- Cardinael, R., Chevallier, T., Barthès, B. G., Saby, N. P. A., Parent, T., Dupraz, C., Bernoux, M. & Chenu, C., 2015b. Impact of alley cropping agroforestry on stocks, forms and spatial distribution of soil organic carbon — A case study in a Mediterranean context. *Geoderma*, 259-260, 288-299.
- Cardinael, R., Chevallier, T., Cambou, A., Beral, C., Barthès, B. G., Dupraz, C., Durand, C., Kouakoua, E. & Chenu, C., 2017. Increased soil organic carbon stocks under agroforestry: A survey of six different sites in France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 236, 243-255.
- Cardinael, R., Mao, Z., Prieto, I., Stokes, A., Dupraz, C., Kim, J. H. & Jourdan, C., 2015b. Competition with winter crops induces deeper rooting of walnut trees in a Mediterranean alley cropping agroforestry system. *Plant and Soil*, 391, 219-235.
- Cardinael, R., Umulisa, V., Toudert, A., Olivier, A., Bockel, L. & Bernoux, M., 2018. Revisiting IPCC Tier 1 coefficients for soil organic and biomass carbon storage in agroforestry systems. *Environmental Research Letters*, 13, 124020.
- Chatterjee, N., Nair, P. K. R., Chakraborty, S. & Nair, V. D., 2018. Changes in soil carbon stocks across the Forest-Agroforest-Agriculture/Pasture continuum in various agroecological regions: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 266, 55-67.
- Chave, J., Condit, R., Aguilar, S., Hernandez, A., Lao, S. & Perez, R., 2004. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 359, 409-420.
- Chenu, C., Angers, D. A., Barré, P., Derrien, D., Arrouays, D. & Balesdent, J., 2019. Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. *Soil and Tillage Research*, 188, 41-52.
- Conant, R. T., Paustian, K. & Elliott, E. T., 2001. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecological Applications*, 11, 343-355.
- Crowther, T. W., Todd-Brown, K. E., Rowe, C. W., Wieder, W. R., Carey, J. C., Machmuller, M. B., Snoek, B., Fang, S., Zhou, G. & Allison, S. D., 2016. Quantifying global soil carbon losses in response to warming. *Nature*, 540, 104-108.

- D'Hervilly, C., Marsden, C., Capowiez, Y., Béral, C., Delapré-Cosset, L. & Bertrand, I., 2021. Trees and herbaceous vegetation strips both contribute to changes in soil fertility and soil organism communities in an agroforestry system. *Plant and Soil*, 463, 537-553.
- Damos, P., Colomar, L.-A. E. & Ioriatti, C., 2015. Integrated fruit production and pest management in Europe: the apple case study and how far we are from the original concept? *Insects*, 6, 626-657.
- De Stefano, A. & Jacobson, M. G., 2018. Soil carbon sequestration in agroforestry systems: a meta-analysis. *Agroforestry Systems*, 92, 285-299.
- Döhler, H., 2009. *Faustzahlen für die Landwirtschaft*. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL), Darmstadt.
- Dold, C., Thomas, A. L., Ashworth, A., Philipp, D., Brauer, D. & Sauer, T., 2019. Carbon sequestration and nitrogen uptake in a temperate silvopasture system. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 114, 85-98.
- Drexler, S., Gensior A. & Don, A., 2021. Carbon sequestration in hedgerow biomass and soil in the temperate climate zone. *Regional Environmental Change*, 21, 74.
- Dungait, J. A., Hopkins, D. W., Gregory, A. S. & Whitmore, A. P., 2012. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology*, 18, 1781-1796.
- Eichhorn, M., Paris, P., Herzog, F., Incoll, L., Liagre, F., Mantzanas, K., Mayus, M., Moreno, G., Papanastasis, V. P. & Pilbeam, D., 2006. Silvoarable systems in Europe—past, present and future prospects. *Agroforestry Systems*, 67, 29-50.
- Feliciano, D., Ledo, A., Hillier, J. & Nayak, D. R., 2018. Which agroforestry options give the greatest soil and above ground carbon benefits in different world regions? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 254, 117-129.
- Fernández-Moya, J., San Miguel-Ayán, A., Cañellas, I. & Gea-Izquierdo, G., 2011. Variability in Mediterranean annual grassland diversity driven by small-scale changes in fertility and radiation. *Plant Ecology*, 212, 865-877.
- Gattinger, A., Müller, A., Haeni, M., Skinner, C., Fliessbach, A., Buchmann, N., Mäder, P., Stolze, M., Smith, P. & Scialabba, N. E.-H., 2012. Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109, 18226-18231.
- Germon, A., Cardinael, R., Prieto, I., Mao, Z., Kim, J., Stokes, A., Dupraz, C., Laclau, J.-P. & Jourdan, C., 2015. Unexpected phenology and lifespan of shallow and deep fine roots of walnut trees grown in a silvoarable Mediterranean agroforestry system. *Plant and Soil*, 401, 409-426.
- Haynes, R. J. & Naidu, R., 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51, 123-137.

- Herzog, F., 1998. Streuobst: a traditional agroforestry system as a model for agroforestry development in temperate Europe. *Agroforestry Systems*, 42, 61-80.
- Hoosbeek, M. R., Remme, R. P. & Rusch, G. M., 2018. Trees enhance soil carbon sequestration and nutrient cycling in a silvopastoral system in south-western Nicaragua. *Agroforestry Systems*, 92, 263-273.
- Hübner, R., 2021. Den Wald aufs Feld holen: Agroforstwirtschaft als Option für die Landwirtschaft der Zukunft auch in Deutschland. *Der kritische Agrarbericht 2021*, ABL Verlag, 241-246.
- Hübner, R., Kühnel, A., Lu, J., Dettmann, H., Wang, W. & Wiesmeier, M., 2021. Soil carbon sequestration by agroforestry systems in China: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 315, 107437.
- IPCC, 2019. *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security & greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Genf.
- Kilian, S., 2013. Bestands- und Bedarfssituation zum Streuobstbau in Bayern aus fachlicher Sicht. Seite 9–24 in *Heimisches Streuobst ist wieder gefragt. Eine Chance für Landwirtschaft und Natur*. 11. Kulturlandschaftstag 2013. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Freising.
- Kilian, S., Jungbeck, P., Machmerth, E. & Degenbeck, M., 2020. Streuobst erhalten - pflegen - nutzen. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Freising.
- Kim, D.-G., Kirschbaum, M. U. F. & Beedy, T. L., 2016. Carbon sequestration and net emissions of CH₄ and N₂O under agroforestry: Synthesizing available data and suggestions for future studies. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 226, 65-78.
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B. & Rubel, F., 2006. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15, 259 - 263.
- Kutschera, L. & Lichtenegger, E., 2002. *Wurzelatlas mitteleuropäischer Waldbäume und Sträucher*. Leopold Stocker Verlag, Graz.
- Laganière, J., Angers, D. A. & Paré, D., 2010. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 16, 439-453.
- Lal, R., 2016. Soil health and carbon management. *Food and Energy Security*, 5, 212-222.
- Lipiec, J., Horn, R., Pietrusiewicz, J. & Siczek, A., 2012. Effects of soil compaction on root elongation and anatomy of different cereal plant species. *Soil and Tillage Research*, 121, 74-81.
- Lorenz, K. & Lal, R., 2014. Soil organic carbon sequestration in agroforestry systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34, 443-454.

- Luedeling, E., Blanke, M. & Gebauer, J., 2009. Auswirkungen des Klimawandels auf die Verfügbarkeit von Kältewirkung (Chilling) für Obstgehölze in Deutschland. *Erwerbs-Obstbau*, 51, 81-94.
- Ma, Z., Chen, H. Y. H., Bork, E. W., Carlyle, C. N., Chang, S. X. & Fortin, J., 2020. Carbon accumulation in agroforestry systems is affected by tree species diversity, age and regional climate: A global meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 29, 1817-1828.
- Martens, S. N., Breshears, D. D. & Meyer, C. W., 2000. Spatial distributions of understory light along the grassland/forest continuum: effects of cover, height & spatial pattern of tree canopies. *Ecological Modelling*, 126, 79-93.
- Matthews, G., 1993. The carbon content of trees. Edinburgh, Scotland: Forestry Commission. Forestry Commission technical paper 4.
- Mayer, S., Wiesmeier, M., Sakamoto, E., Hübner, R., Cardinael, R., Kühnel, A. & Kögel-Knabner, I., 2021. Soil organic carbon sequestration in temperate agroforestry systems – A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 323, 107689.
- Mokany, K., Raison, R. J. & Prokushkin, A. S., 2006. Critical analysis of root:shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biology*, 12, 84-96.
- Montagnini, F. & Nair, P. K. R., 2004. Carbon sequestration: An underexploited environmental benefit of agroforestry systems. *Agroforestry Systems*, 61-62, 281-295.
- Morhart, C., Sheppard, J. P., Schuler, J. K. & Spiecker, H., 2016. Above-ground woody biomass allocation and within tree carbon and nutrient distribution of wild cherry (*Prunus avium* L.)—a case study. *Forest Ecosystems*, 3, 1-15.
- Murneek, A. E., 1942. Quantitative Distribution of Nitrogen and Carbohydrates in Apple Trees. University of Missouri, College of Agriculture, Agricultural Experiment Station.
- Nair, P. K. R., 1985. Classification of agroforestry systems. *Agroforestry Systems*, 3, 97-128.
- Nair, P. K. R., Mohan Kumar, B. & Nair, V. D., 2009. Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 172, 10-23.
- Nair, P. K. R., Nair, V. D., Mohan Kumar, B. & Showalter, J. M., 2010. Carbon Sequestration in Agroforestry Systems. *Advances in Agronomy*, 108, 237-307.
- Nair, P. K. R., 2012. Carbon sequestration studies in agroforestry systems: a reality-check. *Agroforestry Systems*, 86, 243-253.
- Nanko, K., Onda, Y., Ito, A. & Moriwaki, H., 2011. Spatial variability of throughfall under a single tree: Experimental study of rainfall amount, raindrops & kinetic energy. *Agricultural and Forest Meteorology*, 151, 1173-1182.
- Oberrauch, F., 2001. Streuobstbau und Sortenerhaltung in Europa. Sortengärten Südtirol. Seite 39–40 in C. Holler and A. Spornberger [Hrsg.]. Internationale Streuobst-Fachtagung

„POMILLENIUM 2000“. Umweltbundesamt GmbH (Federal Environment Agency Ltd.), Burg Güssing/Burgenland (Österreich).

Pardon, P., Reubens, B., Reheul, D., Mertens, J., De Frenne, P., Coussement, T., Janssens P. & Verheyen, K., 2017. Trees increase soil organic carbon and nutrient availability in temperate agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 247, 98-111.

Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T. & Tanabe, K., 2003. Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Genf.

Pessler, C., 2012. Carbon Storage in Orchards. Masterthesis. Institut für Waldökologie (IFE), Universität für Bodenkultur (BOKU), Wien.

Petzold, R. & Hahn, O., 1973. Ergebnisse der Rodungsation in der EWG und in der Bundesrepublik Deutschland. Erwerbsobstanbau: Berichte aus Wissenschaft u. Praxis, 5-9.

Poeplau, C. & Don, A., 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 200, 33-41.

Pretzsch, H., 2009. Forest dynamics, Growth & Yield. Springer, Berlin.

R Core Team, 2016. A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Wien.

Rasse, D. P., Rumpel, C. & Dignac, M.-F., 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant and Soil*, 269, 341-356.

Recous, S., Coppens, F., Abiven, S., Garnier, P. & Merckx, R., 2008. Carbon and nitrogen dynamics in soils: Effects of residue quality and localization. In: Management of Agroforestry Systems for Enhancing Resource use Efficiency and Crop Productivity, FAO/IAEA, Wien.

Riecken, U., Finck, P., Rath, U., Schröder, E. & Ssymank, A., 2006. Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands, 2. fortgeschriebene Fassung. Münster–Naturschutz und Biologische Vielfalt, 34.

Rigueiro-Rodríguez, A., Mosquera-Losada, M. R. & Fernández-Núñez, E., 2012. Afforestation of agricultural land with *Pinus radiata* D. don and *Betula alba* L. in NW Spain: Effects on soil pH, understorey production and floristic diversity eleven years after establishment. *Land Degradation & Development*, 23, 227-241.

Rossetti, I., Bagella, S., Cappai, C., Caria, M. C., Lai, R., Roggero, P. P., Martins da Silva, P., Sousa, J. P., Querner, P. & Seddaiu, G., 2015. Isolated cork oak trees affect soil properties and biodiversity in a Mediterranean wooded grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 202, 203-216.

Rötzer, T., Rahman, M. A., Moser-Reischl, A., Pauleit, S. & Pretzsch, H., 2019. Process based simulation of tree growth and ecosystem services of urban trees under present and future climate conditions. *Science of The Total Environment*, 676, 651-664.

Scharlemann, J. P. W., Tanner, E. V. J., Hiederer, R. & Kapos, V., 2014. Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Management*, 5, 81-91.

Schoeneberger, M. M., 2008. Agroforestry: working trees for sequestering carbon on agricultural lands. *Agroforestry Systems*, 75, 27-37.

Schopfer, P. & Brennicke, A., 2010. *Pflanzenphysiologie*. Springer, Heidelberg.

Schrapp, L., Hübner, R., Rolf, W., Czippán, K., Blum, P. & Reinke, M., 2020. Green Infrastructure governance approaches in the Alpine Space – Status analysis in selected Alpine Metropolitan regions and case studies.

Schröter-Schlaack, C., Albert, C., von Haaren, C., Hansjürgens, B., Krätzig, S. & Albert, I., 2016. Ökosystemleistungen im ländlichen Räumen: Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung: Schlussfolgerungen für Entscheidungsträger. Leibniz Universität Hannover, Hannover, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Leipzig.

Schulz, C. & Klein, D., 2011. Wälder und Holzprodukte als Kohlenstoffspeicher. *LWF aktuell*, 85, 40-43.

Sharrow, S. H. & Ismail, S., 2004. Carbon and nitrogen storage in agroforests, tree plantations, and pastures in western Oregon, USA. *Agroforestry Systems*, 60, 123-130.

Shi, L., Feng, W., Xu, J. & Kuzyakov, Y., 2018. Agroforestry systems: Meta-analysis of soil carbon stocks, sequestration processes, and future potentials. *Land Degradation & Development*, 29, 3886-3897.

Singh, B. P., Setia, R., Wiesmeier, M. & Kunhikrishnan, A., 2018. Agricultural Management Practices and Soil Organic Carbon Storage. Seite 207-244 *in* Singh, B. K., (Hrsg.), *Soil Carbon Storage – Modulators, Mechanisms and Modeling*. Elsevier, Amsterdam.

Song, X., Gao, X., Wu, P., Zhao, X., Zhang, W., Zou, Y. & Siddique, K. H. M., 2020. Drought responses of profile plant-available water and fine-root distributions in apple (*Malus pumila* Mill.) orchards in a loessial, semi-arid, hilly area of China. *Science of The Total Environment*, 723, 137739.

Stavi, I. & Lal, R., 2012. Agroforestry and biochar to offset climate change: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33, 81-96.

Swieter, A., Langhof, M., Schwarz, K.-U. & Greef, J. M., 2016. Biomassein- und -outputs von Ackerkulturen und schnellwachsenden Baumarten in Agroforstsystemen. Seite 138–143 *in* 5. Forum Agroforstsysteme, Bäume in der Land(wirt)schaft - von der Theorie in die Praxis, Senftenberg.

Tubiello, F. N., Salvatore, M., Ferrara, A. F., House, J., Federici, S., Rossi, S., Biancalani, R., Condor Golec, R. D., Jacobs, H., Flammini, A., Prosperi, P., Cardenas-Galindo, P., Schmidhuber, J., Sanz Sanchez, M. J., Srivastava, N. & Smith, P., 2015. The contribution

of agriculture, forestry and other land use activities to global warming, 1990–2012. *Global Change Biology*, 21, 2655-2660.

Upton, M. A. & Burgess, P. J., 2013. Soil organic carbon and root distribution in a temperate arable agroforestry system. *Plant and Soil*, 373, 43-58.

Upton, M. A., Burgess, P. J. & Morison, J., 2016. Soil carbon changes after establishing woodland and agroforestry trees in a grazed pasture. *Geoderma*, 283, 10-20.

VDLUFA, 2016a. Methode A 5.1.1. Bestimmung des pH-Wertes. Handbuch der Landwirtschaftlichen Versuchs- und Untersuchungsmethodik (VDLUFA-Methodenbuch). Bd. 1 Die Untersuchung von Böden. VDLUFA-Verlag, Darmstadt.

VDLUFA, 2016b. Methode A 5.3.1 Gasvolumetrische Bestimmung der Carbonate. Handbuch der landwirtschaftlichen Versuchs- und Untersuchungsmethodik (VDLUFA-Methodenbuch). Bd. 1 Die Untersuchung von Böden. VDLUFA-Verlag, Darmstadt.

VDLUFA, 2016c. Methode A 13.2.1 Bestimmung des Wassergehaltes (bzw. der Trockenmasse) durch Trocknen im Trockenschrank. Handbuch der Landwirtschaftlichen Versuchs- und Untersuchungsmethodik (VDLUFA-Methodenbuch). Bd. 1 Die Untersuchung von Böden. VDLUFA-Verlag, Darmstadt.

von Lützw, M. & Kögel-Knabner, I., 2009. Temperature sensitivity of soil organic matter decomposition—what do we know? *Biology and Fertility of Soils*, 46, 1-15.

von Lützw, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B. & Flessa, H., 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions - a review. *European Journal of Soil Science*, 57, 426-445.

West, T. O. & Post, W. M., 2002. Soil Organic Carbon Sequestration Rates by Tillage and Crop Rotation. *Soil Science Society of America Journal*, 66, 1930-1946.

Wiegmann, K., Heintzmann, A., Peters, W., Scheuermann, A., Seidenberger, T. & Thoss, C., 2007. Bioenergie und Naturschutz: Sind Synergien durch die Energienutzung von Landschaftspflegereesten möglich? *Öko-Institut e.V.*, Darmstadt.

Wiesmeier, M., Barthold, F., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Reischl, A., Schilling, B., Angst, G., von Lützw, M. & Kögel-Knabner, I., 2014. Estimation of total organic carbon storage and its driving factors in soils of Bavaria (southeast Germany). *Geoderma Regional*, 1, 67-78.

Wiesmeier, M., Hübner, R., Barthold, F., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Reischl, A., Schilling, B., von Lützw, M. & Kögel-Knabner, I., 2013. Amount, distribution and driving factors of soil organic carbon and nitrogen in cropland and grassland soils of southeast Germany (Bavaria). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 176, 39-52.

Wiesmeier, M., Mayer, S., Burmeister, J., Hübner, R. & Kögel-Knabner, I., 2020. Feasibility of the 4 per 1000 initiative in Bavaria: A reality check of agricultural soil management and carbon sequestration scenarios. *Geoderma*, 369, 114333.

Wu, T., Wang, Y., Yu, C., Chiarawipa, R., Zhang, X., Han, Z. & Wu, L., 2012. Carbon sequestration by fruit trees-Chinese apple orchards as an example. *PLoS One* 7, 38883.

Yao, S., Merwin, I. A. & Brown, M. G., 2009. Apple root growth, turnover, and distribution under different orchard groundcover management systems. *HortScience*, 44, 168-175.

Zanotelli, D., Montagnani, L., Manca, G., Scandellari, F. & Tagliavini, M., 2015. Net ecosystem carbon balance of an apple orchard. *European Journal of Agronomy*, 63, 97-104.

Zianis, D., Muukkonen, P., Mäkipää, R. & Mencuccini, M., 2005. Biomass and stem volume equations for tree species in Europe. *Silva Fennica Monographs*, 4.