



**Nordwestdeutsche
Forstliche Versuchsanstalt**

Stabilisierung des Anwuchsverhaltens standortgemäßer Kiefer und Hainbuche im Forstamt Lampertheim durch Biochar (ANWUCHS)

Abschlussbericht

Martin Listing, Johannes Eichhorn

Auftragnehmer: Prof. Dr. Johannes Eichhorn, Abteilung Umweltkontrolle, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen

Projektbeteiligte:

- Prof. Dr. Johannes Eichhorn, Martin Listing, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen
- Prof. Dr. Claudia Kammann, Institut für angewandte Ökologie, Professur für Klimafolgenforschung an Sonderkulturen, Hochschule Geisenheim University (HGU)
- Landesbetrieb HessenForst (Forstamt Lampertheim)

Projektlaufzeit: 01.10.2013 bis 31.07.2018

Zusammenfassung

Der Feldversuch wurde Anfang des Jahres 2014 im Hessischen Ried im Forstamt Lampertheim (Südhessen) angelegt. Mit dem Ziel der Stabilisierung einer forstlichen Verjüngung während Trockenphasen wurde Biokohle in den Oberboden eingearbeitet. Der Anwuchserfolg der gepflanzten Hainbuchen und Kiefern sollte im Vergleich zum ortsüblichen Verfahren gesteigert werden. Der durch das sandige Ausgangssubstrat geprägte Standort zeichnet sich durch eine niedrige Wasserhaltekapazität und einen geringen Stickstoffvorrat aus. Der pH-Wert liegt meist über 6,2 und ist im kalkhaltigen Ausgangssubstrat aus Flugsand begründet. In einem randomisierten Blockversuch wurden sechs verschiedene Kohlevarianten mit je 80 t ha⁻¹ ausgebracht und auf 25 cm Bodentiefe eingefräst. Auf jeweils 6 Wiederholungspartellen wurde Hainbuche und Kiefer streifenweise gepflanzt. Während der Versuchsdauer konnten Trockenphasen zum Pflanzzeitpunkt 2014, in der Vegetationszeit 2015 und Anfang 2017 verzeichnet werden. Zwischen 2014 und 2017 erfolgten jährliche Inventuren, Boden- und Pflanzenuntersuchungen. Die Bodenlösung wurde ab 2015 beprobt. Um die zum Teil unerwarteten Ergebnisse zu verifizieren, wurden ein Extraktions- und ein Topfversuch unter kontrollierten Umweltbedingungen durchgeführt.

Die wichtigsten Ergebnisse

Die Bodenbearbeitung zur Versuchsanlage (Mulchen und Fräsen) hat den Oberboden aufgelockert. Der Prozess der Bodensetzung dauert mehr als 2 Jahre an. Die **Trockenrohdichten** im Oberboden der Kohlevarianten weisen nach zwei Jahren um 0,1 - 0,4 g cm⁻³ niedrigere Werte als die Nullvariante auf. Die Senkung der Trockenrohdichten im Oberboden ist als langfristiger Effekt zu betrachten und kann sogar noch weiter fortschreiten (pure Kohlevarianten).

Das Fräsen des Oberbodens zur Kohleearbeitung kurz vor der Pflanzung in Verbindung mit dem späten Pflanzzeitpunkt zeigt negative Auswirkungen auf das Anwuchsverhalten der Kiefer. Das Mulchen, als typisches Kulturvorbereitungsverfahren im Forstamt Lampertheim, führt zu mittleren Anwuchsprozenten von etwa 70 % im Jahr 2014 für die Kiefer. Im vorliegenden Versuch beträgt die Überlebensrate im Jahr 2014 nur 13 % (Nullvariante).

Die **nutzbare Feldkapazität** bis 90 cm Bodentiefe erhöht sich durch den Eintrag von Biokohle um bis zu 25%. Dies wird im Wesentlichen durch eine Erhöhung des Porenvolumens bewirkt. Im Oberboden liegen die Bodenwassergehalte der kohlebehandelten Partellen im Mittel über denen der Nullvariante. Im Unterboden ist durch reduzierte Sickerwassermengen der gegenteilige Trend zu verzeichnen. Die Sickerwassermengen unter den kohlebehandelten Versuchspartellen betragen im Schnitt nur zwischen 50 und 70 % der Mengen unter den Nullpartellen.

Im Feld- und Topfversuch zeigen sich Auswirkungen von **hydrophoben Eigenschaften** der Kohlesubstrate, die die positiven Retentionseigenschaften im Feldeinsatz schmälern können. Ein durch den Kohleneintrag verursachter erhöhter Deckungsgrad der Begleitvegetation hat Auswirkungen auf weitere Komponenten des Wasserhaushaltes wie Evapotranspiration, Interzeption und Infiltration. Wichtige Voraussetzungen für eine positive Wirkung sind aber die Aufsättigung der Kohle mit Wasser zu Beginn der Vegetationszeit zum Zeitpunkt der Pflanzung und eine ausreichende Bodensetzung nach Bodenbearbeitung. Dies war angesichts der zeitlichen Abfolge in der Anlage des Feldversuchs nicht gegeben.

Durch die Nachbehandlung mit Ammoniumsulfat von einigen Kohlevarianten ergibt sich ein **Stickstoffeintrag** von bis zu 1133 kg ha⁻¹. Der massive Stickstoffeintrag in dieser Größenordnung war nicht beabsichtigt. Die applizierte Kohlemenge ergab sich aus der beabsichtigten Erhöhung der nutzbaren Feldkapazität. Die durch die Nachbehandlung erreichten Stickstoffgehalte sind für landwirtschaftliche Anwendungen optimiert, in Kombination mit der hohen Eintragsmenge der Kohle jedoch viel zu hoch.

Die **Stickstoffverfügbarkeit** erhöht sich deutlich, dies zeigen die Konzentrationen in der Bodenlösung und in den Pflanzengeweben während der Anfangsphase des Feldversuches in den Jahren 2014 und 2015. Eine stimulierte Mineralisierung der organischen Substanz, hervorgerufen durch „Priming-Effekte“ der Biokohlen, kann in diesem Zeitraum im Feldversuch festgestellt werden. Die Wuchsdynamik und das Artenspektrum der Begleitvegetation weisen ebenfalls auf eine massiv erhöhte Stickstoffverfügbarkeit auf den Parzellen der stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten in den ersten beiden Versuchsjahren hin.

In der zweiten Phase des Feldversuches ab 2016 können kaum Unterschiede in der Stickstoffverfügbarkeit festgestellt werden. Das sehr hohe Fixierungspotenzial der Biokohlen für Stickstoff wird mit einem hohen chemischen und physikalischen Sorptionspotenzial erklärt. Der **Stickstoffaustrag** ist angesichts der sehr hohen Eintragsmenge als sehr gering zu bezeichnen. In den Folgejahren liegen die Stickstoffausträge dieser Varianten (mit Ausnahme von Variante HK+N) unter denen der Nullvariante und der puren Kohlevarianten, was auf ein ansteigendes Potenzial zur Stickstoffimmobilisierung schließen lässt.

Für die stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten wird nach drei Jahren eine höhere **Stickstofffestlegung** durch die Kohlen bilanziert. Die Speicherwirkung kann zum einen mit der Sorptionskapazität der Kohlen und zum anderen mit einer möglicherweise erhöhten mikrobiellen Immobilisierung begründet werden. Ob die Stickstoffspeicherung als Effekt der Nachbehandlung eine langfristige Wirkung entfaltet, kann nach der 4-jährigen Versuchsdauer noch nicht abgeschätzt werden. Die beobachteten **Auswirkungen der erhöhten Stickstoffverfügbarkeit** in der Initialphase (2014 und 2015) auf die Pflanzen sind zahlreich. So können in der Begleitvegetation deutlich höhere Deckungsgrade und mehr nitrophile Arten festgestellt werden. Die hohe Mortalität der Bäume der stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten liefert Hinweise auf eine pflanzentoxische Konzentration von Stickstoffverbindungen während der Anfangsphase des Versuches. Die Varianten der puren Holzkohle und der Nullvariante weisen im Feldversuch die höchsten Überlebensraten auf. Diese Varianten zeigen zudem einen besseren Zustand der Benadelung/Belaubung. Morphologische Auswirkungen einer erhöhten Stickstoffverfügbarkeit wie höhere Spross-Wurzel-Verhältnisse, größere Blattflächen und vermindertes Feinwurzelwachstum können beobachtet werden.

Im Sommer 2015 wird eine hohe physiologische Trockenstressbelastung der Hainbuchen festgestellt. Unterschiede zwischen den Varianten zeigen sich dabei nicht. In späteren Versuchsjahren wirkt sich die Biokohle stressmildernd während Trockenperioden aus. Dies zeigen physiologische Trockenstressindikatoren für die Hainbuchen der kohlebehandelten Parzellen.

Die durch die hohe Stickstoffverfügbarkeit hervorgerufenen Pflanzenreaktionen resultieren in einer herabgesetzten Resistenz gegenüber klimatischen Belastungen wie Trockenstress.

Trotz teilweise höherer Trockenstressbelastung der Hainbuchen der Nullvariante (Kaliumgehalt, stomatare Leitfähigkeit, Blattwassergehalt), weist die Nullvariante zusammen mit der puren Holzkohlevariante (HKpur) die höchsten **Überlebensraten** auf. Dies spricht für eine erfolgreiche Anpassung während der Trockenstressphasen. Die Pflanzen der puren Holzkohlevariante zeigen in vielen untersuchten Parametern ähnliche Eigenschaften wie die Pflanzen der Nullvariante. Möglicherweise verändert diese Kohlevariante den Stickstoffhaushalt im Vergleich zur Nullvariante weniger als andere Kohlevarianten.

Im **Baumartenvergleich** weist die Kiefer eine deutlich höhere Sensitivität gegenüber der Stickstoffverfügbarkeit auf. Dies wird mit der Pioniereigenschaft und der damit verbundenen Anpassung an nährstoffarme Standorte in Verbindung gebracht.

Unterschiede zwischen Holz- (HK) und Spelzenkohle (SK)

Die Spelzenkohle besitzt eine deutlich geringere Trockenrohddichte als das Holzkohlesubstrat, dem entsprechend liegen die Trockenrohddichten im Oberboden der SK-Varianten unter denen der Holzkohlevarianten. Die Retentionskurven beider Substrate verlaufen fast deckungsgleich, es kann daher ein identischer Beitrag zur nutzbaren Feldkapazität angenommen werden. Die hydrophobe Eigenschaft der trockenen Kohle scheint bei der puren Spelzenkohle im Vergleich zur Holzkohle etwas stärker ausgeprägt zu sein.

Im Vergleich mit der puren Holzkohle wurde mit der puren Spelzenkohle mehr als die dreifache Stickstoffmenge in den Oberboden eingebracht, die Stickstoffausträge liegen im ersten Jahr des Versuches zum Teil deutlich über denen der puren Holzkohlevariante. Während der ersten Vegetationszeit lässt sich die höhere Stickstoffverfügbarkeit durch die Spelzenkohle anhand höherer Deckungsgrade der Begleitvegetation, größerer Blattflächen der Hainbuchen, höherer Spross-Wurzel-Verhältnisse und geringerer Wurzelbiomasse der Hainbuchen ablesen. Die Spelzenkohlen sind deutlich poröser, sie weisen eine etwa dreifach höhere innere Oberfläche als die Holzkohle auf. Dies lässt langfristig ein höheres Immobilisierungspotential für Stickstoff durch Ad- und Absorption vermuten. Auch die Pflanzenreaktionen weisen ab 2015 auf ein wachsendes Fixierungspotenzial der Spelzenkohle hin. So zeigen die Stickstoffgehalte der Hainbuchenblätter ab dem Jahr 2015 im Vergleich zur Holzkohle geringere Werte.

Inhaltsverzeichnis

1.	Fragestellung des Projektes	1
2.	Forschungsstand Biokohle (Biochar)	2
2.1.	Bodenphysikalische Wirkungen von Biokohle	2
2.2.	Bodenchemische Wirkungen von Biokohle	2
3.	Abweichungen gegenüber dem ursprünglichen Projektantrag	Fehler! Textmarke nicht definiert.
3.1.	Kalkhaltige Sande	Fehler! Textmarke nicht definiert.
3.2.	Zusammenlegung von Versuchsvarianten	10
4.	Material und Methoden	3
4.1.	Standort	3
4.1.1.	Lage, Relief, Exposition	3
4.1.2.	Klima und Witterung	4
4.1.3.	Ausgangszustand des Bodens	6
4.2.	Kohlenherstellung	8
4.2.1.	Ausgangssubstrate	8
4.2.2.	Nachbehandlung der Kohlen	9
4.2.3.	Physikalische und chemische Eigenschaften der Biokohlen im Versuch	9
4.3.	Anlage des Feldversuches	11
4.3.1.	Versuchsdesign des Feldversuches	11
4.3.2.	Vorbereitung und Bepflanzung des Versuchsfeldes	11
4.4.	Messmethoden und -verfahren	13
4.4.1.	Pflanze	13
4.4.2.	Boden	16
4.5.	Topfversuch	18
4.5.1.	Versuchsanlage	18
4.5.2.	Durchführung	18
4.6.	Extraktionsversuch	19
4.6.1.	Versuchsanlage	19
4.6.2.	Durchführung	19
4.7.	Sickerwassermodellierung	20
4.7.1.	Parametrisierung	20
4.7.2.	Validierung	20
4.8.	Statistik	20
5.	Ergebnisse	21
5.1.	Umweltfaktor Trockenheit	21
5.2.	Änderung der Retentionseigenschaften des Bodens durch den Eintrag von Biokohle	21
5.2.1.	Retentionskurven und daraus abgeleitete Parameter	21
5.2.2.	Gravimetrischer Bodenwassergehalt in Ober- und Unterboden	22
5.2.3.	Trockenrohdichte	23
5.2.4.	Sickerwassermodellierung	24
5.3.	Umweltfaktor Stickstoff	24
5.3.1.	Stickstoffeinträge	24
5.3.2.	Stickstoff- und Kohlenstoffvorrat im Boden	25
5.3.3.	Stickstoffaustrag	26
5.3.4.	Begleitvegetation auf den Versuchspartellen	30
5.3.5.	Zusammenfassung Umweltfaktor Stickstoff	31
5.4.	Anpassungsreaktionen der Bäume in Abhängigkeit von Stickstoff- und Trockenstress	32

5.4.1.	Überlebenszahlen.....	32
5.4.2.	Blatt-/Nadelzustand und Blattmorphologie.....	36
5.4.3.	Spross- und Wurzelmorphologie.....	39
5.4.4.	Elementgehalte der Kompartimente Blatt/Nadel und Feinwurzel	44
5.4.5.	Physiologische Indikatoren.....	46
6.	Diskussion und Bewertung der Ergebnisse	47
6.1.	Einfluss von Biokohle auf Bodenphysik und Wasserhaushalt einschließlich Folgen der Bodenbearbeitung.....	47
6.1.1.	Trockenrohdichte	47
6.1.2.	Wasserspeicherfähigkeit	47
6.1.3.	Hydrophobie der Bodenoberfläche.....	48
6.2.	Einfluss von Biokohle auf den Stickstoffhaushalt.....	49
6.2.1.	Einfluss der Bodenbearbeitung auf die Stickstoffmineralisierung.....	49
6.2.2.	Stickstoffeintrag durch die Biokohlen	49
6.2.3.	Stickstoffmineralisierung, -immobilisierung und Stickstoffaustrag	50
6.3.	Wirkungen der Biokohle.....	52
6.3.1.	Begleitvegetation	52
6.3.2.	Stickstoffaufnahme durch Hainbuche und Kiefer	52
6.3.3.	Schutz vor Trockenstress.....	53
6.3.4.	Wirkung der Biokohle auf die Vitalität von Hainbuche und Kiefer	54
6.3.5.	Wechselwirkungen von Stickstoffverfügbarkeit und Trockenheit	59
7.	Handlungsempfehlungen	61
8.	Ausblick und Forschungsbedarf	61
	Literaturverzeichnis.....	62

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Lage der Versuchsfläche in Südhessen	3
Abbildung 2: Relief der Versuchsfläche.....	4
Abbildung 3: pH-Wert, potenzielle Austauschkapazität (AKt) [kmol _c ha ⁻¹], Calcium- und Magnesiumvorrat [kg ha ⁻¹] der Nullflächen (n=5) vor Versuchsanlage (Mittelwert und Standardabweichung).	7
Abbildung 4: Feinbodenvorrat [t ha ⁻¹], C/N-Verhältnis, Kohlenstoff- und Stickstoffvorrat [t ha ⁻¹] der Nullflächen (n=5) vor Versuchsanlage (Mittelwert und Standardabweichung).....	7
Abbildung 5: Parzellenplan. Rote Linien markieren den Senkenbereich mit niedrigeren pH-Werten.	11
Abbildung 6: Flächenzustand vor Kohleneinarbeitung	12
Abbildung 7: Pflanzplan.....	12
Abbildung 8: Beispiel der Vitalitätskategorie "starker Blattverlust" an Hainbuche (links) bzw. "starke Nadelverbraunung" an Kiefer (rechts).	13
Abbildung 9: Topfversuch im Gewächshaus. Randomisiert aufgestellte Pflanztöpfe mit Verdunstungsschutz und Sickerwasserauffangschalen.....	18
Abbildung 10: Bodenwassergehalt (links) und Bodentemperatur (rechts) in 30 cm Bodentiefe im Zeitraum 23.06.2015 bis 13.06.2017 auf einer Parzelle der Nullvariante.	21
Abbildung 11: Retentionskurven des Oberbodens (0-20 cm, links) und des Unterbodens (30-60 cm, rechts). Werte für Korngrößengruppen Sand (grau durchgezogene Linie) und Schluff (grau gestrichelte Linie) aus Hartge et al. 2014).....	22
Abbildung 12: Schema der Änderung der Trockenrohdichte mit der Bodenbearbeitung.....	23
Abbildung 13: Kumulierte Sickerwassermengen in mm der Jahre 2014-2018.	24
Abbildung 14: Kohlenstoff- (links) und Stickstoffvorräte (rechts) im Oberboden im Jahr 2015 (Mittelwert und Standardabweichung), n=6. Punkte stellen den rechnerischen Kohlenstoff- (C) bzw. Stickstoffeintrag (N) bei 80 t ha ⁻¹ Kohleneintrag dar.....	25
Abbildung 15: Logarithmische Darstellung der mittleren Nitrat-N- (links) und Ammonium-N-Konzentration (rechts) des Sickerwassers in den Jahren 2015 - 2017.....	26
Abbildung 16: Mittlerer Nitratgehalt des Sickerwassers im Topfversuch, n=4. Gestrichelte Linie entspricht dem Nitratgehalt des Gießwassers. links: Hainbuche, rechts: Kiefer	27
Abbildung 17: Mittlerer Ammoniumgehalt des Sickerwassers im Topfversuch, n=4. Gestrichelte Linie entspricht dem Ammoniumgehalt des Gießwassers. links: Hainbuche, rechts: Kiefer	28
Abbildung 18: Logarithmische Darstellung der mittleren Nitrat-N- (links) und Ammonium-N-Konzentration (rechts) im Extraktionsversuch, n=2.....	29
Abbildung 19: Deckungsgrad der Begleitvegetation auf den Versuchspartellen 2014 - 2017, n=6.	30
Abbildung 20: Ansicht einer Nullparzelle (links) und einer Parzelle der Variante HK+N+Ko (rechts), Sommer 2014.	30
Abbildung 21: Mittlere Überlebensrate der Hainbuche in den Jahren 2014 - 2017 (links) und der 2015 gepflanzten Kiefer in den Jahren 2015 - 2017 (rechts) auf den Parzellen im Feldversuch, n=6.....	32
Abbildung 22: Mittlere Überlebensrate der 2016 gepflanzten Kiefer, 2016 und 2017, n=6.	33

Abbildung 23: Mittlere Lebensdauer im Topfversuch im Jahr 2017. Hainbuche (links) und Kiefer (rechts). Die senkrechte gestrichelte graue Linie markiert das Ende der Bewässerungsperiode, n=4.....	34
Abbildung 24: Blattverlust der Hainbuche in den Jahren 2015 - 2017. Durchschnittliche Überlebensrate (%) der Versuchsvariante im jeweiligen Jahr in der Säule aufgetragen	36
Abbildung 25: Neuer Blattaustrieb einer Hainbuche (linke Pflanze) im August 2016. Rechte Pflanze ohne neuen Blattaustrieb mit nekrotisierten Blatträndern.	37
Abbildung 26: Nadelverfärbung der 2015 gepflanzten Kiefer im Jahr 2015 (links) und der 2016 gepflanzten Kiefer im Jahr 2016 (rechts). Durchschnittliche Überlebensrate (%) der Versuchsvariante im jeweiligen Jahr in der Säule aufgetragen.	37
Abbildung 27: Einzelblattfläche (links) und -trockenmasse (rechts) der Hainbuche im Feldversuch 2015 und 2016. Unterschiedliche Buchstaben bezeichnen signifikante Unterschiede innerhalb eines Jahres (Signifikanzniveau $p < 0,05$).	38
Abbildung 28: Zuwachs des Wurzelhalsdurchmessers (WHD) der Hainbuche in den Jahren 2015 bis 2017 (links) und der Jahrestrieblänge Kiefer im Topfversuch (rechts)	39
Abbildung 29: Spross-Wurzel-Verhältnis der Trockenmassen der Hainbuche im Topf- (links) und Feldversuch (rechts). Unterschiedliche Buchstaben bezeichnen signifikante Unterschiede innerhalb eines Jahres (Signifikanzniveau $p < 0,05$), n=9.....	40
Abbildung 30: Spross-Wurzel-Verhältnis der Trockenmassen der Kiefer im Topf- (links) und Feldversuch (rechts). Unterschiedliche Buchstaben bezeichnen signifikante Unterschiede innerhalb eines Jahres (Signifikanzniveau $p < 0,05$), n=9.	41
Abbildung 31: Anteil der Feinwurzel-trockenmasse an der Gesamttrockenmasse der Hainbuchen in % im Topf- (links) und Feldversuch (rechts), n=9.....	41
Abbildung 32: Anteil der Feinwurzel-trockenmasse an der Gesamttrockenmasse der Kiefer in % im Topf- (links) und Feldversuch (rechts), n=9.	42
Abbildung 33: Links: Mykorrhizierungsgrad der Feinwurzeln von Hainbuche und Kiefer im Oktober 2016 [%]. Rechts: Anteil trockener Feinwurzelspitzen Hainbuche und Kiefer im Oktober 2016 [%]. Unterschiedliche Buchstaben bezeichnen signifikante Unterschiede innerhalb einer Baumart ($p < 0,05$).	43
Abbildung 34: Links: Stickstoffgehalte der Hainbuchenblätter im Juli 2015 und 2016. Waagerechte gestrichelte Linien kennzeichnen die Grenzen des ausreichenden bis optimalen Versorgungszustandes nach Krauß und Heinsdorf (2005), n=6. Rechts: SPAD-Werte der Hainbuchenblätter 2014-2016. Mittelwerte mit Standardabweichungen des Mittelwertes. Unterschiedliche Buchstaben bezeichnen signifikante Unterschiede innerhalb eines Jahres (Signifikanzniveau $p < 0,05$, n=6).	44
Abbildung 35: Stickstoffgehalte (schwarz, n=4) und SPAD-Werte (grau, n=2) der Hainbuchenblätter im Topfversuch am 13. Juli 2017. Mittelwerte mit Standardabweichungen des Mittelwertes. Waagerechte gestrichelte Linien kennzeichnen die Ober- und Untergrenze des ausreichenden bis optimalen Versorgungszustandes nach Krauß und Heinsdorf (2005). Unterschiedliche Buchstaben bezeichnen signifikante Unterschiede in einem Jahr (Signifikanzniveau $p < 0,05$).	45
Abbildung 37: Blattwassergehalte (links) und stomatäre Leitfähigkeit der Hainbuchenblätter während der Vegetationszeiten 2015 und 2016. Mittelwerte und Standardabweichung. Unterschiedliche Buchstaben bezeichnen signifikante Unterschiede (Signifikanzniveau $p < 0,05$; n=3)	46

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Mittlere Monatstemperaturen in °C der Jahre 2013 - 2017 und des langjährigen Mittels 1961 - 1990 (Deutscher Wetterdienst, Station Mannheim, 2018)	5
Tabelle 2: Monatliche Niederschlagssummen in mm der Jahre 2013 - 2017 und des langjährigen Mittels 1961 - 1990 (Deutscher Wetterdienst, Station Mannheim, 2018)	5
Tabelle 3: Bezeichnung der Versuchsvarianten	9
Tabelle 4: Physikalische Eigenschaften der reinen Kohlesubstrate.	9
Tabelle 5: Chemische Eigenschaften der Kohlesubstrate.	10
Tabelle 6: Boniturstufen und Beschreibung von Schadsymptomen an Blättern und Nadeln	19
Tabelle 7: Wassergehalt bei Feldkapazität (WG_{FK}) und permanentem Welkepunkt (WG_{PWP}) und nutzbare Feldkapazität (nFK) in Ober- (oben, 0-20 cm) und Unterboden (unten, 30-60 cm) und Profilsomme der nFK bis in 90 cm Bodentiefe in mm.....	22
Tabelle 8: Mittlere volumetrische Bodenwassergehalte normiert auf den Bodenwassergehalt der Nullvariante [%]. Oberboden (10-20 cm Bodentiefe) und Unterboden (80-90 cm Bodentiefe). Mittelwert (Standardabweichung), alle Messtermine, $n=8$	23
Tabelle 9: Mittlere Trockenrohdichten in $g\ cm^{-3}$ in den Jahren 2014, 2015 und 2016. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Versuchsvarianten in der gleichen Tiefenstufe und im gleichen Jahr ($p < 0,05$, $n=3$).	24
Tabelle 10: Gesamtstickstoffgehalte der Kohlen [$g\ kg^{-1}$], Eintragsmengen [$kg\ ha^{-1}$] und Anteil des Eintrages am ursprünglichen Stickstoffvorrat 2014 bis 90 cm Bodentiefe [%].....	25
Tabelle 11: Jahressummen der Nitrat-N und Ammonium-N-Austräge in $kg\ ha^{-1}$ 2015 - 2017.	27
Tabelle 12: Anteil der mineralischen Stickstoffausträge am Stickstoffeintrag der Versuchsvarianten über das Sickerwasser im Feld- und Topfversuch (%)	29
Tabelle 13: Mittlere Stickstofffixierung in der Vegetation von 2014 - 2017 ($kg\ ha^{-1}$), (Standardabweichung), ($n=6$).....	31
Tabelle 14: Überblick über die Überlebenszahlen im Feldversuch (jeweils am Jahresende ermittelt). HBU: Hainbuche, KI: Kiefer. * kennzeichnen signifikante Unterschiede zur Nullvariante zum gleichen Inventurzeitpunkt, $p < 0,05$	33
Tabelle 15: In dieser Arbeit beobachtete kurz-, mittel- und langfristigen Pflanzenreaktionen auf Trockenstress.	53

1. Fragestellung des Projektes

„Der Klimawandel ist keine ferne Zukunft mehr, er findet bereits statt – weltweit, in Europa und auch in Deutschland.“ (Spekat et al. 2007). Diese klare Aussage von Meteorologen stellt für die weitgehend an die Standortverhältnisse gebundene und in langen Zeiträumen produzierende Forstwirtschaft eine besondere Herausforderung dar. Sie ist gut beraten, Risikovorsorge zu betreiben, um die Lebensraum-, Regelungs-, Produktions- und Sozialfunktionen von Wäldern nachhaltig sichern zu können (Spellmann et al. 2007).

Der Wald in der Rhein-Main Ebene und besonders im Hessischen Ried ist besonders exponiert gegenüber klimatischen Extremsituationen und gehört zu den forstlichen Brennpunkten in Mitteleuropa (NW-FVA 2013).

Bei einer Höhenlage von 80 m bis 100 m über NN sind die Wälder fast ausschließlich der zentralen Eichen – Mischwaldzone zuzuordnen. Schon heute ist das Regionalklima durch eine hohe Temperatur von 16 °C in der Vegetationszeit, und geringe Jahresniederschläge von etwa 660 mm gekennzeichnet. Die klimatische Wasserbilanz in der Vegetationszeit gestaltet sich deutlich negativ. Verschärft wird die kritische Situation des Wasserhaushalts durch eine geringe Speicherkapazität der Böden und oft geringe Niederschläge in der Nichtvegetationszeit, die nicht ausreichen, den Wasserspeicher aufzufüllen. Ausgangssubstrat der Bodenbildung sind häufig Terrassensande mit geringer Wasserhaltekapazität und begrenzter Nährstoffverfügbarkeit. Das Gebiet ist durch Grundwasser(über)-nutzungen gekennzeichnet, die zu Grundwasserflurabständen geführt haben, die für Waldbäume nicht mehr erreichbar sind. Wälder im Hessischen Ried sind darüber hinaus durch ein großes Maß an Zerschneidungen durch Siedlungen und Verkehrswege gekennzeichnet. Ein pflanzenförderliches Waldinnenklima entsteht bei derart zerstückelten Waldflächen kaum. Zudem treten Insektenkalamitäten auf, etwa durch Maikäfer und Prachtkäfer. Die Sturmschäden des Jahres 1990 führten zu einer weiteren Destabilisierung des Untersuchungsgebietes. Bei weiterer Klimaerwärmung ist von einer weiteren Verschlechterung der Rahmenbedingungen für die Waldentwicklung auszugehen.

In weiten Bereichen ist der Fortbestand von Hochwald substantiell gefährdet. Primärziel des Forstamts Lampertheim ist es, den Hochwald auf Grund seiner Multifunktionalität zu erhalten. Veränderte Standortbedingungen (siehe oben) verlangen ein Abweichen von den üblichen Verjüngungsmethoden (Schepp 2012).

Es bedarf daher langfristig ausgerichteter Anpassungsstrategien, um den Wald in der Region zu erhalten. Das Projekt zielt darauf, den Anwucherfolg von Kiefern- und Hainbuchenkulturen zu fördern und gegen Trockenphasen zu stabilisieren. Dies ist Grundlage einer Wiederbegründung von Hochwald in der Region. Ähnliche Bedingungen bestehen im Forstamt allein gegenwärtig auf weiteren zu verjüngenden 500 Hektar. Bestätigen sich die Erwartungen in das vorgeschlagene Verfahren, kann mit dem Vorhaben ein wesentlicher Beitrag zur Walderhaltung im Hessischen Ried geleistet werden. Ein erwünschter Nebeneffekt wäre eine nicht unerhebliche CO₂-Einbindung in den Boden in Form von pyrogenem, zersetzungsstabilem Kohlenstoff aus Biomasse. Das Verfahren wäre somit nicht nur eine Anpassungsstrategie an den Klimawandel, sondern prinzipiell und räumlich begrenzt sogar eine Mitigationstrategie.

2. Forschungsstand Biokohle (Biochar)

Als Vorbild für das eingesetzte Verfahren dient die „Terra preta“ in den feuchten Tropen Amazoniens, die durch Sombroek (1966) und Glaser (1999) erstmals genauer beschrieben worden ist. In diesem Boden findet sich eine Mischung aus Holz- bzw. Pflanzkohle und weiteren Siedlungsabfällen.

Pyrogene Biokohle (engl. Biochar) entsteht durch die pyrolytische Verkohlung von organischen Ausgangsstoffen bei Temperaturen zwischen 300 und 1000 °C in einer sauerstofflimitierten Umgebung. Sie ist sehr widerstandsfähig gegen Abbau und stellt in Böden in der Regel den ältesten Kohlenstoffpool dar (Rodionov et al. 2010, Vasilyeva et al. 2011). In Biochar ist ehemals atmosphärischer Kohlenstoff festgelegt, der der Atmosphäre zuvor durch Photosynthese entzogen wurde.

2.1. Bodenphysikalische Wirkungen von Biokohle

Biokohlen mit ihren sehr hohen Porenvolumina und geringen Trockenrohdichten haben das Potential, das Gesamtporenvolumen und die Trockenrohdichte eines Bodens deutlich zu verändern (Downie et al. 2009, Artiola et al. 2012, Case et al. 2012). Damit kann je nach Beigabemenge von Biokohle eine deutliche Verbesserung der Wasserhaltekapazität und der nutzbaren Feldkapazität erzielt werden (Kammann et al. 2011, Karhu et al. 2011). Hydrophobe (wasserabweisende) Eigenschaften von frischen Biokohlen, die vermutlich das Eindringen von Wasser in die inneren Poren verhindern, können die Erhöhung der Wasserhaltekapazität nach Biokohlenbeimischung in den Boden verzögern (Jeffery et al. 2015). Die Datenlage zur sicheren Quantifizierung der Änderung bodenphysikalischer Eigenschaften ist bei kritischer Betrachtung unzureichend, daher können diesbezüglich keine belastbaren Aussagen getroffen werden. Vor allem die große Variabilität der durch unterschiedliche Ausgangsstoffe und Verkohlungsverfahren eingesetzten Kohle hinsichtlich innerer Struktur, mechanischer Stabilität und Partikelgrößen macht allgemeingültige Aussagen schwierig (Haubold-Rosar et al. 2014).

2.2. Bodenchemische Wirkungen von Biokohle

Die Einmischung von Biochar in Böden erhöht die Verfügbarkeit und beeinflusst die Aufnahme von Pflanzennährstoffen (Glaser et al. 2002). Dabei kann Biochar grundsätzlich eine direkte Nährstoffquelle sein (Atkinson et al. 2010), aufgrund der geringen Abbauraten ist aber nur ein geringer Anteil dieses Nährstoffpools pflanzenverfügbar (Chan et al. 2008). Die Stabilität von Biokohlen im Boden wird als sehr hoch eingeschätzt. Schätzungen anhand von Ergebnissen aus Inkubationsexperimenten schwanken zwischen 60 Jahren (Gronwald et al. 2016) und tausenden von Jahren, sind aber stark von Ausgangsmaterial, Herstellungsbedingungen der Kohle, Boden und Klima abhängig (Lehmann et al. 2006). Aufgrund der zahlreichen Mikroporen und der damit verbundenen großen inneren Oberfläche können Biokohlen zahlreiche mineralische und organische Makro- und Mikronährstoffe adsorbieren (Lehmann 2007).

Die Zugabe von Biokohlen in den Boden kann Auswirkungen auf die Verfügbarkeit von Stickstoff haben. Die so veränderte Mineralisierung (DeLuca et al. 2015) und mikrobielle Umsetzung von Stickstoff (Warnock et al. 2010, Spokas et al. 2012) kann positive Effekte auf Nährstoffspeicherung (Sohi et al. 2010) und Biomasseerträge (Spokas et al. 2012) haben. Produktionsfrische Biokohlen adsorbieren eine Reihe von Nährstoffen (Kammann et al. 2013). Um Stickstoffmangelerscheinungen zu vermeiden, empfehlen Chan et al (2008) eine ergänzende angepasste Stickstoffdüngung in der landwirtschaftlichen Anwendung. Die Wirkung von Biokohle als Bodenzusatzstoff wurde in zahlreichen Studien in unterschiedlichen Landnutzungssystemen und Standorten untersucht (Lehmann und Joseph 2015). Die Ergebnisse dieser Studien sind aufgrund der komplexen Interaktionen zwischen Biokohle, Boden und Pflanze nicht einfach zu interpretieren und zum Teil auch widersprüchlich (Haubold-Rosar 2014), zumal die Eigenschaften der Biokohlen sehr stark von den Ausgangssubstraten und den Herstellungsprozessen abhängen (Verheijen et al. 2010).

3. Material und Methoden

3.1. Standort

3.1.1. Lage, Relief, Exposition

Die Versuchsfläche liegt in der Rhein-Mainebene im Hessischen Ried, Forstamt Lampertheim, in Abteilung 203 des Reviers Viernheim (Abbildung 1: Lage der Versuchsfläche in SüdhessenAbbildung 1). Südlich angrenzend verläuft die Landesgrenze zu Baden-Württemberg. Hier geht der Viernheimer Wald nahtlos in den Käfertaler Wald der Stadt Mannheim über.

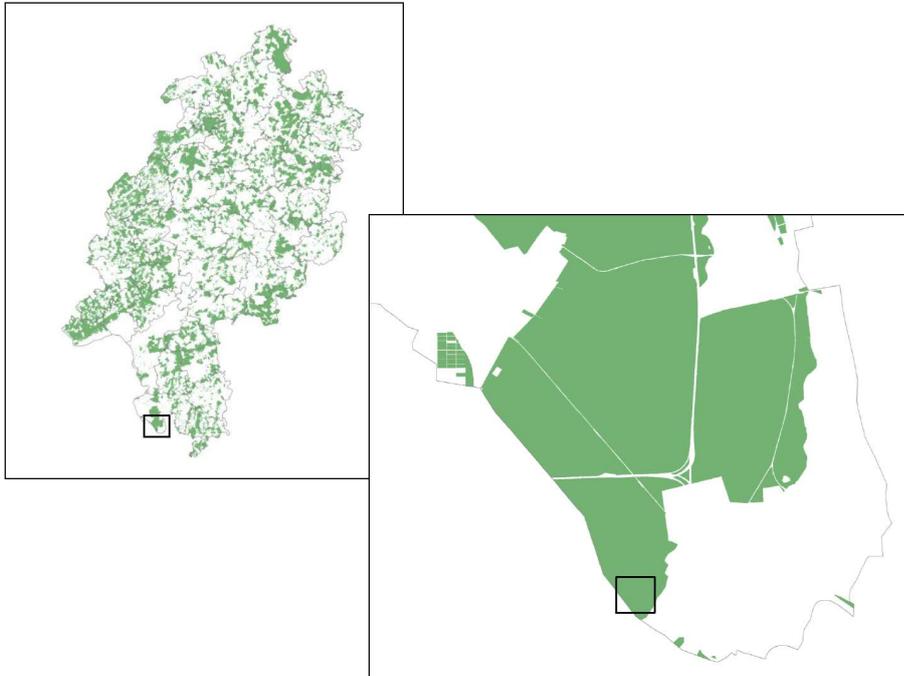


Abbildung 1: Lage der Versuchsfläche in Südhessen

Das Relief ist auf der Versuchsfläche und im angrenzenden Waldgebiet durch den Wechsel von dünenartigen Hügeln und ebenen Arealen geprägt (Abbildung 2).



Abbildung 2: Relief der Versuchsfläche

Die Höhendifferenz zwischen Dünenrücken und Ebene beträgt etwa drei bis vier Meter. Die Entstehung dieser Strukturen ist auf eine späte Phase von Sandverwehungen in einer regional weitgehend waldfreien Zeit des späten Mittelalters zurückzuführen (siehe Abschnitt „Kalkhaltige Sande“). Die Dünenhänge auf der Versuchsfläche sind hauptsächlich nach Süden und Norden ausgerichtet.

3.1.2. Kalkhaltige Sande

Die Auswertung der Ende 2013, Ende 2015 und Ende 2016 gewonnenen Bodenproben ergab unerwartet hohe Carbonatgehalte und pH-Werte über 6,2 bis in eine Bodentiefe von 90 cm auf fast allen Parzellen. Der Boden befindet sich damit im Carbonatpufferbereich (Ulrich 1981). Ausnahme ist der Senkenbereich mit den Parzellen, 1/5, 1/6, 1/7 und 2/3 (siehe Abbildung 5).

Die Entstehungszeit der Dünen lässt sich nur ungefähr in den Zeitraum zwischen der Zeitenwende und dem Mittelalter datieren (Plass 1981). Durch windbürtige (äolische) Abtragung bzw. Umlagerung von bereits verwitterten Sandoberflächen wurden noch unverwitterte kalkhaltige Substrate freigelegt. Durch die vergleichsweise geringen Niederschläge in der Rhein-Main-Ebene verläuft die Entkalkung nur langsam und die Sande sind bis heute mit einem nennenswerten Kalkvorrat ausgestattet.

3.1.3. Klima und Witterung

Als Klima wird der mittlere Zustand der Atmosphäre bezeichnet, der über viele Jahre an einem Ort beobachtet und gemessen wurde (Sitte et al. 2002).

Die Versuchsfläche liegt in einer Höhenlage von etwa 100 m über NN. Das Klima ist schwach subkontinental, durch hohe Durchschnittstemperaturen während der Vegetationszeit (16 °C) und relativ geringe Jahresniederschläge (670 mm) gekennzeichnet. Aufgrund des warmen Klimas und der monatlichen Temperatursummen wird für die Vegetationsperiode in dieser Arbeit abweichend von der Forstlichen Standortkartierung (Mai - September) der Zeitraum 1. April - 31. Oktober definiert (AK Standortkartierung 2003).

Die in etwa 5 km Luftlinie entfernte DWD-Klimastation Mannheim liefert meteorologische Daten in täglicher Auflösung wie Maximal- und Minimaltemperatur, mittlere Temperatur, Niederschlagssumme, Sonnenscheindauer, mittlere Windgeschwindigkeit und die mittlere relative Luftfeuchte.

Tabelle 1: Mittlere Monatstemperaturen in °C der Jahre 2013 - 2017 und des langjährigen Mittels 1961 - 1990 (Deutscher Wetterdienst, Station Mannheim, 2018)

	Jan	Feb	März	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
1961-1990	1,2	2,5	5,9	9,9	14,4	17,6	19,5	18,8	15,3	10,4	5,2	2,2
2013	2,8	1,6	4,0	11,2	13,4	18,4	22,9	20,3	15,9	12,6	6,4	5,0
2014	4,6	5,8	8,8	13,3	14,4	18,9	20,9	17,8	16,5	13,4	7,6	4,3
2015	3,1	2,0	7,0	11,0	15,4	18,8	22,8	22,0	15,0	10,1	8,4	7,4
2016	4,0	5,3	6,0	9,8	15,2	18,4	21,1	20,3	18,6	9,8	5,6	2,3
2017	-0,6	6,1	10,1	10,7	17,1	21,7	21,8	20,9	15,1	12,7	6,7	4,4

Der Zeitraum um die Versuchseinrichtung im März und April 2014 war deutlich wärmer und trockener als im langjährigen Mittel (siehe Tabelle 1 und Tabelle 2). Bereits die vorangegangene Nichtvegetationszeit war um 20 % trockener als das langjährige Mittel. Im März, Mai und Juni fielen weniger als 50 % des mittleren Niederschlages. Erst in den Folgemonaten Juli und August waren bis zu 50 % höhere Niederschlagssummen zu verzeichnen, so dass insgesamt eine ausreichende Wasserversorgung während der Vegetationszeit sichergestellt war.

Tabelle 2: Monatliche Niederschlagssummen in mm der Jahre 2013 - 2017 und des langjährigen Mittels 1961 - 1990 (Deutscher Wetterdienst, Station Mannheim, 2018)

	Jan	Feb	März	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
1961-1990	40	40	45	52	75	77	77	59	54	49	52	49
2013	31	41	31	53	156	110	14	47	79	96	55	47
2014	35	39	10	50	46	35	126	86	40	49	50	69
2015	86	22	21	20	40	65	39	52	46	16	77	22
2016	60	59	45	64	100	94	52	43	25	75	57	8
2017	20	27	47	7	80	61	78	67	62	44	77	89

Während der Vegetationszeit 2015 trat in den mittleren Regionen Deutschlands eine außergewöhnliche Trockenperiode auf, die in Südhessen bis in den Spätsommer anhielt (Sutmöller et al. 2017). Von April bis Juli erreichte das Niederschlagsdefizit im Rhein-Main-Gebiet mehr als 50 %. In dieser Vegetationszeit wurden auf den Intensivmonitoringflächen (Level II) der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt Tiefstwerte bei den Bodenwassergehalten gemessen (Sutmöller et al. 2017). Auch im Untersuchungsgebiet traten während der Vegetationszeit 2015 unterdurchschnittliche Niederschlagssummen und mehrere Trockenperioden auf. Wie etwa vom 1. bis 18. Juni und vom 21. Juni bis 7. Juli.

Die durchschnittlichen Monatswerte von Temperatur und Niederschlag zeigen im Jahr 2016 eine deutlich ausgeglichene Witterung. Der erste Teil der Vegetationszeit war von regelmäßigen Niederschlägen begleitet. Erst in der zweiten Augushälfte trat eine Trockenperiode auf, die bis Mitte September anhielt. In den Monaten Dezember 2016 bis April 2017 waren unterdurchschnittliche monatliche Niederschlagssummen zu verzeichnen. Die Monate Januar und April des Jahres 2017 waren dabei deutlich zu trocken mit Niederschlagssummen von 20 bzw. 7 mm. Die anschließende Vegetationsperiode 2017 zeigte dagegen regelmäßige Niederschlagsereignisse, aber zwischen 2 bis 4 °C höhere Monatsmitteltemperaturen als im Referenzzeitraum 1961-1990.

3.1.4. Ausgangszustand des Bodens

Die Beprobung mittels Pirckhauer-Stichproben in mehreren Transektlinien bis in 1 m Bodentiefe ergab einen homogenen, tiefgründigen Sandstandort aus pleistozänen Flugsandens. Als Bodentyp des Leitprofils wurde eine Braunerde aus unverlehmtten Sanden ausgewiesen. Vor dem Fräsen der gesamten Versuchsfläche wurde eine feinhumusreiche, rohhumusartige Moder-Humusform angesprochen.

3.1.4.1. Retentionskurven (pF-Kurven)

Retentionskurven beschreiben den Zusammenhang zwischen der Saugspannung und dem Wassergehalt eines Bodens. Der Verlauf ist für jede Bodenart charakteristisch und ist von Porenvolumen und Porengrößenverteilung abhängig. Die Kurve ist Basis für die Berechnung von Wasserbewegungen und anderen Größen des Wasserhaushaltes (Scheffer 2002). Der pF-Wert ist der Logarithmus der Wasserspannung.

Die Wasserspannungskurve wurde per Druckmethode nach L. A. Richards bestimmt (Richards 1948). Die wassergesättigte Bodenprobe wird auf einer keramischen Platte mit Luftdrücken, die bestimmten Wasserspannungen entsprechen, ins Gleichgewicht gebracht. Die aus dem Boden verdrängte Wassermenge wird gemessen. Die Wasserspannungskurve erhält man, wenn die angewandten Drücke gegen die jeweiligen Wassergehalte aufgetragen werden (Scheffer 2002).

Es wurden Bodenproben aus den Bodentiefen 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-40 cm und 50-60 cm für die Ermittlung der Wasserspannungskurven herangezogen. Für den Oberboden sind die Werte der beiden oberen Horizonte (0-20 cm), für den Unterboden die Werte der zwei unteren Horizonte (30-60 cm) zusammengefasst worden.

Die Wasserspannungskurve des Substrates der Nullvariante zeigt die sandige Struktur sowohl des Oberals auch des Unterbodens (siehe Abbildung 11).

Der Permanente Welkepunkt (PWP) ist der Wassergehalt, bei dem die Pflanzen irreversibel welken. Die Feldkapazität (FK) ist der Wassergehalt, den ein Boden maximal gegen die Schwerkraft zurückhalten kann.

Die nutzbare Feldkapazität (nFK) ist ein Maß für die Menge an pflanzenverfügbaren Bodenwasser und eine wichtige Größe zur Beschreibung des Wasserhaushaltes. Sie berechnet sich aus der Differenz des Bodenwassergehaltes zwischen Feldkapazität (pF 1,8) und Permanentem Welkepunkt (pF 4,2) und repräsentiert die Menge des Bodenwassers, das in Poren des Durchmessers zwischen 50 und 0,2 μm gebunden ist (AG Boden 2005).

Die nutzbare Feldkapazität beträgt 18,9 Vol.-% (mm) je 1 dm Bodentiefe im Oberboden und 18,8 Vol.-% (mm) pro 1 dm Bodentiefe im Unterboden. Die Berechnung der Summe der nutzbaren Feldkapazität bis auf 90 cm geschieht durch das Aufsummieren der Einzel-nFK-Beträge pro Tiefenstufe. Damit ergibt sich rechnerisch eine nutzbare Feldkapazität von 148,4 mm. Die Berechnung durch die Feldmethode gemäß der Forstlichen Standortaufnahme (AK Standortkartierung 2003) ergibt knapp 140 mm nutzbare Feldkapazität und damit die Einstufung in die frische Geländewasserhaushaltsstufe nach hessischer Standortkartierung.

3.1.4.2. Trockenrohdichte

Die Trockenrohdichte gibt Auskunft über die Verfestigung des Bodens und über das Gesamtporenvolumen eines Bodens. Als Trockengewicht pro Volumeneinheit ist sie Voraussetzung für Umrechnungen einer gewichtsbasierten Größe in eine volumenbasierte Größe (AK Standortkartierung 2003).

Die Trockenrohdichte wurde mittels der Stechzylindermethode nach Klute & Dinauer (1986) im Januar 2014, und jeweils im April 2015 und 2016 ermittelt. Die volumengerechten Stechzylinderproben wurden auf Parzellen der Nullvariante (1/7) und verschiedener Kohlevarianten (5/1, 4/4 und 3/3) gewonnen. Folgende Tiefenstufen wurden beprobt: 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm, jeweils in dreifacher Wiederholung. Aufgrund des skelettfreien Bodens konnte ein 250 ml Stechzylinder verwendet

werden. Die Trockenrohddichte ergibt sich aus dem Gewicht der Bodenfestschubstanz pro Volumeneinheit nach Trocknung bei 105 °C für mindestens 16 Stunden.

Die Trockenrohddichten des Ausgangsbodens (Nullvariante) zeigen deutlich die Bodenbearbeitung im Zuge der Kohleneinarbeitung im Jahr 2014 in den Oberboden (siehe Tabelle 9). Die Nullflächen wurden ebenfalls bis etwa 25 cm gefräst, um eine vergleichbare Ausgangssituation zu schaffen.

3.1.4.3. Bodenprobenahme und chemische Analysen

An der westlichen Grenze des Versuchsfeldes wurde Ende 2013 ein Baggerprofil angelegt und beprobt. Von den Nullparzellen wurden Anfang 2014 Proben gezogen. Im November 2015 und im Dezember 2016 wurden alle Versuchspartellen beprobt. Dazu wurde aus drei Pirckhauerproben eine Mischprobe pro Parzelle und Tiefenstufe hergestellt. Auf allen Flächen wurden die Tiefenstufen 0-30 cm und 30-60 cm beprobt, auf jeweils einer Parzelle je Versuchsvariante zusätzlich die Tiefenstufe 60-90 cm. Die Proben wurden feldfrisch in Leinenbeuteln transportiert und im Labor bei 40 °C getrocknet, bevor sie gemahlen und chemisch analysiert wurden (König 2009). Durch das kalkhaltige Ausgangssubstrat (siehe Abschnitt „Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.“ auf S. Fehler! Textmarke nicht definiert.) zeigen vor allem die Bodenproben des Unterbodens einen pH-Wert deutlich über 6,2, daher wurde 2014 an diesen Proben die potentielle Austauschkapazität (AK_t) bestimmt. Die Bestimmung der effektiven Austauschkapazität wurde 2014 und 2015 an Bodenproben durchgeführt, die einen pH-Wert unter 6,2 aufwiesen.

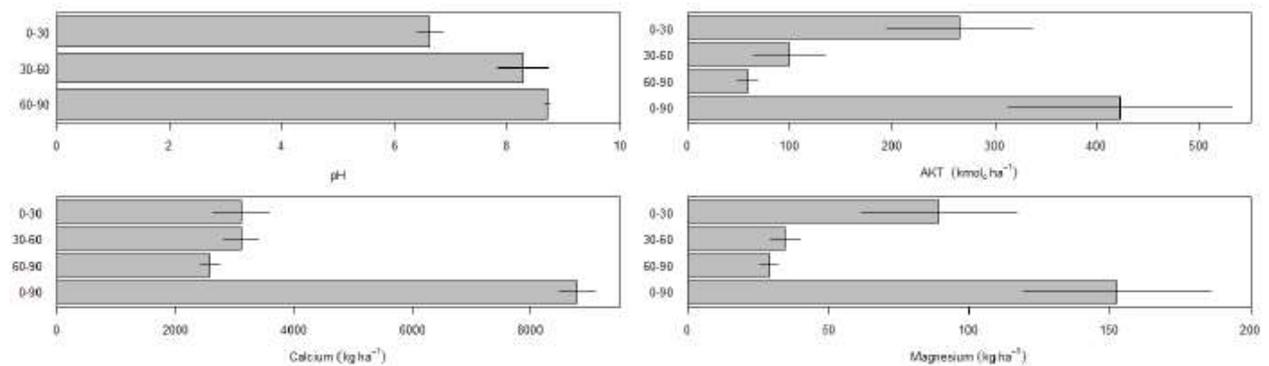


Abbildung 3: pH-Wert, potenzielle Austauschkapazität (AK_t) [kmol_c ha⁻¹], Calcium- und Magnesiumvorrat [kg ha⁻¹] der Nullflächen (n=5) vor Versuchsanlage (Mittelwert und Standardabweichung).

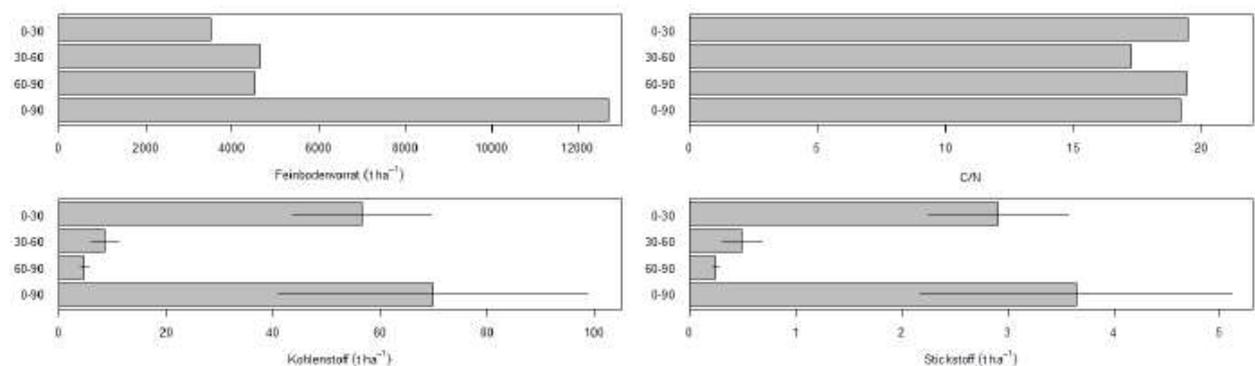


Abbildung 4: Feinbodenvorrat [t ha⁻¹], C/N-Verhältnis, Kohlenstoff- und Stickstoffvorrat [t ha⁻¹] der Nullflächen (n=5) vor Versuchsanlage (Mittelwert und Standardabweichung).

In Abbildung 3 und Abbildung 4 sind die Ergebnisse der Bodenchemie im Überblick dargestellt. Sie fassen den Bodenzustand nach dem Mulchen und vor der Einarbeitung der Kohle in den Oberboden zusammen. Der Feinbodenvorrat bis in 90 cm Bodentiefe ist mit 12705 t ha⁻¹ typisch für die Substratgruppe der unverlehmten Sande als Substratgruppe und kann durch die hohen Trockenrohddichten und geringen Grobbodenanteile erklärt werden (Paar et al. 2016)

Die pH-Werte der Nullparzellen liegen mit Ausnahme der Parzelle 1/7 deutlich über 6,2. Damit liegt der Boden im Carbonatpufferbereich nach Ulrich (1981). Die potentielle Kationenaustauschkapazität ist eine wichtige Indikatorgröße für die standörtliche Bewertung des Nährstoffhaushaltes, mit der Speicher- und Austauschprozesse von pflanzenverfügbaren Nährstoffen an den Tonmineraloberflächen beschrieben werden können (AK Standortkartierung 2003). Der mittlere Wert der potentiellen Austauschkapazität des Standortes vor Kohleneinarbeitung beträgt $423 \text{ kmol}_c \text{ ha}^{-1}$ und liegt damit im mittleren Bereich nach dem Bewertungsrahmen der Forstlichen Standortaufnahme (AK Standortkartierung 2003) und ist für die Substratgruppe der unverlehmten Sande verhältnismäßig hoch (Paar et al. 2016). Die erhöhte Austauschkapazität im Oberboden kann mit dem hohen Anteil eingefräster organischer Substanz aus der ehemaligen mächtigen Humusschicht in Zusammenhang gebracht werden. Die meisten unverlehmten Sande in Hessen weisen pH-Werte von unter 6,2 auf, für diese wird die effektive Austauschkapazität angegeben. Eine Vergleichbarkeit zwischen potenzieller und effektiver Austauschkapazität ist nicht gegeben.

Die austauschbaren Vorräte an Calcium und Magnesium bilden eine wichtige Versorgungsgrundlage für die Waldbäume.

Calcium ist an zentralen Prozessen wie Photosynthese, Atmung und Zellteilung beteiligt und ein wichtiger Baustein für die Zellwände. Die mittleren Calciumvorräte bis in 90 cm Bodentiefe betragen 8789 kg ha^{-1} und liegen damit im sehr hohen Bereich des Bewertungsrahmens der Forstlichen Standortaufnahme (AK Standortkartierung 2003). Es lässt sich kein Tiefengradient des Calciumvorrates beobachten.

Magnesium ist ein zentraler Chlorophyllbestandteil und damit bedeutend für die Photosynthese. Der mittlere Magnesiumvorrat von 153 kg ha^{-1} liegt im gering-mittleren Bereich der Forstlichen Standortaufnahme (AK Standortkartierung 2003) und ist etwa doppelt so hoch wie die typischen Vorräte der unverlehmten Sande in Hessen. Wie von Paar et al. (2016) für ärmere Standorte beschrieben, lassen sich die höchsten Magnesiumvorräte in den oberen Tiefenstufen finden.

Der mittlere Kohlenstoffvorrat des organisch gebundenen Kohlenstoffes beträgt 70 t ha^{-1} und liegt damit im geringen Bewertungsbereich der Forstlichen Standortaufnahme (AK Standortkartierung 2003). Vor allem in den oberen Bodenschichten (0-30 cm) liegen über 80 % des Kohlenstoffes vor. Dies kann durch den untergemulchten Auflagehumus erklärt werden. Für die Substratgruppe der unverlehmten Sande ist der Kohlenstoffvorrat relativ gering, typisch sind Vorräte um 100 t ha^{-1} .

Der mittlere Stickstoffvorrat auf dem Versuchsfeld vor Versuchsanlage beträgt $3,6 \text{ t ha}^{-1}$ und liegt damit im geringen Bewertungsbereich der Forstlichen Standortaufnahme (AK Standortkartierung 2003). Die Substratgruppe der unverlehmten Sande weist in Hessen typischerweise mit etwa $6,4 \text{ t ha}^{-1}$ höhere Vorratswerte an Stickstoff auf. Substratgruppen mit schlechteren Humusformen zeigen die höchsten Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte (Paar et al. 2016). Analog zu Kohlenstoff zeigt sich in den oberen Bodenschichten mit etwa 80 % der höchste Anteil der Stickstoffvorräte.

Das C/N-Verhältnis als Quotient aus den Kohlenstoff- und Stickstoffvorräten weist auf die Bedingungen für die Umsetzung von organischer Substanz hin. Je enger (kleiner) das Verhältnis, umso höher sind die Raten der Humusmineralisation und -umsetzung. Mit einem Wert von 19,5 im Bereich 0-30 cm liegt das C/N-Verhältnis im mittleren Bewertungsbereich der Forstlichen Standortaufnahme (AK Standortkartierung 2003) und ist typisch für die Substratgruppe der unverlehmten Sande (Paar et al. 2016).

3.2. Kohlenherstellung

3.2.1. Ausgangssubstrate

Die eingesetzten Biokohlen wurden von zwei Herstellern bezogen. Als Ausgangssubstrat für die Holzkohle-Varianten wurden vom Hersteller „Pyreg“ Hackschnitzel der Spätblühenden Traubenkirsche und ein kleiner Teil Buche verwendet.

Die Spelzenkohle-Varianten sollten ursprünglich mit Maisstroh als Ausgangssubstrat hergestellt werden. Das Zerkleinern des Maisstrohs produzierte aber eine große Menge Staub und führte zu einem unerwünscht hohen Ascheanteil in der Kohle. Daraufhin wurde diese Kohlevariante vom Hersteller „Sonnenerde“ aus 66 % Dinkel-Getreidespelzen und 33 % Papierfaserschlamm produziert. Die Reaktionstemperatur während der Pyrolyse lag bei 600-650 °C.

Tabelle 3: Bezeichnung der Versuchsvarianten

Varianten	Ausgangssubstrat	
	Holz	Getreidespelzen
Kohle pur (unbehandelt)	HKpur	SKpur
Kohle und Nährstofflösung	HK+N	SK+N
Kohle, Nährstofflösung und Kompostierung	HK+N+Ko	SK+N+Ko
Kontrolle	Null	

3.2.2. Nachbehandlung der Kohlen

Die Kohlevarianten N und N+Ko beider Ausgangssubstrate (siehe Tabelle 3) wurden direkt nach der Pyrolyse mit einer Ammoniumsulfatlösung (5 % $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) eingesprüht. Die Austauschplätze der Kohle werden damit vor Ausbringung mit Stickstoff besetzt, um einen Stickstoffmangel in der Startphase zu vermeiden (Chan et al. 2008). Zusätzlich wurde Phosphorsäure (75 %) aufgebracht, um die Alkalinität der Kohle zu reduzieren und die innere Oberfläche der Kohlen zu vergrößern.

Die von den Herstellern durchgeführten Nachbehandlungen wurden durch das Labor der NW-FVA analytisch überprüft. Die angestrebte verfügbare Menge an Stickstoff und Phosphor wird abgeleitet aus den extrahierbaren Nährstoffgehalten von mitkompostierter Holzkohle (Kammann et al. 2013) Diese Gehalte betragen etwa 2200 mg Stickstoff und 52 mg Phosphor pro kg Kohle. Die unbehandelten Kohle weisen nur etwa 10 mg bzw. 23 mg extrahierbaren Stickstoffes bzw. Phosphor pro kg auf.

Die Kompostvarianten der Kohlen (N+Ko) wurden für zwei Wochen in eine Bio-Kompostmiete eingemischt, mehrmals umgesetzt und anschließend auf 15 mm gesiebt. Durch diesen „Alterungsprozess“ wird die Oberfläche der Kohle mit einer humusaufbauenden Mikrobiologie aufgeladen bzw. biologisch aktiviert. Es hat sich gezeigt, dass derart behandelte Kohlen von der Bodenbiologie wesentlich besser angenommen werden (Prost et al. 2013).

3.2.3. Physikalische und chemische Eigenschaften der Biokohlen im Versuch

Die physikalischen Eigenschaften der reinen Kohlen sind in Tabelle 4 aufgeführt. Die Spelzenkohlevariante (SK) weist eine deutlich niedrigere Trockenrohichte und einen geringeren Wassergehalt zum Zeitpunkt der Einarbeitung in den Boden auf.

Tabelle 4: Physikalische Eigenschaften der reinen Kohlesubstrate.

Varianten	Hersteller	Trockenrohichte [g cm^{-3}]	Trockenmasse [%]
HKpur	Pyreg	0,384	56,44
SKpur	Sonnenerde	0,206	65,21

Das Kohlensubstrat der Variante HK+N wurde jeweils zur Hälfte von beiden Herstellern bezogen. Die chemischen Eigenschaften der beiden Substrate unterscheiden sich deutlich (siehe Tabelle 5). Die Variante des Herstellers Pyreg weist höhere Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte und ein engeres C/N-Verhältnis auf. Daher wurden diese Kohlevarianten im Extraktions- und Topfversuch nach Hersteller getrennt geführt. Im Feldversuch wurde in die Parzellen 1/2, 2/2 und 4/2 der Variante HK+N Kohle des Herstellers Pyreg eingearbeitet.

Tabelle 5: Chemische Eigenschaften der Kohlesubstrate.

Varianten	C g/kg	N g/kg	C/N	K g/kg	Ca g/kg	Mg g/kg	P g/kg	S g/kg	pH
HKpur	867,3	3,6	240	4,0	9,1	2,0	1,1	0,2	9,0
SKpur	636,2	12,3	52	17,2	6,5	3,7	6,9	0,6	9,8
HK+N (Py)	823,5	11,5	72	4,0	9,3	1,2	12,0	9,4	3,8
HK+N (Se)	723,6	7,8	93	4,4	13,7	2,1	31,1	5,6	2,6
SK+N	637,7	12,1	53	13,7	6,0	2,4	27,8	4,7	3,1
HK+N+Ko	353,8	11,1	32	11,3	35,9	6,2	15,3	4,8	6,6
SK+N+Ko	362,6	14,2	26	15,0	32,6	5,7	27,5	4,6	6,13

Die Gehalte der Kohlen an organischen Schadstoffen und bodentoxischen Elementen wie Blei, Cadmium, Quecksilber, Kupfer, Zink, Chrom liegen unterhalb der zulässigen Grenzwerte für die Produktion von Pflanzenkohle gemäß den Richtlinien des European Biochar Consortium. Die Grenzwerte entsprechen denen der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung. Die Einhaltung der Vorgaben ist anhand von Analyseprotokollen und Produktionsberichten dokumentiert.

Der Wassergehalt der ausgebrachten Kohlesubstrate lag zwischen 25 % und 43 %. Keimproben der Kohlesubstrate wurden an der NW-FVA durchgeführt und verliefen negativ. Mit der Kohle wurden keine keimfähigen Samen ausgebracht. Repräsentative Proben der Kohlen wurden bei der Ausbringung entnommen und gekühlt gelagert (Rückstellproben).

3.3. Zusammenlegung von Versuchsvarianten

Da bei den Hainbuchen und Kiefern auf den kohlebehandelten Parzellen in den Jahren 2014 und 2015 hohe Ausfallraten beobachtet wurden und infolgedessen die Möglichkeiten der zukünftigen Stichprobennahme begrenzt werden, ist durch die Projektbeteiligten die Zusammenlegung von Behandlungsvarianten beschlossen worden. Nach Auswertung der bis Anfang 2016 vorhandenen Daten, wurde nach Überprüfung mittels zweifaktorieller ANOVA mit den Faktoren Ausgangssubstrat (Holz- bzw. Spelzenkohle) und Nachbehandlung, eine Zusammenlegung der nachbehandelten Varianten nach Ausgangssubstrat beschlossen, da damit nur ein geringer Informationsverlust verbunden ist. Diese Variantenzusammenlegung gilt ausschließlich für die Wurzeluntersuchungen der Jahre 2016 und 2017. Aufgrund der Zusammenfassung ist der Stichprobenumfang dieser Varianten, bei im Jahr 2015 aufgenommenen Parametern, doppelt so groß als bei den übrigen Varianten.

3.4. Anlage des Feldversuches

3.4.1. Versuchsdesign des Feldversuches

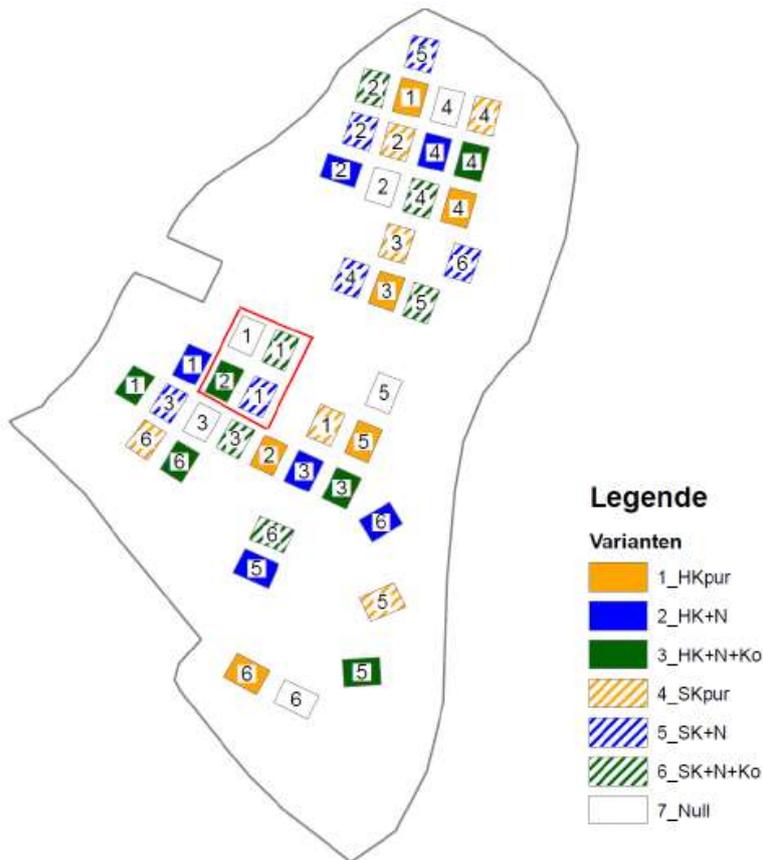


Abbildung 5: Parzellenplan. Rote Linien markieren den Senkenbereich mit niedrigeren pH-Werten.

Der Versuch wurde in einem randomisierten Blockdesign in sechsfacher Wiederholung angelegt. Abbildung 5 gibt eine Übersicht über die Verteilung der Parzellen auf der Versuchsfläche.

3.4.2. Vorbereitung und Bepflanzung des Versuchsfeldes

Die Fläche wurde bereits im Herbst 2013 bis in eine Bodentiefe von 20-25 cm gemulcht, dabei wurde Strauch- und unterständige Baumvegetation vorwiegend aus Traubenkirsche in den Oberboden eingefräst. Der verbleibende Bestand von Altkiefern und ehemals unterständigen Stieleichen weist einen Bestockungsgrad von etwa 0,1 auf (siehe Abbildung 6).

Der Versuch wurde von Mitte März 2014 bis Mitte April 2014 angelegt. Dabei wurden die Parzellen per GPS eingemessen, mit Eichenpfählen an allen Ecken verpflockt und Baumhöhen und Brusthöhendurchmesser vom Altbestand ermittelt. Die Parzellen jeder Versuchsvariante sind so verteilt, dass jeweils zwei Wiederholungen auf den Kuppen der Dünen, den Dünenhängen und in den Senkenbereichen liegen. Auf stärker geneigten Hangbereichen wurden keine Versuchspartellen eingerichtet. Zum östlich angrenzenden Bestand und zu verbliebenen Überhältern wurde ein angemessener Abstand zur Minimierung von Randeffekten durch Beschattung oder Wasserentzug gewählt.

Die Ausbringung des Kohlematerials erfolgte mit einem Düngestreuer. Nach gleichmäßiger Verteilung wurde das Material anschließend bis in 20-25 cm Bodentiefe eingefräst. Die Kohle wurde in einer Menge von 80 Tonnen Trockenmasse je Hektar ausgebracht, dies entspricht etwa 2,8 Massen-%.

Auch die Nullflächen wurden mit der Bodenfräse bearbeitet. Um den aufgelockerten Oberboden zu festigen, wurden alle Parzellen vor der Pflanzung abgewalzt.



Abbildung 6: Flächenzustand vor Kohleneinarbeitung

Auf jeder Parzelle wurden Mitte April 40 Kiefern und 40 Hainbuchen in jeweils zwei Reihen gepflanzt (siehe Abbildung 7). So wurden für jede Variante 240 Hainbuchen und 240 Kiefer gepflanzt. Insgesamt ergab sich eine Anzahl von 1680 gepflanzten Bäumen.

Abweichend vom ortsüblichen maschinengestützten Pflanzverfahren wurden zweijährige Pflanzen per Hand mit dem Hohlspaten gepflanzt. Der Abstand zwischen den Pflanzen betrug 50 cm, der Reihenabstand 2 m. Die Versuchsfläche wurde abschließend eingezäunt um den Einfluss des Wildes zu minimieren.

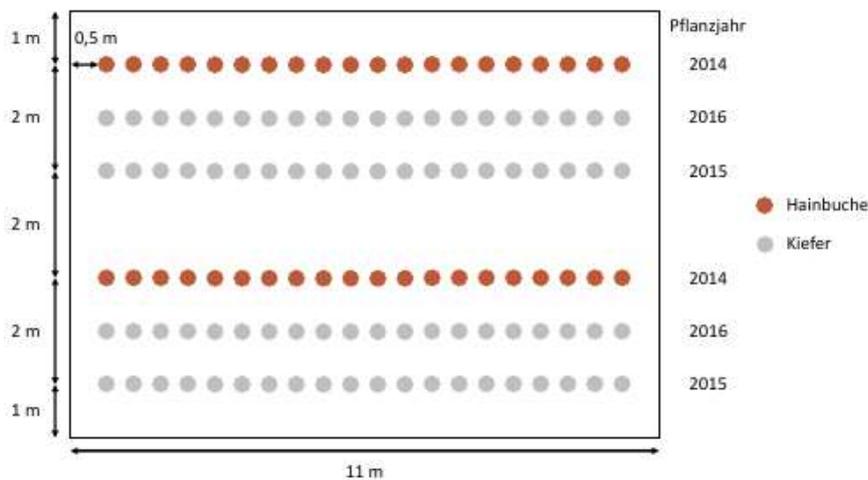


Abbildung 7: Pflanzplan

Aufgrund sehr hoher Ausfälle bei der Kiefer im Jahr 2014, mussten diese im Frühjahr 2015 komplett neu gepflanzt werden. Im Frühjahr 2016 wurden abermals 40 Kiefern gepflanzt, jedoch zwischen die

bisherigen Pflanzreihen, so dass letztlich Pflanzen aus drei Pflanzjahren auf den Parzellen stocken. Abweichend von den vorherigen Pflanzen wurden 2016 einjährige Kiefern gepflanzt.

3.5. Messmethoden und -verfahren

3.5.1. Pflanze

3.5.1.1. *Vollinventur mit Vitalitätsansprache*

Jeweils Ende August wurde in den Jahren 2014 bis 2017 eine Vollaufnahme aller Pflanzen durchgeführt. Dabei wurden baumspezifische Parameter wie die Baumhöhe, der Wurzelhalsdurchmesser und die Jahrestrieblänge erfasst. Der Pflanzenstatus „lebend“, „tot“ oder „nicht aufgefunden“ wurde ebenfalls notiert. Nicht aufgefundene Pflanzen wurden meist im Zuge der Grasmäharbeiten unbeabsichtigt umgeschnitten. Bei fehlender Belaubung bzw. Benadelung und vertrockneter Knospen wurde der Status „tot“ vergeben.

Darüber hinaus wurden bei den Hainbuchen in den Jahren 2015-2017 etwaige Schäden vermerkt und die Vitalität der Bäume hinsichtlich ihres Belaubungszustandes angesprochen. Die Kategorie „starker Blattverlust“ wurde bei einem Blattverlust von mehr als 30 % vergeben (siehe Abbildung 8 (links)), tatsächlich lag der Blattverlust oftmals bei über 90 %. Bäume mit geringeren Blattverlusten von maximal 30 % wurden in die Kategorie „mittlerer Blattverlust“ eingeordnet. In der Kategorie „geringer Blattverlust“ sind lediglich Pflanzen mit eingerollten Blättern oder vertrockneten Blatträndern zu finden. Pflanzen ohne sichtbare Schäden sind in die Kategorie „gesund“ eingestuft worden.

Bei der Kiefer wurde die Vitalität anhand des Benadelungszustandes in den Jahren 2015 und 2016 beurteilt. Die Kategorie „starke Nadelverbraunung“ wurde bei einer Nadelverbraunung von mehr als 30 % vergeben (siehe Abbildung 8 (rechts)). Kiefern mit geringerer Nadelverbraunung sind in der Kategorie „mittlere Nadelverbraunung/-vergilbung“ eingeordnet. In die Kategorie „geringe Nadelvergilbung“ wurden Pflanzen mit geringen Anteilen von Nadelvergilbungen eingestuft.



Abbildung 8: Beispiel der Vitalitätskategorie "starker Blattverlust" an Hainbuche (links) bzw. "starke Nadelverbraunung" an Kiefer (rechts).

3.5.1.2. *Begleitvegetation*

Pflanzen sind den Umweltfaktoren als ortsfeste Organismen stetig ausgesetzt. Sie eignen sich daher als vielseitige Bioindikatoren. Zeigerpflanzen reagieren auf Veränderungen der Standortsfaktoren mit stärkerem oder schwächerem Wuchs bzw. Vermehrung oder mit dem Verschwinden.

Der Zustand der Begleitvegetation wurde auf den einzelnen Parzellen nach Art und anteiligem Deckungsgrad aufgenommen. Der Deckungsgrad wurde in 5 %-Stufen geschätzt. Alle Pflanzenarten mit einem Deckungsgrad von unter 5 % wurden nachrichtlich aufgeführt und ein pauschaler Deckungsgrad von 0,2 % zugeordnet. Zusätzlich wurde für alle Arten mit mehr als 5 % Deckungsgrad je Parzelle die mittlere Sprosslänge ermittelt.

Basierend auf den Daten der Vegetationsaufnahmen wurden die durchschnittlichen Stickstoffvorräte der Vegetation (Hainbuchen, Kiefern und Begleitvegetation) auf den Versuchsparzellen mit dem PhytoCalc-Modell berechnet. Das Modell wurde sowohl für den Einsatz in geschlossenen Wäldern als auch unter Freiflächenbedingungen parametrisiert und arbeitet mit Biomasse- und Elementschätzfunktionen für Arten und Artengruppen (Bolte et al. 2002, Klinck & Fröhlich 2009, Heinrichs et al. 2010).

3.5.1.3. *Probenahme von Pflanzen, morphologische Messungen*

Jeweils im Oktober der Jahre 2015 bis 2017 wurden zufällig ausgewählte Pflanzen beider Baumarten aus jeweils drei Parzellen je Versuchsvariante ausgegraben. Im Jahr 2015 wurden die ursprünglich sieben Versuchsvarianten einzeln beprobt, während im Jahr 2016 den Parzellen der zusammengelegten Versuchsvarianten (siehe Abschnitt „3.3 Zusammenlegung von Versuchsvarianten“) Pflanzen entnommen wurden. Die Parzellen wurden per Zufall ausgewählt, mussten jedoch noch genügend Pflanzen für die Probenahme aufweisen. Pro Baumart wurden jeweils drei lebende Pflanzen ausgewählt und mit Wurzelsystem vorsichtig ausgegraben, um Wurzelverletzungen und Feinwurzelabriss zu vermeiden.

Im Feld erfolgte die Trennung in die Kompartimente „Wurzel“, „Spross“ bzw. bei der Kiefer in „diesjähriger Trieb“ und „letztjähriger Trieb“. Die Trennung und die Längenbestimmung der Wurzelkompartimente Feinwurzel (unter 2 mm), Mittelwurzel (2-5 mm) und Grobwurzel (über 5 mm) wurde im Labor durchgeführt. Ebenso die Trennung der Nadeln von den dies- und letztjährigen Kieferntrieben.

Die Elementgehalte der Pflanzenkompartimente geben einen Einblick in den Ernährungsstatus der untersuchten Pflanzen. Für die Bestimmung der Blattelementgehalte wurden voll ausgereifte Hainbuchenblätter ohne sichtbare Schäden verwendet. Die Lagerung, Vorbereitung und Analyse der Pflanzen- als auch der Bodenproben erfolgte nach Standardmethoden der forstlichen Analytik König (2009). Nach Trocknung der Proben im Labor bei 60 °C wurden die Trockenmassen aller Pflanzenkompartimente ermittelt und die Blatt- und Nadelproben sowie die Feinwurzelproben chemisch analysiert.

Für die Bewertung der Blatt-/Nadelelementgehalte wurde die Einteilung nach Krauß & Heinsdorf (2005) genutzt, da hier auch Werte für Hainbuche vorliegen. Für die Bewertung der harmonischen Elementverhältnisse sind die Einstufungen nach Mellert & Göttlein (2012) (Buche und Kiefer) und Flückiger & Braun (2003) (Buche) angewendet worden. Die Ergebnisse der Hainbuche wurden mit den harmonischen Verhältniswerten der Buche verglichen und bei Unterschieden zwischen den Referenzsystemen der strengere Wert zur Beurteilung herangezogen.

3.5.1.4. *Untersuchungen zur Mykorrhizierung der Feinwurzeln*

Als Mykorrhiza werden symbiontische Zusammenschlüsse von Pflanzenwurzeln und spezialisierten Pilzen zum beiderseitigen Nutzen bezeichnet. An Bäumen kommen vor allem Ektomykorrhizen vor, die mit ihren Hyphen in den Interzellularräumen der Wurzeln das Hartig'sche Netz ausbilden. Die Feinwurzeloberfläche wird von einem Myzelmantel umschlossen, der den Pflanzen einen Zugang zu einem größeren Bodenvolumen verschafft. Die Nährstoffversorgung und die Trockenresistenz von mykorrhizierten

Pflanzen kann somit erhöht werden (Pena & Polle 2014). Besonders in nährstoffarmen Böden kommt den Mykorrhizapilzen eine große Rolle in der Nährstoffaufnahme der Pflanzen zu (Lyr et al. 1967, Mikola 2012).

Der Transport der Feinwurzeln erfolgte 2016 für die Untersuchungen in feuchten Papiertüchern und Leinenbeuteln. Die Feinwurzeln beider Baumarten wurden im Oktober auf Ektomykorrhizierung untersucht. Zur Bestimmung des Mykorrhizierungsgrades wurden an jeder Pflanze mindestens 10 Wurzelspitzen (WS) unter einem Binokular morphologisch ausgezählt. Dabei wurden die Wurzelspitzen in die Klassen „trocken“, „vital“ (aber nicht mykorrhiziert) und „mykorrhiziert“ eingeteilt. Zur Unterscheidung dienten Merkmale wie Oberflächenbeschaffenheit, Breite und Farbe der Wurzelspitzen. So sind dunkle Wurzelspitzen mit unregelmäßiger runzelig/knittriger Oberfläche Merkmal trockener Wurzelspitzen. Als mykorrhiziert galten Wurzelspitzen mit glatter Oberfläche, welche an der Spitze breiter waren als an der Basis. Nicht-mykorrhizierte Wurzelspitzen sind durch die gleiche Breite von Basis und Spitze sowie den meist sichtbaren Wurzelhaaren zu erkennen.

Der Mykorrhizierungsgrad ergibt sich nach folgender Formel:

$$\text{Mykorrhizierungsgrad} = \frac{\text{Anzahl mykorrhizierter Wurzelspitzen (WS)}}{\text{Anzahl vitaler WS} + \text{Anzahl mykorrhizierter WS}} * 100$$

3.5.1.5. Chlorophyllgehalte (SPAD)

Der relative Chlorophyllgehalt der Hainbuchenblätter wurde mit einem SPAD 502plus Chlorophyll-Messgerät mittels Fluoreszenzmethode bestimmt (Konica Minolta Optics, Tokyo, Japan). Dabei wird der Anteil des vom Blatt transmittierten (oder absorbierten) Lichts bei den Wellenlängen 650 nm (rot) und 940 nm (Infarot) gemessen. Als Resultat wird ein Wert zwischen 1 und 100 (SPAD-Wert) ausgegeben, der Informationen über den relativen Blatt-Chlorophyllgehalt enthält (Chang & Robison 2003)

In den Vegetationszeiten 2014 und 2015 wurden mit monatlichem Abstand 5 Pflanzen pro Parzelle gemessen, wobei 10 Einzelmessungen pro Pflanze an Blättern im oberen Kronenbereich durchgeführt wurden. Im Topfversuch wurden alle Hainbuchen mittels 10 Einzelmessungen pro Pflanze gemessen.

3.5.1.6. Einzel-Blattfläche

Eine Anpassungsreaktion gegenüber Trockenstress kann in der Ausbildung von kleineren Blättern liegen (Larcher 1994). Im Rahmen einer Blattbonitur wurden 2015 und 2016 die Blätter gescannt und mit der Software WinFoliar (Regent Instruments Inc. Quebec, Canada) die durchschnittliche Einzelblattfläche analysiert.

3.5.1.7. Blattwassergehalt und -trockenmasse

Ein geregelter Pflanzenstoffwechsel kann nur bei ausreichender Versorgung mit Wasser und Nährstoffen ablaufen. Wasser dient dabei als Lösungs- und Transportmittel, zur Aufrechterhaltung des Turgors und ist an vielen chemischen Umsetzungen beteiligt. Der Blattwassergehalt ist ein Indikator des aktuellen Wasserstatus einer Pflanze (Sinclair & Ludlow 1985). Da der Wasserbedarf ausgelöst durch die Transpiration im Tagesverlauf die Wassernachleitung aus den Wurzeln übersteigt, entspricht die Wassersättigung der Blätter nicht mehr dem maximal möglichen Wert. Der relative Wassergehalt kann als ein Indikator des aktuellen Wasserstatus einer Pflanze interpretiert werden (Sinclair & Ludlow 1985). Im August bzw. September 2015 und Juli bzw. August 2016 wurden pro Parzelle drei Hainbuchen beprobt und in einer Mischprobe zusammengefasst. Die frischen Blätter wurden noch im Feld gewogen (Frischgewicht), danach in PE-Plastikdosen transportiert und bei 60 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und erneut gewogen (Trockengewicht). Der Wassergehalt der Blätter bezogen auf das Frischgewicht berechnet sich wie folgt:

$$\text{Wassergehalt [\%]} = \frac{\text{Frischgewicht} - \text{Trockengewicht}}{\text{Frischgewicht}} * 100$$

3.5.1.8. *Stomatäre Leitfähigkeit*

Die stomatäre Leitfähigkeit wurde über ein steady-state Porometer AP4 (Delta-T Devices, Cambridge, England) ermittelt. Dazu wird ein Blatt in eine kleine Kammer (Küvette) eingespannt und die relative Luftfeuchtigkeit erfasst. Die Änderung der Luftfeuchte wird als Maß für die Transpiration der Pflanze angesehen (Steubing & Fangmeier 1992).

Die stomatäre Leitfähigkeit wurde in den Monaten Juli und August der Jahre 2015 und 2016 in 3-facher Wiederholung pro Versuchsvariante an jeweils 2 Pflanzen pro Parzelle bestimmt.

3.5.2. Boden

3.5.2.1. *Bodentemperatur und Bodenfeuchte*

Die Bodentemperatur kann von der Lufttemperatur deutlich abweichen. Dies ist bei ähnlichen Böden abhängig von Sonneneinstrahlung und Albedo. Albedo bezeichnet dabei den reflektierten Anteil der Einstrahlung, der nicht vom Boden oder Pflanzen zurückgehalten wird. Der vom Boden absorbierte Teil der Strahlung wird in Wärme umgewandelt, die den Boden und die darüber liegende Luft erwärmt. Vegetation vermindert die tageszeitlichen Temperaturschwankungen, da sie einen Teil der Sonneneinstrahlung abfängt (Wild 1995).

Die Messung der Bodenfeuchte erfolgte über Sonden, die nach dem Time-Domain-Reflectometry (TDR)-Verfahren die Bodenfeuchte ermitteln (Topp et al. 1980). Dabei wirken zwei Elektroden als Kondensator und der sie umgebende Boden als Dielektrikum. Über einen Oszillator wird eine Schwingung von 80 MHz an den Kondensator angelegt und ein Ausgangssignal erzeugt, welches proportional zur Dielektrizitätskonstante des Bodens ist. Die Dielektrizitätskonstante von Wasser ist größer als die von Luft, Mineralboden oder organischer Substanz. Damit können Veränderungen im Wassergehalt des Bodens durch den Sensor gemessen und mit der Bodenfeuchte korreliert werden.

Im Zeitraum von Mitte 2015 bis Mitte 2017 wurde die Bodenfeuchte auf jeweils einer Parzelle jeder Variante in 30 und 90 cm Bodentiefe kontinuierlich aufgezeichnet. Die Bodentemperatur wurde auf den gleichen Parzellen in 30 cm Bodentiefe gemessen. Längere Ausfallzeiträume des Messsystems, in denen keine Daten aufgezeichnet wurden, gab es von Dezember 2015 bis Mai 2016, Mitte August bis Mitte September 2016 und im Januar 2017. Die Bodenfeuchte- und Temperatursensoren (Spectrum Technologies, Illinois, USA) wurden vor dem Einbau im Feld auf Messabweichungen verglichen, dabei wurde keine Notwendigkeit der Kalibrierung erkannt.

3.5.2.2. *Gravimetrische Wassergehaltsbestimmung des Feldbodens*

Zur Validierung der per TDR-Sensoren gemessenen Bodenfeuchte wurde an sieben Terminen von Mitte 2016 bis März 2017 der Wassergehalt gravimetrisch ermittelt. Dazu wurden Bodenproben aus 10-30 cm bzw. 80-90 cm Bodentiefe gezogen, im Feld gewogen (Frischgewicht), bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und nach Abkühlung im Exsikkator erneut gewogen (Trockengewicht). Der gravimetrische Wassergehalt des Bodens errechnet sich wie der Blattwassergehalt.

Die Umrechnung in den volumetrischen Wassergehalt erfolgt durch Multiplikation des gravimetrischen Wassergehaltes mit der Trockenraumdichte.

3.5.2.3. *Gewinnung der Bodenlösung*

Die Bodenlösung nimmt innerhalb des Stoffkreislaufes als Umschlagplatz eine zentrale Stellung ein. Durch sie sind die Prozesse Mineralisierung und Nährstoffaufnahme miteinander verbunden (Rapp 1991). Die Endprodukte der Zersetzung organischer Substanz werden von der Bodenlösung aufgenommen. Aus der Bodenfestphase können durch Verwitterung, Auflösung und Austauschreaktionen gelöste Elemente in die Bodenlösung übergehen. Der Austrag findet durch Pflanzenaufnahme oder Auswaschung statt. Daher ist die Zusammensetzung der Bodenlösung stark von der Jahreszeit abhängig und längerfristige Beobachtungen über mehrere Jahre notwendig, um robuste Aussagen treffen zu können (AK

Standortskartierung 2003). Die Zusammensetzung der Bodenlösung ist ein wichtiger Indikator für die Nährstoffversorgung und für das Auftreten von toxischem Stress (Meeseburg et al. 2016). Für die Gewinnung der Bodenlösung in 90 cm Bodentiefe werden jeweils 21 Parzellen (drei Wiederholungen je Versuchsvariante) mit je einer Saugkerze beprobt.

3.6. Topfversuch

Während langfristige Effekte besser im Feldversuch untersucht werden können, bietet ein Topfversuch unter kontrollierten Bedingungen die Möglichkeit, initiale direkte Effekte auf Boden und Pflanzen zu beobachten (Novak et al. 2009).

Gerade in der Anfangsphase des Feldversuches im Jahr 2014 hat das Zusammenwirken mehrerer Effekte zu einem schnellen Absterben einiger Versuchspflanzen (v.a. Kiefer) geführt. Um eine Trennung und Quantifizierung der mortalitätsbestimmenden Faktoren zu ermöglichen, ist es sinnvoll, die Anfangsphase unter kontrollierten Bedingungen zu simulieren. Daher wurde im Jahr 2017 ein Topfversuch im Gewächshaus eingerichtet und durchgeführt.

3.6.1. Versuchsanlage

Das Ausgangssubstrat für den Topfversuch wurde von der Versuchsfläche in Südhessen gewonnen. Jeweils 3,5 kg Ausgangssubstrat (Trockenmasse) und 96 g Trockenmasse Kohle aus Rückstellproben des Feldversuches wurden vermischt und in einen 3 Liter Pflanztopf gefüllt. Die Menge der zugesetzten Kohle entsprach der eingebrachten Kohlemenge im Feldversuch (80 t ha^{-1}). Aufgrund der herstellerbedingt unterschiedlichen chemischen Eigenschaften der Kohlevariante HK+N wurde diese Variante im Topf- und im Extraktionsversuch in zwei Versuchsvarianten getrennt beobachtet (HK+N (Py) bzw. HK+N (Se)). Für jede Versuchsvariante und Baumart stehen vier Wiederholungen zur Verfügung. Die 64 Töpfe wurden mit Hainbuche oder Kiefer bepflanzt. In einer Aufsättigungsphase wurden die bepflanzten Töpfe in wassergefüllte Untersetzer gestellt, um eine Aufsättigung mit Wasser ohne etwaige Wasser- und Stoffverluste des Substrates zu ermöglichen. Nach der Aufsättigung wurden die Pflanztöpfe randomisiert im Gewächshaus aufgestellt. Als Verdunstungsschutz dienen Pflanzscheiben mit denen die Pflanztöpfe abgedeckt wurden (siehe Abbildung 9).



Abbildung 9: Topfversuch im Gewächshaus. Randomisiert aufgestellte Pflanztöpfe mit Verdunstungsschutz und Sickerwasserauffangschalen.

3.6.2. Durchführung

Zur Ermittlung der Stoffausträge wurde das Sickerwasser aufgefangen und analysiert. In wöchentlichem Abstand wurden die Pflanzen mit einer definierten Menge an Leitungswasser gegossen, bis sich etwa 100 ml Sickerwasser in den Untersetzern gesammelt hat. Jeweils zwei zeitlich aufeinanderfolgende Proben wurden zu einer Mischprobe vereinigt, die somit einen Zeitraum von 14 Tagen repräsentiert. Die Proben wurden bis zur ionenchromatographischen Analyse auf Nitrat und Ammonium gekühlt gelagert.

Nach der 8-wöchigen Bewässerungsphase bis zum Abschluss des Knospenaustriebs, schloss sich die Trockenphase an. In dieser Phase wurden die Töpfe wöchentlich gewogen, um den Transpirationsverlust zu quantifizieren. Die Pflanzen wurden mit folgendem Boniturschema (siehe Tabelle 6) wöchentlich bonitiert.

Tabelle 6: Boniturstufen und Beschreibung von Schadsymptomen an Blättern und Nadeln

Stufe	Schadsymptome Hainbuche	Schadsymptome Kiefer
0	ohne Symptome	
1	< 50 % der Blätter zwischen den Blattnerve gilbt	Nadelvergilbung 2./3. Jahrgang
2	> 50 % der Blätter zwischen den Blattnerve gilbt	Nadelvergilbung 1. Jahrgang (mit Nadelverbraunung, -verlust älterer Jahrgänge)
3	einzelne Blätter hängen schlaff (beginnende Welke)	
4	Blattnekrosen an den Rändern weniger Blätter	
5	< 50 % der Blätter nekrotisch, eingerollt, trocken	Nadelverbraunung (Nadelspitzen) 1. Jahrgang
6	> 50 % der Blätter nekrotisch, eingerollt, trocken	
7	Blattfall beginnend	
8	weitestgehend kahl bzw. abgestorben	

Der SPAD-Gehalt der Hainbuchenblätter wurde an fünf Terminen untersucht. Die Pflanzen wurden in die Kompartimente Wurzel und Spross bei Hainbuche und diesjähriger Spross und Nadeljahrgang, letztjähriger Spross und Nadeljahrgang bei Kiefer getrennt, um nach Trocknung bei 60 °C die jeweiligen Trockenmassen zu bestimmen.

3.7. Extraktionsversuch

3.7.1. Versuchsanlage

Um die Mineralisierungsdynamik der Kohle und die Stoffausträge in der Initialphase des Versuches nachzuvollziehen, wurde ein Extraktionsversuch nach Stanford & Smith (1972) und Bauhus (1996) durchgeführt. Die Langzeitinkubation zur Schätzung der Stickstoffmineralisation kann als ein Indikator der Stickstoffversorgung gelten (Stanford & Smith 1972, Bundy & Meisinger 1994).

Aus Feldbodenmaterial und Rückstellproben der Kohle wurde ein Substrat angemischt, das dem Feldsubstrat in Mischungsverhältnis Feldboden zu Kohle gleicht. Jede Versuchsvariante wurde 2-fach wiederholt. Das Substrat wurde bei 8 °C inkubiert. Zur Bestimmung des Netto-Stickstoffmineralisationspotenzials wurde die mineralische Stickstoffkonzentration am letzten Messtermin herangezogen. Die Inkubationsdauer seit dem vorletzten Probetermin betrug 6 Wochen. Die Konzentrationen wurden in mg g⁻¹ Trockensubstanz der Einwaage umgerechnet und anschließend über die Trockenrohichte des Oberbodens auf den Flächenwert kg ha⁻¹ bezogen. Diese Größe stellt das Mineralisierungspotenzial bei 8 °C dar und wird dem mittleren Jahreswert im Feldversuch (in-situ) gleichgesetzt.

3.7.2. Durchführung

Die Extraktionen fanden zu Versuchsbeginn und nach 0, 1, 2, 4, 6, 10, 16, 20 und 25 Wochen statt. An den Extraktionsterminen wurde mit 20 ml 0,01 molarer CaCl₂-Lösung extrahiert. Die Extrakte wurden nach Vorverdünnung (bis zu 1:50) ionenchromatografisch auf Nitrat und Ammonium untersucht. Um eine Nährstofflimitierung der Mikroorganismen zu vermeiden, wurde der Boden nach jeder Extraktion mit einer stickstofffreien Nährlösung gespült, die aus Ca(H₂PO₄)₂, MgSO₄, KH₂PO₄ und K₂SO₄ bestand. Zwischen den Extraktionsterminen wurden die Extraktionsbecher abgedeckt, um Feuchtigkeitsverluste zu vermeiden.

3.8. Sickerwassermodellierung

Die Sickerwasserraten wurden mit dem hydrologischen Modell LWF-Brook90 (Hammel & Kennel 2001) in Verbindung mit dem R-Paket „brook90r“ (Schmidt-Walter 2017) berechnet. Da die Varianten HKpur und SKpur in ihren Retentionskurven (siehe Abbildung 11) und in anderen für die Modellierung relevanten Parametern weitgehend übereinstimmen, wurde die Variante SKpur nicht separat modelliert. Die Modellergebnisse der Variante HKpur können auf die Variante SKpur übertragen werden. Ebenso unterscheiden sich die stickstoff- (+N) bzw. kompostnachbehandelten (+N+Ko) Varianten in ihren für die Modellierung relevanten Parametern kaum voneinander. So weist beispielsweise die Begleitvegetation kaum Unterschiede zwischen diesen Varianten auf. Daher können die modellierten Ergebnisse der Variante HK+N+Ko auf die stickstoff- (+N) bzw. kompostnachbehandelten (+N+Ko) Varianten übertragen werden.

3.8.1. Parametrisierung

Es wurden die Klimadaten der nahegelegenen DWD-Klimastation in Mannheim genutzt. Der Dampfdruck der Luft als Eingangsvariable des Sickerwassermodells wurde aus der Lufttemperatur und der relativen Luftfeuchte berechnet.

Aus den ermittelten Retentionskurven wurden die bodenphysikalischen Kennwerte nach Wessolek et al. (2009) abgeleitet. Das Modell wurde mittels Vegetationsdaten aus der jährlichen Inventur parametrisiert (Deckungsgrad der Begleitvegetation, Pflanzenhöhen, Wurzelmorphologie).

3.8.2. Validierung

Das Modellergebnis der Nullvariante wurde anhand der Wassergehalte in 20 cm und 100 cm Bodentiefe einer südhessischen Intensivmonitoringfläche (Kiefer, Hessisches Ried) validiert. Das Modell bildet die Wassergehalte in 100 cm Bodentiefe während der Vegetationszeit gut ab. In der Nichtvegetationszeit bestehen leichte Abweichungen bis max. 7 %, wobei im Jahr 2014 sehr große Unterschätzungen der Bodenwassergehalte zu beobachten sind. Die Wassergehalte in 20 cm Bodentiefe werden in der Nichtvegetationszeit durch das Modell gut abgebildet. In der Vegetationszeit unterschätzt das Modell die Bodenwassergehalte auf der Level II-Fläche.

Eine weitere Validierung fand mit auf den Versuchspartellen gravimetrisch ermittelten Wassergehalten in 20 und 90 cm Bodentiefe statt. Die Wassergehalte in 90 cm Bodentiefe werden durch das Modell etwas überschätzt, während die Bodenwassergehalte in 20 cm gut abgeschätzt werden.

3.9. Statistik

Die Daten wurde mit der Statistiksoftware R analysiert (Version 3.4.1). Für die deskriptive Statistik sind häufig Box-Whisker-Plots verwendet worden, welche die Mediane, die 25 bzw. 75 % Perzentile, die oberen und unteren Whisker-Grenzen und Ausreißer enthalten. Die oberen und unteren Whisker-Grenzen stehen für die höchsten bzw. niedrigsten Daten-Werte, welche nicht als Ausreißer definiert werden. Als Ausreißer gelten Messwerte, die außerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstand (75 %-Quartil - 25 %-Quartil) liegen, sie werden als Kreise dargestellt.

Die Normalverteilung wurde per Shapiro-Wilk-Test, die Varianzhomogenität der Gruppen mit dem Levene-Test überprüft. Auch die Lage des Medians und die Symmetrie der Boxplots geben Hinweise auf mögliche Abweichungen von der Normalverteilung bzw. Varianzhomogenität.

Die Überprüfung auf Unterschiede zwischen den Varianten fand bei erfüllten Voraussetzungen mittels einfaktorier ANOVA statt. Sind beide Voraussetzungen nicht erfüllt, so wurde der nichtparametrische Kruskal-Wallis-Test (Rangvarianzanalyse) und bei Signifikanz der multiple Vergleichstest nach Siegel & Castellan (1988) genutzt. Die Prüfung auf Unterschiede in den Überlebensraten erfolgte mittels einem linearen Modell und Binomialverteilung. Das Signifikanzniveau war in allen Tests $p < 0,05$.

4. Ergebnisse

4.1. Umweltfaktor Trockenheit

Aus den Klimadaten lässt sich der Zeitraum zu Beginn der Vegetationszeit im Jahr 2014 als Trockenperiode abgrenzen. Die Kohleearbeitung und die Pflanzung fallen ebenfalls in diesen Zeitraum. In der Vegetationsperiode 2015 treten mehrere, nur durch minimale Regenereignisse unterbrochene Trockenperioden auf. Dieser Zeitraum kann für die ganze Region als extreme Dürre bezeichnet werden. Zu Beginn des Jahres 2017 fallen nur geringe Niederschläge, sodass die Pflanzen mit einem Niederschlagsdefizit in die Vegetationsperiode starten.

Die per TDR-Sonden gemessene Bodenfeuchte im Oberboden einer Nullparzelle weist mittlere Werte zwischen 2 und 5 % (siehe Abbildung 10 (links)) auf. Auch durch größere Niederschlagsereignisse wird der Wassergehalt nur kurzfristig für etwa 2 - 3 Tage angehoben, um danach wieder in den Bereich unter 5 % zu fallen. In der Vegetationsperiode 2015 und zu Beginn der Vegetationszeit 2017 zeigen sich sehr niedrige Wassergehalte in 30 cm Bodentiefe.

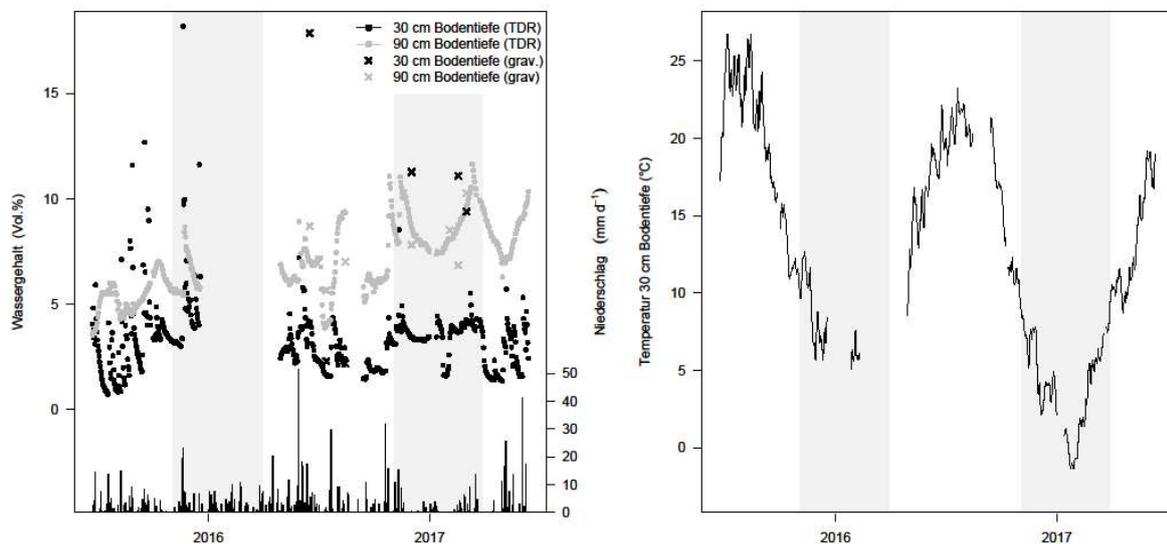


Abbildung 10: Bodenwassergehalt (links) und Bodentemperatur (rechts) in 30 cm Bodentiefe im Zeitraum 23.06.2015 bis 13.06.2017 auf einer Parzelle der Nullvariante.

Der Vergleich des volumetrischen Bodenwassergehalts zwischen TDR-Bodenfeuchtesonden und den gravimetrisch ermittelten (in Vol.% umgerechneten) Bodenwassergehalten zeigt eine gute Übereinstimmung in den tieferen Bodenschichten. Große Abweichungen bestehen dagegen in der oberen Bodenschicht, hier unterschätzen die TDR-Sonden die Bodenfeuchte um bis zu 15 %.

Die Temperatur in 30 cm Bodentiefe wird durch die Umgebungstemperatur und die Intensität der Solarstrahlung bestimmt und folgt einem saisonalen Verlauf (siehe Abbildung 10 (rechts)). Im Sommer 2015 treten mittlere Tagestemperaturen von über 25 °C in 30 cm Bodentiefe auf.

4.2. Änderung der Retentionseigenschaften des Bodens durch den Eintrag von Biokohle

4.2.1. Retentionskurven und daraus abgeleitete Parameter

Die Retentionskurven des Oberbodens (0-20 cm) weisen eine deutliche Beeinflussung durch die Kohlebeimischung auf (siehe Abbildung 11 (links)). Die Böden der Kohlevarianten zeigen bei gleichen pF-Stufen höhere Wassergehalte als der durch das sandige Ausgangssubstrat geprägte Boden der Nullvariante (Rechtsverschiebung der Wasserhaltekurven).

Die Wasserspannungskurven für den Unterboden (30 - 60 cm) zeigen kaum Unterschiede zwischen den Versuchsvarianten (siehe Abbildung 11 (rechts)). Die fehlende Kohlebeimischung in diesem

Bodenhorizont offenbart das überwiegend sandige Ausgangssubstrat mit seiner geringen Wasserhaltekapazität. Für weitere Berechnungen wird ein homogener Unterboden angenommen und deshalb der jeweilige Mittelwert aus allen Messreihen verwendet.

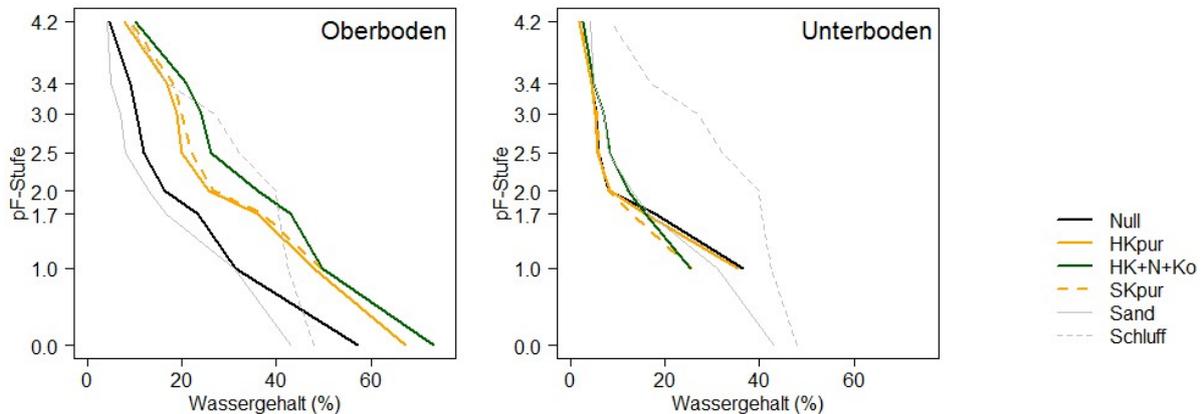


Abbildung 11: Retentionskurven des Oberbodens (0-20 cm, links) und des Unterbodens (30-60 cm, rechts). Werte für Korngrößengruppen Sand (grau durchgezogene Linie) und Schluff (grau gestrichelte Linie) aus Hartge et al. 2014)

Die nutzbare Feldkapazität (nFK) (siehe Tabelle 7) zeigt für die Nullvariante im Ober- und Unterboden ähnliche Werte (18,9 bzw. 14,6 Vol.-%). Die Kohlevarianten weisen im Oberboden um 9,3 Vol.-% (HKpur) bzw. 14,2 Vol.-% (HK+N+Ko) höhere nutzbare Feldkapazitäten auf. Die Kohlevariante HK+N+Ko nähert sich in ihren Retentionseigenschaften im Oberboden im pF-Bereich zwischen 1,7 und 3,4 einem reinen Schluff an.

Für die Berechnung der nutzbaren Feldkapazität wurde der Oberboden von 0-25 cm und der Unterboden von 25-90 cm eingeteilt. Die nFK-Summe des Bodenprofils bis 90 cm Bodentiefe wird durch die Kohleeinarbeitung in den Oberboden leicht verbessert. Die Erhöhung liegt zwischen 23,2 mm und 35,5 mm (16,3 % bzw. 24,9 %). Damit ist das Versuchsziel einer Erhöhung der nutzbaren Feldkapazität um etwa 15 Vol.-% mehr als erfüllt.

Tabelle 7: Wassergehalt bei Feldkapazität (WG_{FK}) und permanentem Welkepunkt (WG_{PWP}) und nutzbare Feldkapazität (nFK) in Ober- (oben, 0-20 cm) und Unterboden (unten, 30-60 cm) und Profilsomme der nFK bis in 90 cm Bodentiefe in mm

Variante	WG_{FK} [%]		WG_{PWP} [%]		nFK [%]		nFK-Summe bis 90 cm [mm]
	oben	unten	oben	unten	oben	unten	
Null	23,4		4,5		18,9		142,2
HKpur	36,0	16,5	7,8	1,9	28,2	14,6	165,4
HK+N+Ko	43,1		10,0		33,1		177,7
Sand		16,5		4,0		12,5	112,5
Schluff		40,5		8,5		32,0	288

4.2.2. Gravimetrischer Bodenwassergehalt in Ober- und Unterboden

Die gravimetrischen Wassergehalte wurden in volumetrische Wassergehalte umgerechnet und auf die Werte der Nullvariante normiert (Nullvariante entspricht 100 %). Sie zeigen im Oberboden für die Kohlevarianten deutlich höhere Werte als für die Nullvariante (siehe Tabelle 8).

Im Unterboden in etwa 90 cm Bodentiefe weisen die Kohlevarianten dagegen meist niedrigere Bodenwassergehalte als die Nullvariante auf. Durch eine höhere Wasserspeicherung des kohlebehandelten Oberbodens gelangt weniger Wasser in die tiefergelegenen Bodenhorizonte.

Tabelle 8: Mittlere volumetrische Bodenwassergehalte normiert auf den Bodenwassergehalt der Nullvariante [%]. Oberboden (10-20 cm Bodentiefe) und Unterboden (80-90 cm Bodentiefe). Mittelwert (Standardabweichung), alle Messtermine, n=8.

Variante	Oberboden	Unterboden
HK _{pur}	155,9 (108,9)	82,9 (29,7)
SK _{pur}	183,4 (82)	84,2 (23,3)
HK+N	168,0 (61,8)	84,1 (23,2)
SK+N	145,5 (69,3)	88,7 (34,8)
HK+N+Ko	159,0 (85,9)	80,3 (26,1)
SK+N+Ko	124,0 (54,8)	75,8 (28,2)

4.2.3. Trockenrohddichte

Die in den Jahren 2014, 2015 und 2016 ermittelten Trockenrohddichten weisen einen Tiefengradienten auf (siehe Tabelle 9). Während die Werte der Trockenrohddichte im Jahr 2015 ein Jahr nach Bodenbearbeitung im Bereich 0 - 20 cm unter $1,25 \text{ g cm}^{-3}$ liegen und damit sehr geringe Dichten aufweisen, zeigen die unbearbeiteten Bodenschichten (< 30 cm Bodentiefe) Werte über $1,5 \text{ g cm}^{-3}$ und damit mittlere Trockenrohddichten nach AK Standortskartierung (2003) auf. Die Nullvariante wurde 2014 nach dem Mulchen und einer Bodensetzung von etwa 2 Monaten jedoch vor dem Fräsen des Oberbodens beprobt. Das Fräsen hat den Oberboden stark aufgelockert, dies zeigen die Werte der Trockenrohddichte im Jahresvergleich 2014 und 2015. Es dauert etwa 2 Jahre bis sich der Oberboden wieder gesetzt hat und vergleichbare Trockenrohddichten wie nach dem Mulchvorgang aufweist (siehe Abbildung 12). Der Setzungsprozess verlief möglicherweise durch die Trockenperiode im Jahr 2015 mit ausbleibenden Niederschlägen etwas gehemmt.

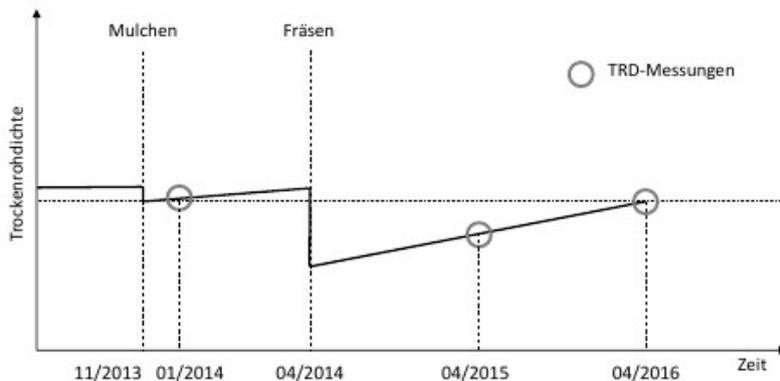


Abbildung 12: Schema der Änderung der Trockenrohddichte mit der Bodenbearbeitung

Die Kohle hat einen deutlichen Einfluss auf die Trockenrohddichte des sandigen Substrates. Während die Nullvariante zwei Jahre nach Bodenbearbeitung Werte von über $1,0 \text{ g cm}^{-3}$ im Oberboden aufweist, liegen die Kohlevarianten zum Teil deutlich unter $1,0 \text{ g cm}^{-3}$ mit Ausnahme der Variante HK+N+Ko in Bodentiefe 10-20 cm. Die pure Spelzenkohlevariante weist in den oberen Bodenschichten bis 30 cm signifikant geringere Trockenrohddichten als der Oberboden der Nullvariante auf. Die Nullvariante und Variante HK+N+Ko zeigen im Jahresvergleich 2015 und 2016 in fast allen Tiefenstufen ansteigende TRD-Werte und damit Anzeichen einer Bodensetzung. Demgegenüber weisen die puren Kohlen im Oberboden sinkende Werte in der Trockenrohddichte auf. Im Oberboden dieser Varianten hat demzufolge keine Bodensetzung stattgefunden.

Tabelle 9: Mittlere Trockenrohdichten in $g\ cm^{-3}$ in den Jahren 2014, 2015 und 2016. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Versuchsvarianten in der gleichen Tiefenstufe und im gleichen Jahr ($p < 0,05$, $n=3$). Die Trockenrohdichten der Gruppe a sind signifikant höher als die Trockenrohdichten der Gruppe b. Gruppe ab steht zwischen beiden Gruppen.

Bodentiefe	Null			HK _{pur}		SK _{pur}		HK+N+Ko	
	2014	2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016
0 - 10 cm	0,99	0,84	1,04 ^a	0,83	0,79 ^{ab}	0,81	0,75 ^b	0,79	0,93 ^{ab}
10 - 20 cm	1,31	1,24	1,32 ^a	0,99	0,95 ^{ab}	0,93	0,82 ^b	0,83	1,03 ^{ab}
20 - 30 cm	1,37	1,44	1,46 ^a	1,5	1,32 ^{ab}	1,36	0,87 ^b	1,5	1,35 ^{ab}
30 - 60 cm	1,62	1,57	1,5		1,55	1,57	1,59		1,53
60 - 90 cm	1,55	1,48	1,54		1,5	1,53	1,54		1,5

4.2.4. Sickerwassermodellierung

Ein großer Teil des Sickerwasseraufkommens findet in der Nichtvegetationszeit in den Monaten Januar bis April statt (siehe Abbildung 13). Als Nachwirkung des Trockenjahres 2015 zeigt sich im Jahr 2016 ein verzögerter Beginn des Sickerwasserflusses erst im Februar (Nullvariante) bzw. März (Kohlevarianten). Die Sickerwassermengen der Kohlevarianten HK_{pur} und HK+N+Ko unterscheiden sich nur wenig voneinander. Beide Kohlevarianten zeigen aber deutlich reduzierte Sickerwassermengen im Vergleich zur Nullvariante. In der Zeit der größten Grundwasserspende unterscheiden sich die Mengen zwischen den Versuchsvarianten kaum, die unterschiedlichen Jahresmengen ergeben sich vor allem aus dem späteren Beginn und frühzeitigeren Ende des Sickerwasseraufkommens.

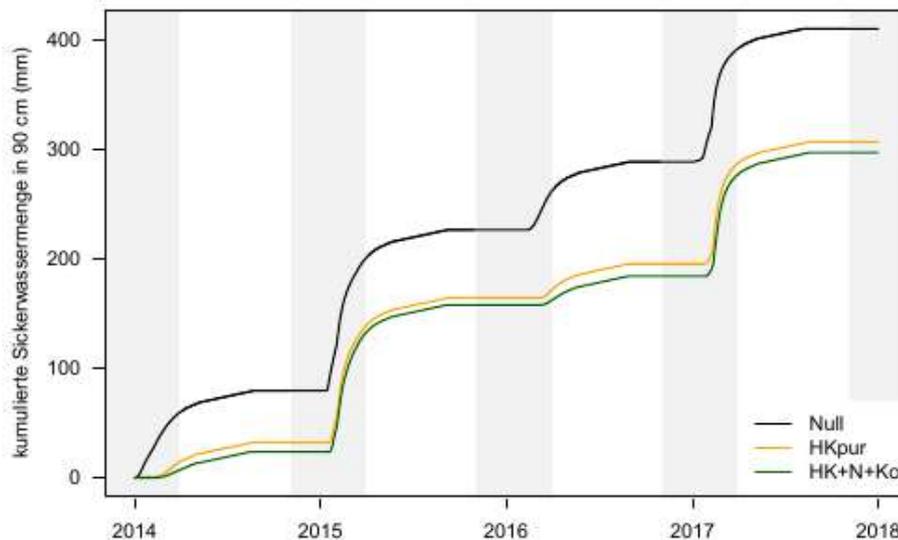


Abbildung 13: Kumulierte Sickerwassermengen in mm der Jahre 2014-2018.

4.3. Umweltfaktor Stickstoff

In diesem Abschnitt soll der Umweltfaktor bzw. Stressor Stickstoffverfügbarkeit näher quantifiziert werden. Dabei soll der Schwerpunkt auf den Stickstoffeintrag, die Vorratsänderungen und die Austräge mit dem Sickerwasser gelegt werden. Zusammen mit weiteren beschreibenden Faktoren wie der Dynamik und dem Artenaufkommen in der Begleitvegetation bilden sie die Grundlage für eine Stickstoffbilanzierung innerhalb des Versuchszeitraumes.

4.3.1. Stickstoffeinträge

Die Gesamtstickstoffeinträge durch die Kohleeinarbeitung ergeben sich aus den Stickstoffgehalten der Kohlevarianten und der Gesamteintragsmenge von $80\ t\ ha^{-1}$ (siehe Tabelle 5 und Tabelle 10).

Tabelle 10: Gesamtstickstoffgehalte der Kohlen [g kg⁻¹], Eintragsmengen [kg ha⁻¹] und Anteil des Eintrages am ursprünglichen Stickstoffvorrat 2014 bis 90 cm Bodentiefe [%]

Variante	N _{ges} -Gehalt g kg ⁻¹	N _{ges} -Eintrag kg ha ⁻¹	N _{ges} -Eintrag/Vorrat 2014 %
HKpur	3,6	289	8,03
SKpur	12,3	986	27,39
HK+N (Py)	11,5	921	25,58
HK+N (Se)	7,8	625	17,36
SK+N	12,1	969	26,92
HK+N+Ko	11,1	890	24,72
SK+N+Ko	14,2	1133	31,47

Der Stickstoffvorrat erhöht sich durch die Kohleneinarbeitung zwischen 8 % und 31 %. Die Einbringung von Spelzenkohle (SK) hat im Vergleich zu Holzkohle (HK) einen deutlich höheren Stickstoffeintrag zur Folge. Der Nachbehandlungsprozess der Kompostierung führt zu einer abermaligen Erhöhung der Stickstoffeinträge.

4.3.2. Stickstoff- und Kohlenstoffvorrat im Boden

Der Kohlenstoffeintrag mit der Kohle beträgt je nach Variante zwischen 28 und 69 t ha⁻¹ (vgl. Tabelle 5). Dementsprechend ist bei den Kohlevarianten, gegenüber der Nullvariante ein um diesen Betrag höherer Kohlenstoffvorrat zu erwarten (siehe Abbildung 14 Abbildung 1 (links)). Dies trifft nur für die kompostnachbehandelten (+N+Ko) Kohlevarianten zu, wobei die hohe Streuung der Werte innerhalb der Varianten zu berücksichtigen ist. Ein Erklärungsansatz kann die Vorbehandlung der Bodenproben sein. Die Proben wurden mit einem Sieb von 2 mm Maschenweite gesiebt. Als grober Bodenbestandteil wird die Kohle zu einem gewissen Teil ausgesiebt und gelangt somit nicht vollständig in die chemische Analyse des Feinbodens. Dies hat ebenso Auswirkungen auf den Stickstoffvorrat, da ein Großteil des eingetragenen Stickstoffes durch die Kohlepartikel dauerhaft adsorbiert wird (siehe Abbildung 14 Abbildung 1 (rechts)). Die Variante HK+N weist die geringsten Stickstoffvorräte auf. Dieser Befund ist angesichts der hohen Stickstoffeinträge in dieser Variante unerwartet. Hier besteht aber auch eine große Abweichung zum rechnerischen Kohlenstoffvorrat und spricht für die These des unvollständigen Eingangs der Kohlen in die chemische Analyse. Lediglich die Kompostvarianten HK+N+Ko und SK+N+Ko zeigen Stickstoffvorräte von über 4 t ha⁻¹ und damit Werte nahe an den rechnerischen Einträgen.

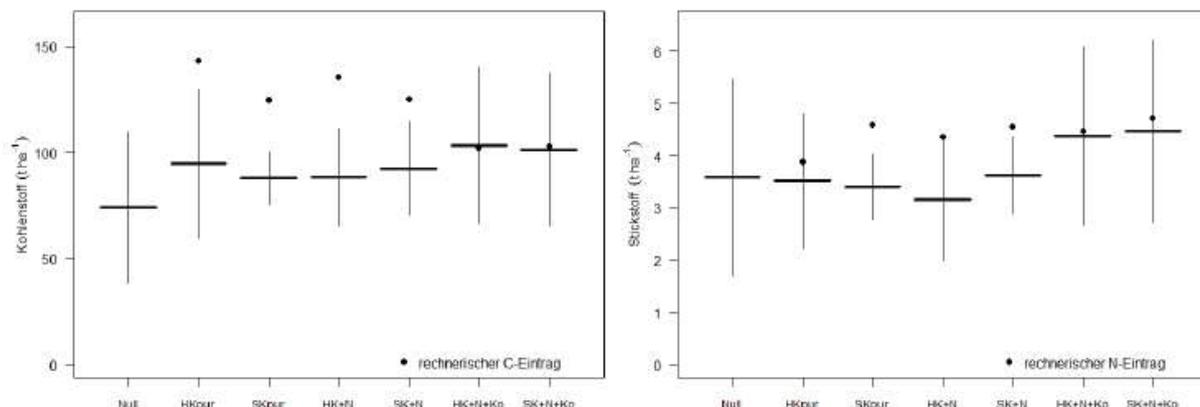


Abbildung 14: Kohlenstoff- (links) und Stickstoffvorräte (rechts) im Oberboden im Jahr 2015 (Mittelwert und Standardabweichung), n=6. Punkte stellen den rechnerischen Kohlenstoff- (C) bzw. Stickstoffeintrag (N) bei 80 t ha⁻¹ Kohleneintrag dar.

4.3.3. Stickstoffaustrag

4.3.3.1. Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser im Feldversuch

Die Konzentrationen der in 90 cm Bodentiefe gewonnenen Bodenlösung zeichnen die Stoffeinträge der Versuchsvarianten gut nach (siehe Abbildung 15). Die Konzentrationen von Nitrat und Ammonium in der Bodenlösung nehmen in allen Varianten von Anfang 2015 bis Ende 2017 deutlich ab.

Die Nitrat-N-Konzentrationen liegen im Jahr 2015, ein Jahr nach Kohleneinarbeitung, bei den stickstoff-(+N) und kompost-(+N+Ko) nachbehandelten Varianten (HK+N, SK+N, HK+N+Ko und SK+N+Ko) über dem Grenzwert von 50 mg l^{-1} , der durch die EG-Wasserrahmenrichtlinie als Norm für die Grundwasserqualität formuliert wird. Die Variante HK+N liegt auch im Jahr 2016 noch über diesem Grenzwert. Die Nullvariante zeigt im Jahr 2015 während der Vegetationszeit mit deutlichem Abstand die geringsten Nitratkonzentrationen.

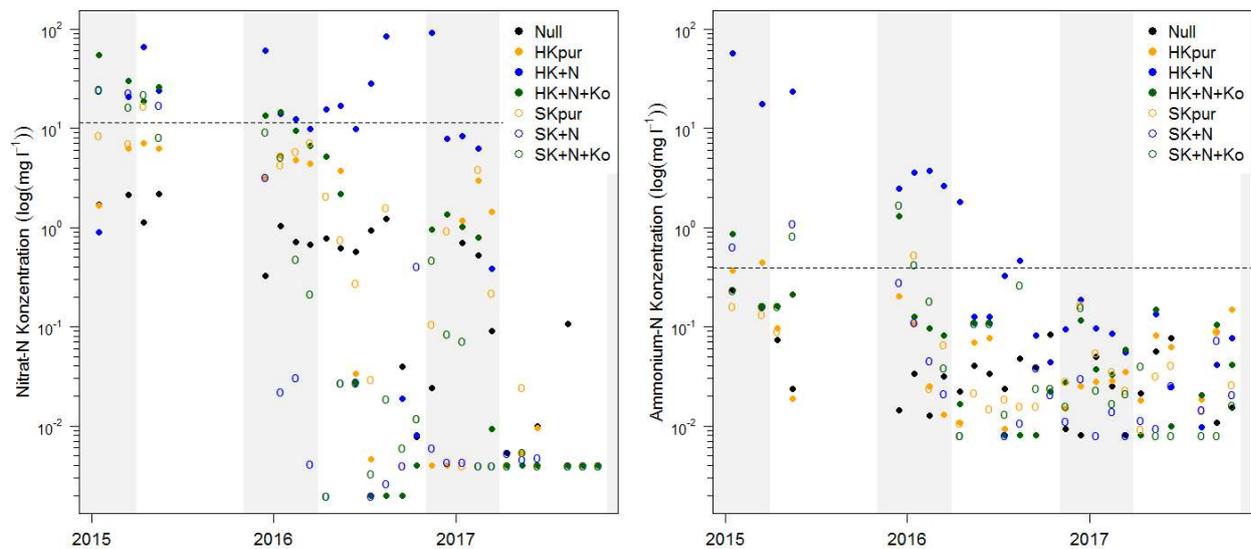


Abbildung 15: Logarithmische Darstellung der mittleren Nitrat-N- (links) und Ammonium-N-Konzentration (rechts) des Sickerwassers in den Jahren 2015 - 2017.

Grundsätzlich sind für Ammonium (mit Ausnahme von Variante HK+N in der Nichtvegetationszeit 2014/15) um den Faktor 10 niedrigere Austräge als für Nitrat zu beobachten (siehe Abbildung 15 (rechts)).

2015 liegt die Variante HKpur in der Ammonium-N-Konzentration der Bodenlösung leicht über der Variante SKpur, im Folgejahr kehrt sich die Reihenfolge um. 2017 liegen beide Kohlevarianten auf gleichem geringen Niveau. Die Ammonium-N-Konzentration der Variante HK+N liegt bis Mitte 2016 über dem Grenzwert für Einleitungen ins Grundwasser von $0,5 \text{ mg l}^{-1}$. Dies betrifft vor allem die Parzelle 2/2, in der Kohle des Herstellers Pyreg eingearbeitet worden ist. Die anfänglich hohen Ammoniumkonzentrationen der Varianten HK+N+Ko und SK+N+Ko gehen im Jahr 2016 stetig zurück. Im Jahr 2017 liegen alle Varianten unter dem Grenzwert.

Tabelle 11 zeigt die Jahressummen der Nitrat- und Ammoniumausträge für alle Versuchsvarianten. Alle Versuchsvarianten weisen in den Jahren 2016 und 2017 deutlich geringere Austräge als noch im Jahr 2015 auf. Durch die höheren Sickerwassermengen im Jahr 2017 liegen die Austragsmengen an Nitrat über denen des Jahres 2016 mit Ausnahme der stickstoff-(+N) und kompost-(+N+Ko) behandelten Kohlevarianten. Hier kompensieren die anhaltend sinkenden Nitratkonzentrationen zwischen beiden Jahren die höheren Sickerwassermengen im Jahr 2017. Die Dynamik des Ammoniumaustrages weist grundsätzlich das gleiche Muster auf, ist jedoch weniger stark ausgeprägt, mit Ausnahme von Variante HK+N.

Tabelle 11: Jahressummen der Nitrat-N und Ammonium-N-Austräge in kg ha^{-1} 2015 - 2017.

Variante	Nitrat-N (kg ha^{-1})			Ammonium-N (kg ha^{-1})		
	2015	2016	2017	2015	2016	2017
Null	2,454	0,456	0,505	0,251	0,018	0,034
HKpur	5,48	1,363	2,351	0,449	0,016	0,035
SKpur	10,143	0,848	2,63	0,168	0,009	0,034
HK+N	21,423	5,861	4,332	39,202	0,298	0,079
SK+N	33,797	0,002	0,005	0,465	0,011	0,014
HK+N+Ko	47,18	0,82	0,545	0,551	0,014	0,045
SK+N+Ko	24,63	0,013	0,005	0,233	0,018	0,021

4.3.3.2. Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser im Topfversuch

Im Topfversuch bauen sich die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser langsam auf (siehe Abbildung 16). Nach 26 Tagen liegen die Nitratausträge der Varianten HK+N+Ko und SK+N+Ko über dem Nitratgehalt des Gießwassers. Es findet dementsprechend ein Netto-Nitrataustrag statt. Die übrigen Varianten nehmen Nitrat aus dem Gießwasser auf, wobei die Nullvariante mit dem stickstoffarmen Substrat die höchste Aufnahmerate aufweist. Nach 41 Tagen zeigen die reinen Kohlenvarianten (HKpur und SKpur) einen deutlich geringeren Nitrataustrag als die Nullvariante. Die reinen Kohlenvarianten nehmen weiterhin Nitrat aus dem Gießwasser auf. Die stickstoff-(+N) und kompost-(+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten zeigen mit fortschreitender Versuchsdauer deutliche Nitratausträge. Die Aufnahme von Nitrat durch die Pflanzen kann mit der Nitratfreisetzung dieser Varianten nicht Schritt halten. Es bestehen Unterschiede in den Nitratgehalten des Sickerwassers zwischen den Baumarten Hainbuche und Kiefer. Zu Beginn zeigen die Varianten SKpur, HK+N (beide) und Null bei der Kiefer geringere Nitratausträge als bei der Hainbuche. An den folgenden Terminen zeigen alle Varianten bei der Kiefer niedrigere Nitratausträge als die entsprechenden Varianten der Hainbuche. Es ist davon auszugehen, dass die Kiefern im Topfversuch mehr Nitrat aufnehmen als die Hainbuchen.

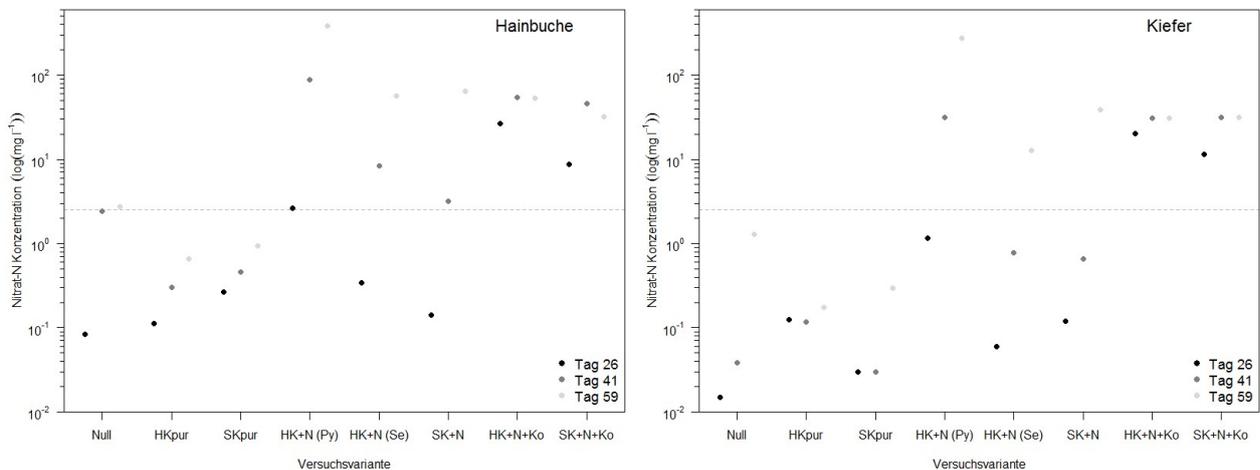


Abbildung 16: Mittlerer Nitratgehalt des Sickerwassers im Topfversuch, $n=4$. Gestrichelte Linie entspricht dem Nitratgehalt des Gießwassers. links: Hainbuche, rechts: Kiefer

Die Ammoniumkonzentrationen beider Baumarten zeigen zwischen den Messterminen weniger Dynamik als die Nitratkonzentrationen (siehe

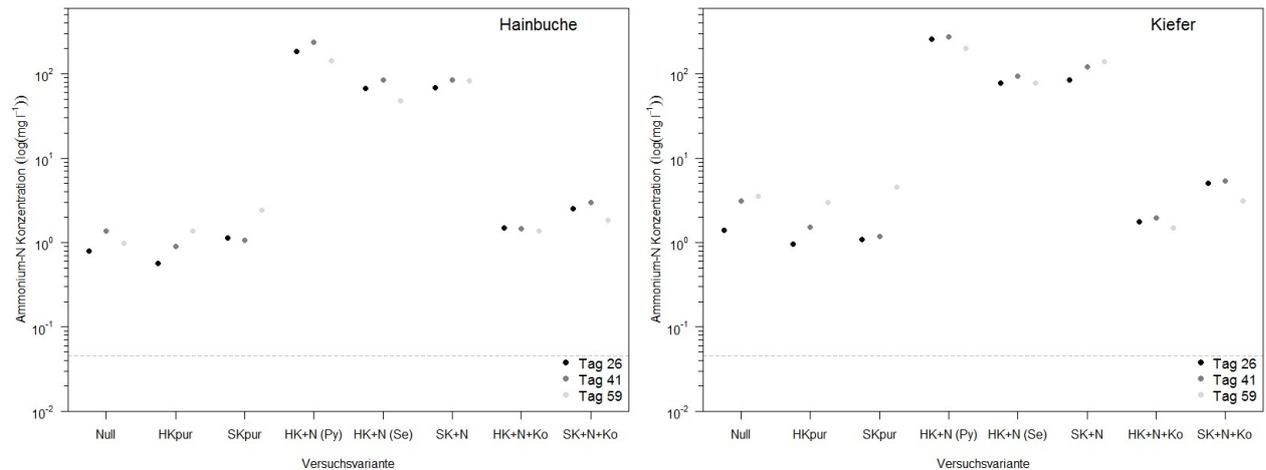


Abbildung 17). Die Ammoniumkonzentrationen aller Versuchsvarianten liegen über dem Ammoniumgehalt des Gießwassers. Für die stickstofffreien reinen Kohlenvarianten (HKpur bzw. SKpur) und die Nullvariante lässt sich feststellen, dass der Betrag der Ammonium-Pflanzenaufnahme und der Ammoniumimmobilisierung durch das Kohlesubstrat gering zu sein scheint. Es findet ein Netto-Ammoniumaustrag statt, der bei diesen Varianten auf die Mineralisierung der organischen Substanz zurückzuführen ist.

Die stickstoffbehandelten Kohlevarianten (+N) zeigen an allen Terminen deutlich höhere Ammoniumkonzentrationen als die übrigen Versuchsvarianten (zum Teil die 100-fache Konzentration). Spitzenreiter ist die Variante HK+N (Py). Die Varianten HK+N+Ko und SK+N+Ko liegen im Ammoniumaustrag etwas über den reinen Kohlesubstraten und der Nullvariante.

Die Kiefernvarianten weisen höhere Ammoniumausträge als die entsprechenden Hainbuchenvarianten mit dem Sickerwasser auf. Dies deutet auf eine im Vergleich höhere Ammoniumaufnahme der Hainbuchen. Einzig die Variante HK+N+Ko zeigt kaum Unterschiede zwischen den beiden Baumarten.

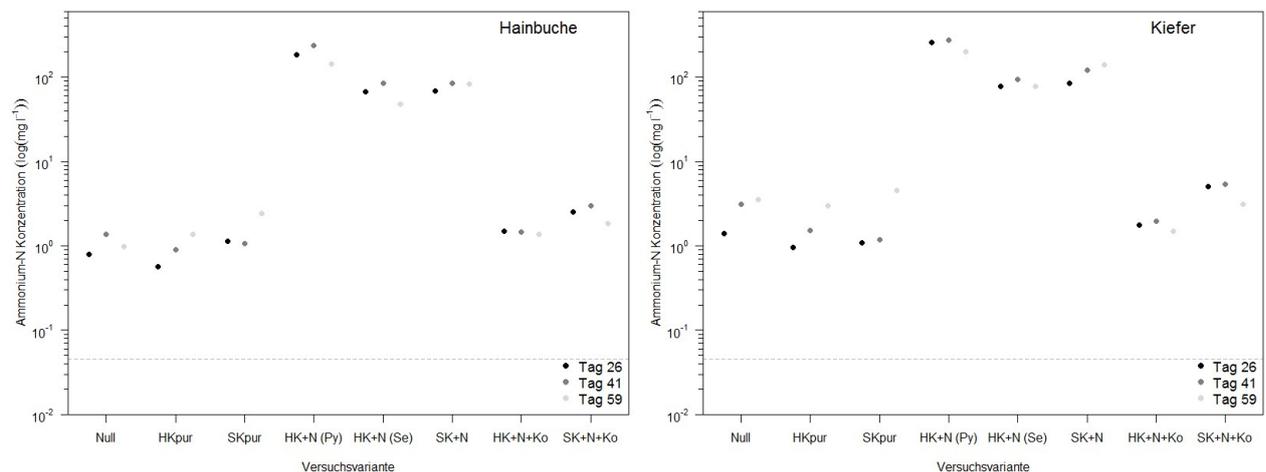


Abbildung 17: Mittlerer Ammoniumgehalt des Sickerwassers im Topfversuch, n=4. Gestrichelte Linie entspricht dem Ammoniumgehalt des Gießwassers. links: Hainbuche, rechts: Kiefer

Die Analyseergebnisse des Sickerwassers zeigen für beide Versuche die gleichen Muster des mineralischen Stickstoffaustrags (siehe Tabelle 12). Die Varianten HK+N (beide Hersteller), SK+N und HK+N+Ko nehmen bei den prozentualen Anteilen des Stickstoffaustrages vom -eintrag die Spitzenpositionen ein, während die Variante SK+N+Ko nur wenig vom eingebrachten Stickstoff austrägt.

Tabelle 12: Anteil der mineralischen Stickstoffausträge am Stickstoffeintrag der Versuchsvarianten über das Sickerwasser im Feld- und Topfversuch (%)

Variante	Feldversuch	Topfversuch
HKpur	3,25	0,25
SKpur	1,4	0,08
HK+N (Py)	9,21	18,59
HK+N (Se)		6,35
SK+N	3,54	4,41
HK+N+Ko	5,52	2,42
SK+N+Ko	2,2	1,28

4.3.3.3. Stickstoffmineralisation (Extraktionsversuch)

Um einen genaueren Einblick in die Dynamik der Stickstoffmineralisation während der Initialphase des Versuches zu erhalten, wurde ein Extraktionsversuch unter Laborbedingungen durchgeführt, bei dem an jedem Extraktionstermin der gesamte mineralische Stickstoff ausgespült wurde. Die Höhe des Stickstoffgehaltes im Extrakt spiegelt das Mineralisationspotenzial der Bodenbiologie während des Zeitraumes seit der letzten Extraktion wider.

Nach anfänglich sehr hohen Spitzenwerten sinken die Nitrat-N-Konzentrationen in allen Versuchsvarianten ab (siehe Abbildung 18 (links)). Dieser initiale Spitzenwert könnte durch hohe Mengen mineralisierten Stickstoffs an den zwei Jahre alten Rückstellproben der Kohlen verursacht worden sein. Diese hohen Mengen konnten möglicherweise bei der ersten Extraktion nicht vollständig ausgewaschen werden.

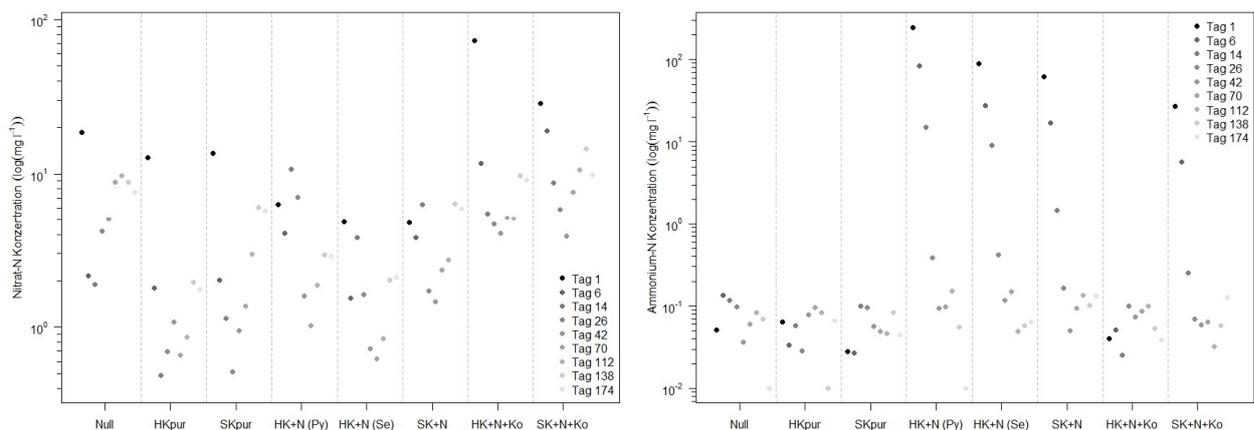


Abbildung 18: Logarithmische Darstellung der mittleren Nitrat-N- (links) und Ammonium-N-Konzentration (rechts) im Extraktionsversuch, n=2.

Nach etwa 40 Tagen liegen die Nitratkonzentrationen in den jeweiligen Varianten auf einem stabilen Niveau bzw. steigen stetig an und zeigen einen Anstieg der Mineralisation. Dabei weist die Nullvariante zusammen mit den kompostbehandelten Kohlevarianten (HK+N+Ko und SK+N+Ko) die höchsten Werte auf. Die übrigen Substrate zeigen ab dem 42. Tag weniger Nitrataustrag als die kohlefreie Nullvariante auf. Die Ergebnisse lassen zunächst vermuten, dass die Nullvariante die organische Masse stärker abbaut als die reinen und stickstoffnachbehandelten (+N) Kohlevarianten. Die Ergebnisse des Feld- und Topfversuches (Sickerwasserausträge) zeigen jedoch ein sehr hohes Potenzial der Nitratadsorption durch das Kohlesubstrat für die Kohlevarianten. Die Mineralisierung in den Kohlevarianten muss also nicht unbedingt niedriger als in der Nullvariante sein. Die Endprodukte der Mineralisierung werden von den Kohlen stark adsorbiert und werden nicht mit dem Sickerwasser transportiert.

Im Vergleich zur Variante HKpur weist die Variante SKpur einen deutlich höheren Anstieg der Nitratausträge auf. Geringere Nitratsorptionsraten und/oder höhere Mineralisierungsraten können dafür verantwortlich sein.

Mit Ausnahme der Variante HK+N+Ko zeigen die stickstoff-(+N) und kompost-(+N+Ko) behandelten Kohlevarianten in den ersten 40 Tagen die höchsten Ammoniumausträge (siehe Abbildung 18 (rechts)). Nach diesem Zeitraum verweilen die Ammoniumkonzentrationen auf einem geringen Niveau und weisen nur geringe Unterschiede zwischen den Varianten auf. Die Ergebnisse deuten auf hohe Nitrifikationsraten in den Substraten, eine hohe mikrobielle Aufnahme oder eine hohe Ammoniumbindefähigkeit an den negativen Austauschplätzen der Kohlesubstrate.

4.3.4. Begleitvegetation auf den Versuchspartellen

4.3.4.1. Deckungsgrad der Begleitvegetation

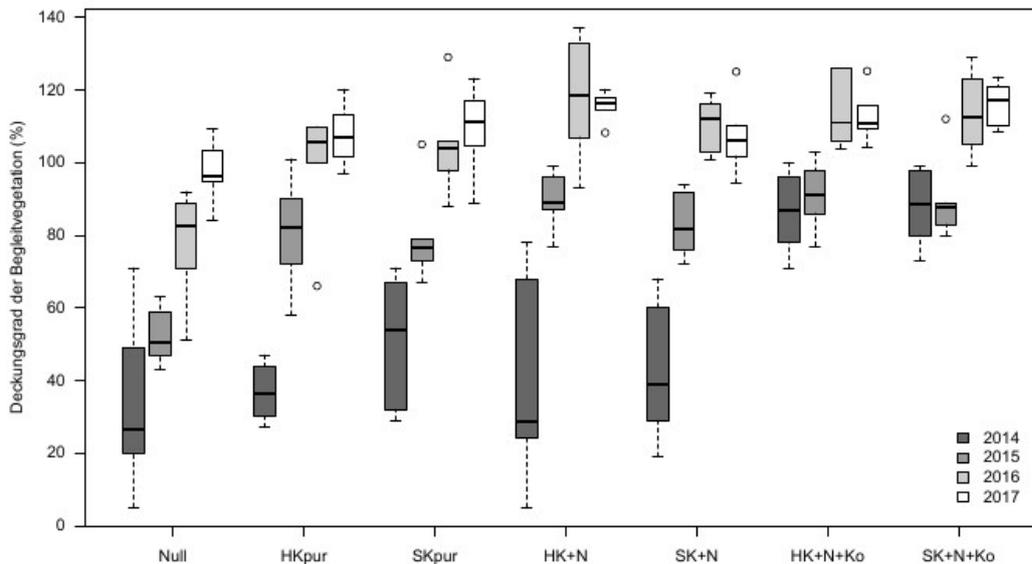


Abbildung 19: Deckungsgrad der Begleitvegetation auf den Versuchspartellen 2014 - 2017, n=6.

Der Gesamt-Deckungsgrad der Begleitvegetation ist im Jahr 2014 auf den Partellen der kompostnachbehandelten Kohlevarianten HK+N+Ko und SK+N+Ko deutlich höher als auf den Partellen der übrigen Varianten (siehe Abbildung 19). In den Jahren 2015, 2016 und 2017 steigen die Deckungsgrade in allen Varianten deutlich an, wobei die Nullvariante in allen Jahren den geringsten Deckungsgrad der Begleitvegetation aufweist. Deckungsgrade über 100 % können durch eine gegenseitige Überdeckung der Pflanzen Zustandekommen. Einen guten Eindruck geben die Ansichten einer typischen Partelle der Nullvariante und einer typischen Partelle der Variante HK+N+Ko (siehe Abbildung 20).



Abbildung 20: Ansicht einer Nullpartelle (links) und einer Partelle der Variante HK+N+Ko (rechts), Sommer 2014.

4.3.4.2. Arten der Begleitvegetation

In der Begleitvegetation auf den Parzellen gibt es deutliche Veränderungen in der Artzusammensetzung zwischen den Jahren 2014 bis 2017. Während 2014 auf den Flächen der mit stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten vor allem nitrophile Arten wie Schwarzer Nachtschatten (*Solanum nigrum* L.) und Weißer Gänsefuß (*Chenopodium album* L.) vorkamen, waren diese Arten 2015 mit deutlich geringeren Deckungsgraden vertreten. Bei der Aufnahme 2016 konnte die Hühnerhirse (*Echinochloa crus-galli* (L.) P.BEAUUV.) mit geringen Deckungsgradanteilen wieder aufgefunden werden. Die Grasvegetation bestehend aus Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos* (L.) ROTH), Roter Borstenhirse (*Setaria pumila* (POIR.) ROEM. & SCHULT.) und Rotem Straußgras (*Agrostis capillaris* L.) hat während der Jahre 2014 bis 2017 kontinuierlich zugenommen.

4.3.4.3. Festlegung des Stickstoffs durch die Vegetation

Die Höhe, der durch das PhytoCalc-Modell berechneten Biomasse und der entsprechenden Stickstoffbindung durch die Vegetation ist von Art, Deckungsgrad und Sprosslänge abhängig und baut sich bei allen Varianten außer den kompostbehandelten (+N+Ko) Kohlevarianten zwischen 2014 und 2016 kontinuierlich auf (siehe Tabelle 13). Im Jahr 2017 zeigt sich mit Ausnahme der Nullvariante eine abnehmende Stickstoffbindung.

Tabelle 13: Mittlere Stickstofffixierung in der Vegetation von 2014 - 2017 (kg ha^{-1}), (Standardabweichung), (n=6).

Variante	2014	2015	2016	2017
Null	12,2 (8)	26,0 (8,6)	36,1 (10,5)	37,2 (3,1)
HKpur	15,9 (4,3)	39,6 (8,7)	50,4 (10,9)	40,2 (2)
SKpur	21,4 (9,5)	35,2 (8,2)	51,3 (11,4)	42,2 (4,9)
HK+N	21,4 (18)	41,4 (7,9)	63,1 (17,5)	44,8 (1,7)
SK+N	19,4 (8,5)	41,7 (9,6)	54,6 (8,9)	41,3 (3,9)
HK+N+Ko	52,1 (10)	45,1 (3,8)	57,0 (11,2)	42,3 (4,6)
SK+N+Ko	51,6 (12,1)	42,5 (6,2)	59,6 (16,7)	43,0 (1,9)

4.3.5. Zusammenfassung Umweltfaktor Stickstoff

Der Stickstoffvorrat wird durch die Kohleeinbringung je nach Variante zwischen 8 und 30 % erhöht. Die Spelzenkohlevarianten haben einen höheren Stickstoffeintrag als die Holzkohlevarianten zur Folge. Während der Anfangsphase (2014 und 2015) lassen sich sehr hohe Nitrat- und Ammoniumausträge über das Sickerwasser der stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten beobachten. Dies lässt eine außergewöhnlich hohe Stickstoffverfügbarkeit während dieses Zeitraumes vermuten. Die Dynamik und die Artenzusammensetzung in der Begleitvegetation bekräftigt diese Vermutung und lässt wesentliche Wirkungen für die Vitalität der Hainbuchen und Kiefern erwarten. Die Stickstoffbindung über die Begleitvegetation und die Stickstoffaufnahme durch die Vegetation ist bei den Kohlevarianten stärker ausgeprägt als bei der Nullvariante. Indikatoren sind höhere Deckungsgrade und nitrophilere Arten mit höheren Stickstoffgehalten in den Geweben.

Die stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten zeigen im Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser kein saisonales Reaktionsmuster und liegen in der zweiten Phase des Feldversuches (ab 2016) unter der Nullvariante. Trotz des höheren Stickstoffvorrates in der annualen Begleitvegetation dieser Varianten wird der Abbau dieser organischen Biomasse (Stickstoffmineralisierung) während der Nichtvegetationszeit nicht von Stickstoffausträgen mit dem Sickerwasser begleitet. Dies ist ein weiteres Indiz für eine hohe Stickstoffimmobilisierung dieser Kohlevarianten ab dem Jahr 2016.

In der zweiten Phase des Feldversuches (ab Sommer 2016) liegen die Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung der Nullvariante über denen der übrigen Varianten. Zusammen mit den Ergebnissen des Extraktionsversuches lässt sich mit zunehmender Versuchsdauer ein sehr hohes

Stickstoffspeicherpotenzial der stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten ableiten.

Die Variante HK+N zeigt während der Anfangsphase im Sickerwasseraustrag einen unerwartet hohen Ammoniumaustrag auf einigen Parzellen. Diese Beobachtung bestätigt sich im Extraktions- und Topfversuch bei denen zwei nach Herstellern getrennt Versuchsvarianten HK+N untersucht werden. Die Variante HK+N (Py) des Herstellers Pyreg weist einen etwa 50 % höheren Stickstoffgehalt auf und zeigt höhere Nitrat- und Ammoniumausträge als die Variante HK+N (Se) des Herstellers Sonnenerde. Es gibt daher Hinweise auf eine unterschiedliche Nachbehandlung der identischen Kohlenausgangssubstrate. Die stickstofffreien puren Kohlesubstrate (HKpur bzw. SKpur) weisen im Feldversuch Unterschiede im Stickstoffaustrag auf. Zu Beginn liegen die Nitratausträge der Spelzenkohlevariante SKpur noch über der Holzkohlevariante HKpur. Dies kann in einer höheren Sorptionsfähigkeit der Holzkohle oder in höheren Mineralisierungsraten der Spelzenkohlevariante begründet sein. Ab 2016 liegen beide Substrate im Nitrataustrag etwa auf einem Niveau.

Die Stickstoffausträge in Feld- und Topfversuch zeigen ähnliche Muster. Der Topfversuch liefert zusätzlich Hinweise auf eine Aufnahmepräferenz der beiden Baumarten hinsichtlich der Stickstoffform. Die Kiefer zeigt eine höhere Nitrat- und eine geringere Ammoniumaufnahme als die Hainbuche.

4.4. Anpassungsreaktionen der Bäume in Abhängigkeit von Stickstoff- und Trockenstress

4.4.1. Überlebenszahlen

4.4.1.1. Überlebenszahlen im Feldversuch

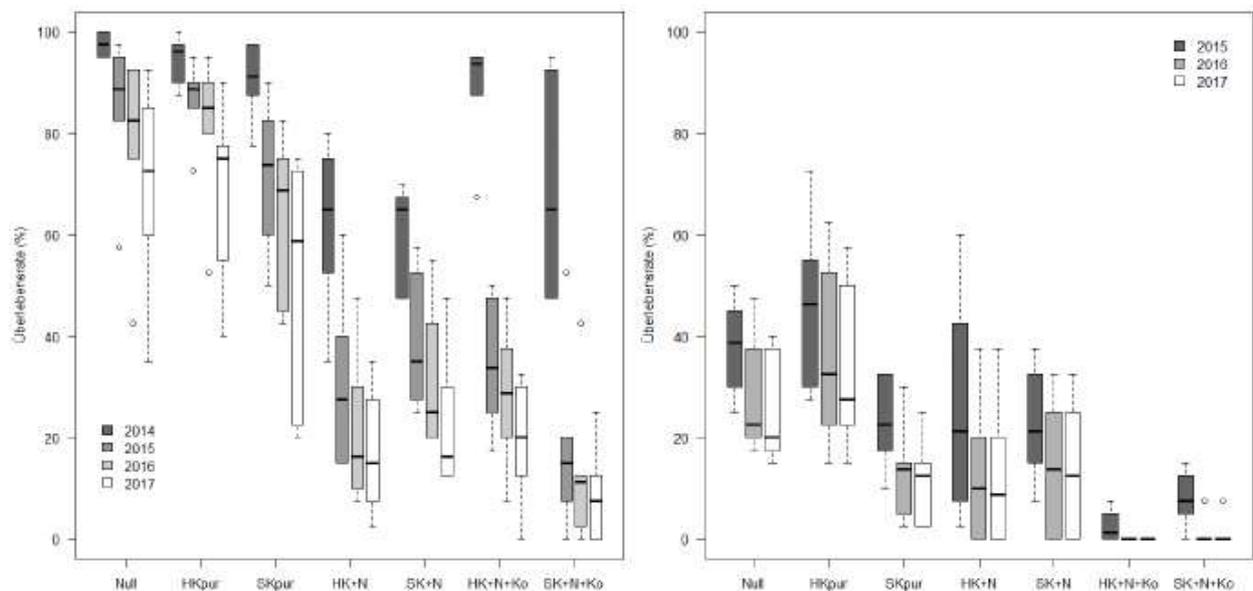


Abbildung 21: Mittlere Überlebensrate der Hainbuche in den Jahren 2014 - 2017 (links) und der 2015 gepflanzten Kiefer in den Jahren 2015 - 2017 (rechts) auf den Parzellen im Feldversuch, n=6.

Die Anzahl der lebenden Hainbuchen nimmt während der Versuchsdauer kontinuierlich ab (siehe Tabelle 14 und Abbildung 21 (links)). Am deutlichsten ist der Rückgang bei den stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten. Die Varianten HK+N und SK+N zeigen schon nach einer Vegetationszeit im Herbst 2014 deutliche Verluste. Im Folgejahr (2015) haben die Varianten HK+N, HK+N+Ko, SK+N+Ko die größten Verluste zu verzeichnen. Durch die Probenahme von Pflanzen im Zuge der Wurzeluntersuchungen 2015, 2016 und 2017 ist in allen Versuchsvarianten ein jährlicher Rückgang von etwa 4 % verursacht worden. Die Varianten Null und die puren Kohlevarianten (HKpur und SKpur) weisen im Jahr 2017 bei hoher Streuung die höchste Anzahl lebender Hainbuchen auf den Parzellen auf.

Die 2014 gepflanzten Kiefern zeigen bereits in der ersten Vegetationszeit sehr hohe Ausfallzahlen (siehe Tabelle 14, 7. Spalte). Besonders in den stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten ist ein vollständiges Absterben auf den meisten Parzellen zu beobachten. Während auf anderen Verjüngungsflächen im Forstamt Lampertheim, nach dem Standardverfahren Mulchen und Maschinenpflanzung, im Jahr 2014 nur etwa 30 % Ausfälle zu verzeichnen sind, betragen die Verluste auf den Parzellen der Nullvariante fast 88 %. Dies zeigt, dass durch die Versuchsvorbereitung möglicherweise weitere Faktoren hinzukommen, die das Überleben stark beeinflussen und in zukünftigen Anwendungen mit berücksichtigt werden sollten. Eventuell haben bodenvorbereitende Maßnahmen und Pflanztermin bzw. -verfahren einen großen Einfluss auf die Überlebensraten der Kiefer. Im Abschnitt 6 auf Seite 61 werden entsprechende Vorschläge aufgeführt.

Die Überlebenszahlen der 2015 neugepflanzten Kiefer sind bereits in der ersten Vegetationszeit deutlich zurückgegangen (siehe Abbildung 21 (rechts)). Vor allem die Varianten HK+N+Ko und SK+N+Ko zeigen einen Totalverlust der Kiefer. Die Variante HKpur zeigt wie schon im Vorjahr auch in den Folgejahren die höchsten Überlebensraten der Kiefer, gefolgt von der Nullvariante. Die Absterberaten waren zwischen den Inventurterminen 2016 und 2017 sehr gering, die Überlebensraten haben sich auf einem niedrigen Niveau stabilisiert.

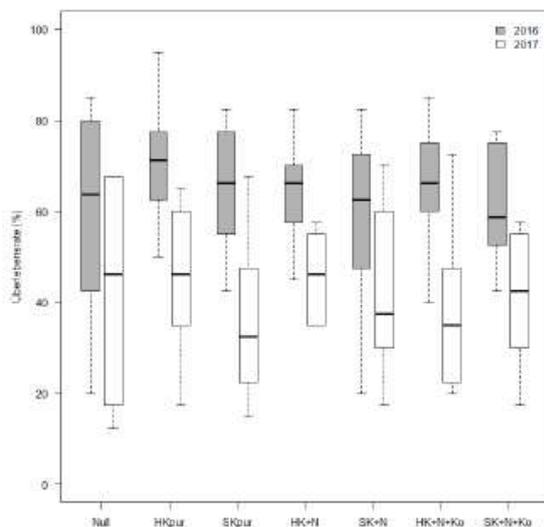


Abbildung 22: Mittlere Überlebensrate der 2016 gepflanzten Kiefer, 2016 und 2017, n=6.

Die 2016 gepflanzten Kiefern zeigen im Jahr 2016 im Vergleich zu den vorherigen Kiefernplantagen höhere und über alle Behandlungsvarianten ausgeglichene Überlebensraten zwischen 60 und 70 % (siehe Abbildung 22). Die Trockenperiode Anfang 2017 hatte jedoch große Auswirkungen auf die Überlebensraten der Kiefer. Es zeigen sich bei einer durchschnittlichen Überlebensrate von weniger als 50 % leicht geringere Überlebensraten bei den Varianten HK+N+Ko und SKpur.

Tabelle 14: Überblick über die Überlebenszahlen im Feldversuch (jeweils am Jahresende ermittelt). HBU: Hainbuche, KI: Kiefer. * kennzeichnen signifikante Unterschiede zur Nullvariante zum gleichen Inventurzeitpunkt, $p < 0,05$.

Variante	Pflanz- zahlen	HBU 2014	HBU 2015	HBU 2016	HBU 2017	KI ₂₀₁₄ 2014	KI ₂₀₁₅ 2015	KI ₂₀₁₅ 2016	KI ₂₀₁₅ 2017	KI ₂₀₁₆ 2016	KI ₂₀₁₆ 2017
Null	240	234	204	187	167	29	91	67	60	126	103
Hkpur	240	227	208	195	165	45	111	87	80	127	108
Skpur	240	217	172	153	123	32	55*	32	28	118	87
HK+N	240	149*	74*	51*	41*	5	62	31	30	130	110
SK+N	240	145*	93*	75*	54*	5	54*	34	33	120	101
HK+N+Ko	240	213	83*	68*	46*	2	6*	0	0	114	93
SK+N+Ko	240	165*	44*	32*	21*	6	19*	3	3	113	98

4.4.1.2. Überlebensdauer im Topfversuch

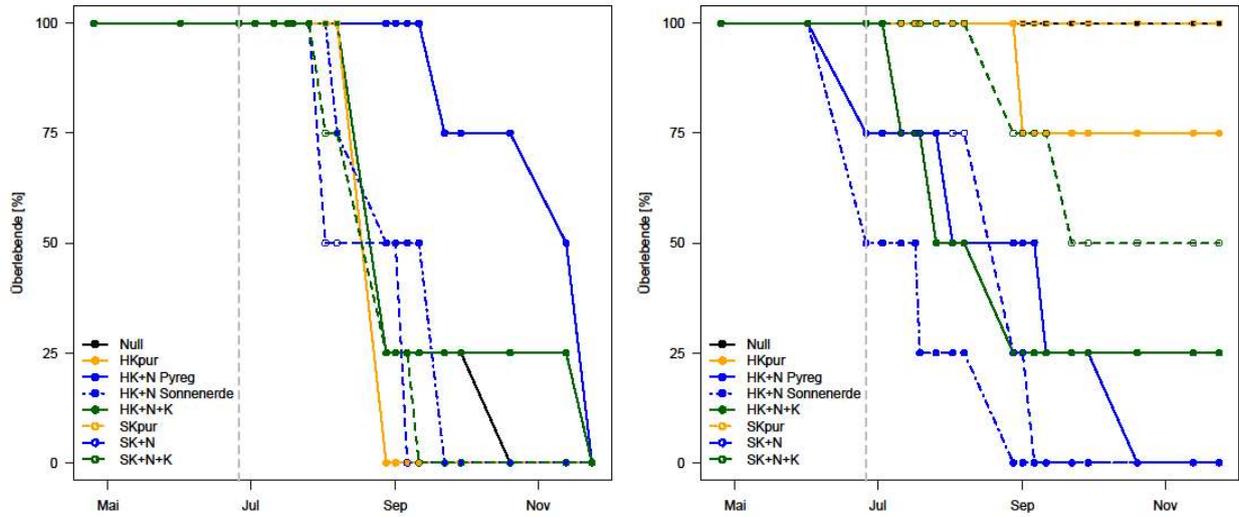


Abbildung 23: Mittlere Lebensdauer im Topfversuch im Jahr 2017. Hainbuche (links) und Kiefer (rechts). Die senkrechte gestrichelte graue Linie markiert das Ende der Bewässerungsperiode, n=4.

Im Topfversuch zeigen die Hainbuchen erst 4 Wochen nach Ende der Bewässerungsphase erste Absterberscheinungen (siehe

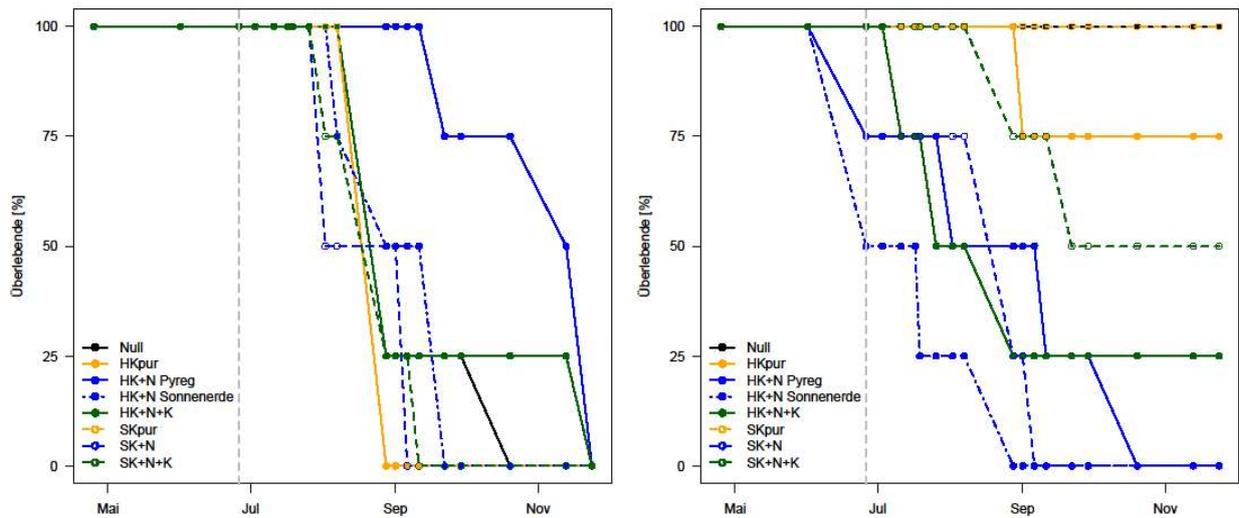


Abbildung 23 (links) bei den Varianten SK+N, SK+N+K und HK+N (Sonnenerde). Die ersten kompletten Ausfälle aller Pflanzen zeigen die Varianten HKpur und SKpur, SK+N, SK+N+Ko. Die längste Überlebensdauer zeigen die Hainbuchen der Varianten HK+N Pyreg und HK+N+Ko.

Im Gegensatz zur Hainbuche zeigen die Kiefern beider HK+N Varianten (Pyreg und Sonnenerde) noch vor Ende der Bewässerungsperiode erste Absterbeerscheinungen (siehe

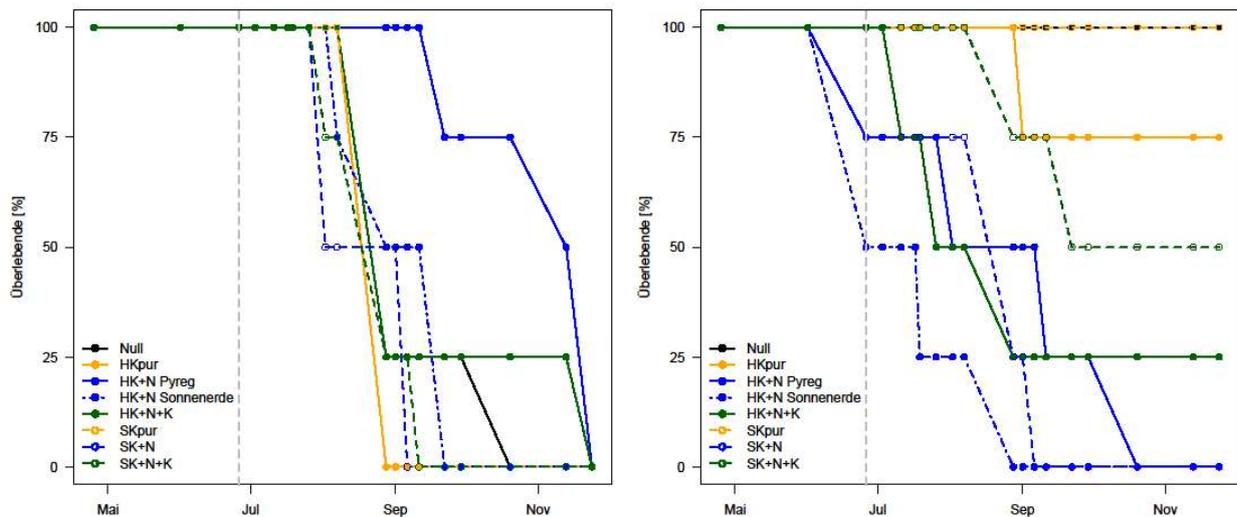


Abbildung 23 (rechts)). Die HK+N-Varianten und die SK+N-Variante weisen zuerst einen Komplettausfall aller Kiefern auf. Die Nullvariante und die Varianten SKpur und HKpur zeigen die längsten Überlebensdauern und höchsten Überlebensraten.

4.4.1.3. Zusammenfassung der Überlebenszahlen

In der Gesamtbetrachtung der Mortalität lässt sich feststellen, dass in der ersten Versuchsphase nach Kohleeinarbeitung in den Jahren 2014 und 2015 deutlich mehr Mortalitätsereignisse zu verzeichnen sind als in den nachfolgenden Jahren. Zwei Jahre nach Bodenbearbeitung und Kohleeinarbeitung zeigen die Pflanzen deutlich höhere Überlebensraten.

Die Kiefer weist deutlich höhere Mortalitätsraten als die Hainbuche auf und reagiert damit sensibler auf die Anwuchsbedingungen. Beide Baumarten zeigen ähnliche Muster der Mortalität in Abhängigkeit von der Versuchsvariante. Die Parzellen der stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten zeigen in der ersten Versuchsphase (2014/2015) die meisten Mortalitätsereignisse. Die Hainbuchen der kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten mit einem Jahr Verzögerung. Somit weisen die Varianten Null und die reinen Kohlevarianten (HKpur und SKpur), unter den Versuchsbedingungen, den besten Anwuchs auf.

4.4.2. Blatt-/Nadelzustand und Blattmorphologie

4.4.2.1. Blattverlust der Hainbuche

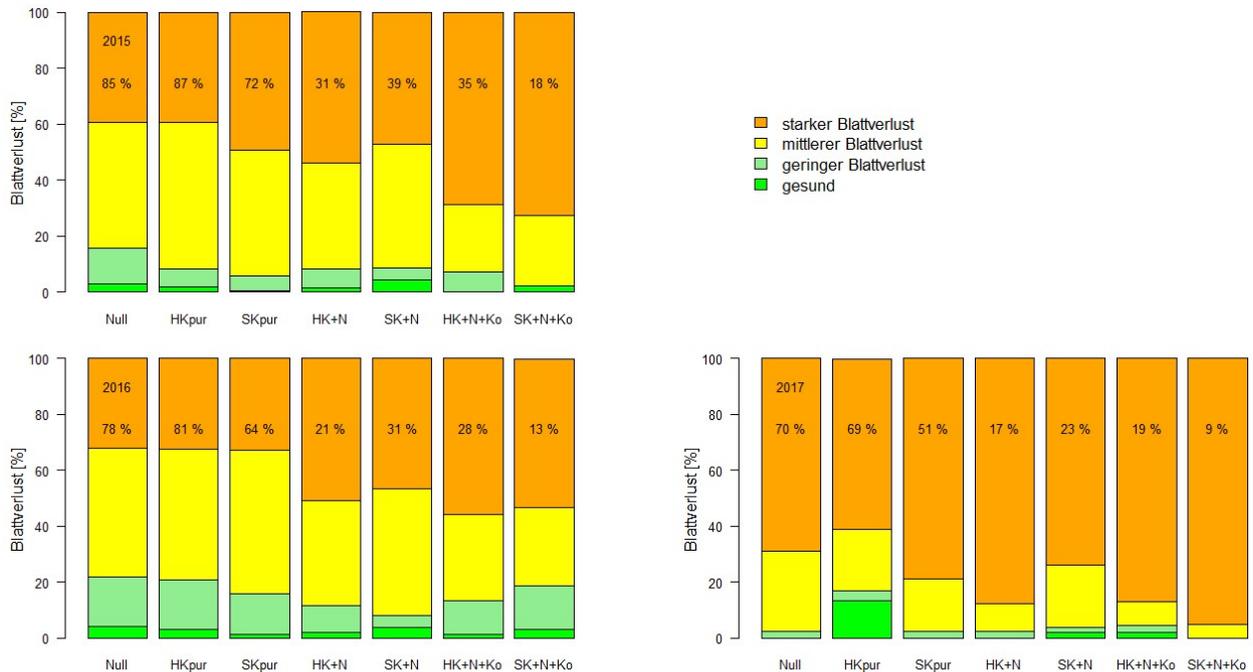


Abbildung 24: Blattverlust der Hainbuche in den Jahren 2015 - 2017. Durchschnittliche Überlebensrate (%) der Versuchsvariante im jeweiligen Jahr in der Säule aufgetragen

Im Jahr 2015 war der Anteil der als gesund angesprochenen Pflanzen in den Varianten Null und SK+N am höchsten (siehe Abbildung 24). Den höchsten Anteil von Hainbuchen mit starkem Blattverlust weisen die Varianten HK+N+Ko und SK+N+Ko auf, den geringsten Anteil die Varianten Null und HKpur. Damit geht der Anteil starken Blattverlustes im Jahr 2015 mit den Überlebensraten im Folgejahr 2016 einher und kann als Frühindikator einer starken Mortalität angesehen werden.

Im Jahr 2016 konnte bei ausgeglichener Witterung ein insgesamt besserer Belaubungszustand der Hainbuche in allen Versuchsvarianten beobachtet werden. Wieder zeigten die Varianten Null und HKpur zusammen mit der Variante SKpur die geringsten Anteile und bei den Varianten HK+N+Ko und SK+N+Ko die höchsten Anteile starken Blattverlustes. Die stickstoff- (+N) und kompost-(+N+Ko) nachbehandelten Varianten zeigten insgesamt einen schlechteren Belaubungszustand als die übrigen Varianten.

Der Belaubungszustand der Hainbuche ist im Jahr 2017 deutlich schlechter als in den Vorjahren. So lag der durchschnittliche Anteil starken Blattverlustes bei 79 % (53 % im Jahr 2015 bzw. 43 % im Jahr 2016). Der fehlende Blattneuaustrieb im Jahr 2017 hat möglicherweise Anteil an der schlechteren Bewertung der Belaubung. Auch die außergewöhnlich trockene Nichtvegetationszeit 2016/2017 und der trockene April 2017 könnten die Ursache des schlechten Belaubungszustandes der Hainbuchen sein. Die Hainbuchen der Varianten Null und HKpur zeigen wieder die geringsten Anteile starken Blattverlustes. Die Variante HKpur weist zudem mit Abstand den höchsten Anteil gesunder Hainbuchen auf.

Im Jahr 2015 und 2016 konnte bei einzelnen Hainbuchen nach dem Abwurf großer Teile der Blattmasse während der Trockenperioden ein Neuaustrieb im August/September vor allem der stark geschädigten Hainbuchen beobachtet werden (siehe Abbildung 25). Eine Abhängigkeit zur Versuchsvariante konnte allerdings nicht beobachtet werden.



Abbildung 25: Neuer Blattaustrieb einer Hainbuche (linke Pflanze) im August 2016. Rechte Pflanze ohne neuen Blattaustrieb mit nekrotisierten Blatträndern.

4.4.2.2. Nadelverfärbung der Kiefer

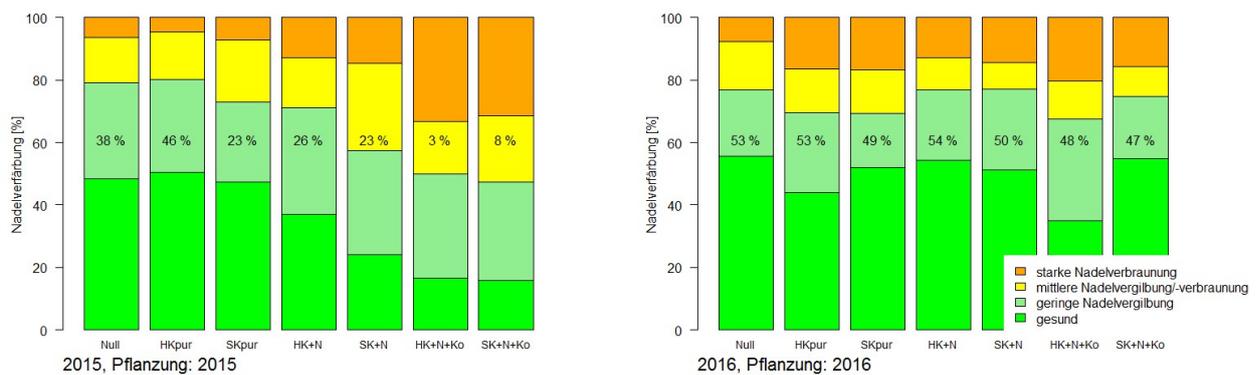


Abbildung 26: Nadelverfärbung der 2015 gepflanzten Kiefer im Jahr 2015 (links) und der 2016 gepflanzten Kiefer im Jahr 2016 (rechts). Durchschnittliche Überlebensrate (%) der Versuchsvariante im jeweiligen Jahr in der Säule aufgetragen.

Die 2015 gepflanzten Kiefern reagieren im Jahr 2015 mit ihrem Benadelungszustand auf die Stickstoffverfügbarkeit (siehe Abbildung 26 (links)). Die kompostnachbehandelten (+N+Ko) Kohlevarianten weisen die höchsten Anteile starker Nadelverbraunung und die geringsten Anteile gesunder Pflanzen auf.

Die im Jahr 2016 gepflanzten Kiefern zeigen im Jahr 2016 leichte Unterschiede im Benadelungszustand auf (siehe Abbildung 26 (rechts)). Die Nullvariante weist mit 56 % den höchsten Anteil gesunder Pflanzen und mit 8 % den geringsten Anteil stark geschädigter Pflanzen auf. Dagegen zeigt die Variante HK+N+Ko den höchsten Anteil stark geschädigter Pflanzen (20 %) und den geringsten Anteil gesunder Pflanzen (35 %). Im Gegensatz zur Überlebensrate weisen die 2016 gepflanzten Kiefern also Unterschiede im Zustand der Benadelung auf.

4.4.2.3. Blattflächen und Blatttrockenmassen im Feldversuch

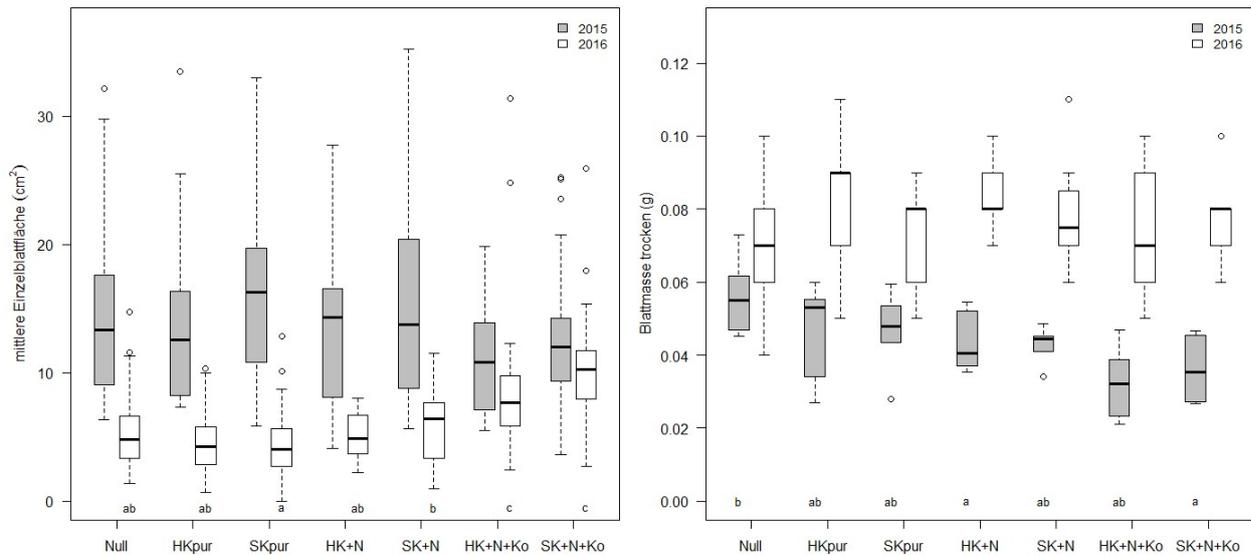


Abbildung 27: Einzelblattfläche (links) und -trockenmasse (rechts) der Hainbuche im Feldversuch 2015 und 2016. Unterschiedliche Buchstaben bezeichnen signifikante Unterschiede innerhalb eines Jahres (Signifikanzniveau $p < 0,05$).

Im Feldversuch weisen die Einzelblattflächen der Hainbuchenblätter im Jahr 2015 kaum Unterschiede zwischen den Behandlungen auf (siehe Abbildung 27 (links)). Nach der trockenen Vegetationszeit im Jahr 2015 sind die beprobten Blätter im Jahr 2016 deutlich kleiner, am deutlichsten ist die Abnahme der Blattfläche in den Varianten Null, HKpur und SKpur zu beobachten. Die kompostbehandelten (+N+Ko) Kohlevarianten zeigen im Jahr 2016 signifikant höhere Blattflächen als die übrigen Varianten. Es zeigen sich für die Hainbuchen der kompostnachbehandelten (+N+Ko) Kohlevarianten im Jahr 2015 signifikant geringere Einzelblatt-Trockenmassen als bei der Nullvariante (siehe Abbildung 27 (rechts)). Im Jahr 2016 sind, trotz kleinerer Blätter, in allen Versuchsvarianten höhere Einzelblatt-Trockenmassen zu beobachten.

4.4.2.4. Zusammenfassung des Blatt-/Nadelzustandes und der Blattmorphologie

Die Hainbuchen der Nullvariante zeigen (2015 und 2016 zusammen mit den reinen Kohlevarianten) den geringsten Anteil an starken Blattverlusten. Die Hainbuchen der stickstoff- (+N) und kompostbehandelten (+N+Ko) Kohlevarianten weisen höhere Anteile an starken Blattverlusten auf. Damit lassen sich die gleichen Muster wie in den Überlebensraten dieser Varianten beobachten.

Nach dem Abwurf großer Teile der Blattmasse während Trockenperioden zeigen stärker geschädigte Hainbuchen einen Neuaustrieb im August bzw. September der Jahre 2015 und 2016.

Auch die Kiefern der stickstoff- (+N) und kompostbehandelten (+N+Ko) Kohlevarianten zeigen 2015 die höchsten Anteile an starker Nadelverbraunung und deutlich geringere Anteile an Bäumen ohne Nadelschädigungen.

Die Hainbuchen reagieren mit ihrem Blattzustand langfristiger als die Kiefer auf den ungünstigen Stickstoffstatus des Bodens. Die Hainbuchen der stickstoff- (+N) und kompostbehandelten (+N+Ko) Kohlevarianten zeigen auch im Jahr 2017 noch höhere Blattverluste als die Hainbuchen der Nullvariante und der reinen Holzkohlevariante. Die Kiefern weisen dagegen schon im Jahr 2016 deutlich geringere Variantenunterschiede in der Nadelverfärbung auf.

Die Hainbuchen der kompostnachbehandelten (+N+Ko) Kohlevarianten zeigten im Jahr 2015 deutlich geringere Einzelblatt-Trockenmassen als die Hainbuchen der Null- und reinen Kohlevarianten.

Nach einer außergewöhnlich trockenen Vegetationsperiode werden im Folgejahr durch die Hainbuche kleinere Blätter mit höherer Trockenmasse ausgebildet. Dieser Effekt der morphologischen Anpassung ist bei den Hainbuchen der kompostnachbehandelten (+N+Ko) Kohlevarianten weniger stark ausgeprägt.

4.4.3. Spross- und Wurzelmorphologie

4.4.3.1. Wurzelhalsdurchmesser und Jahrestrieblänge

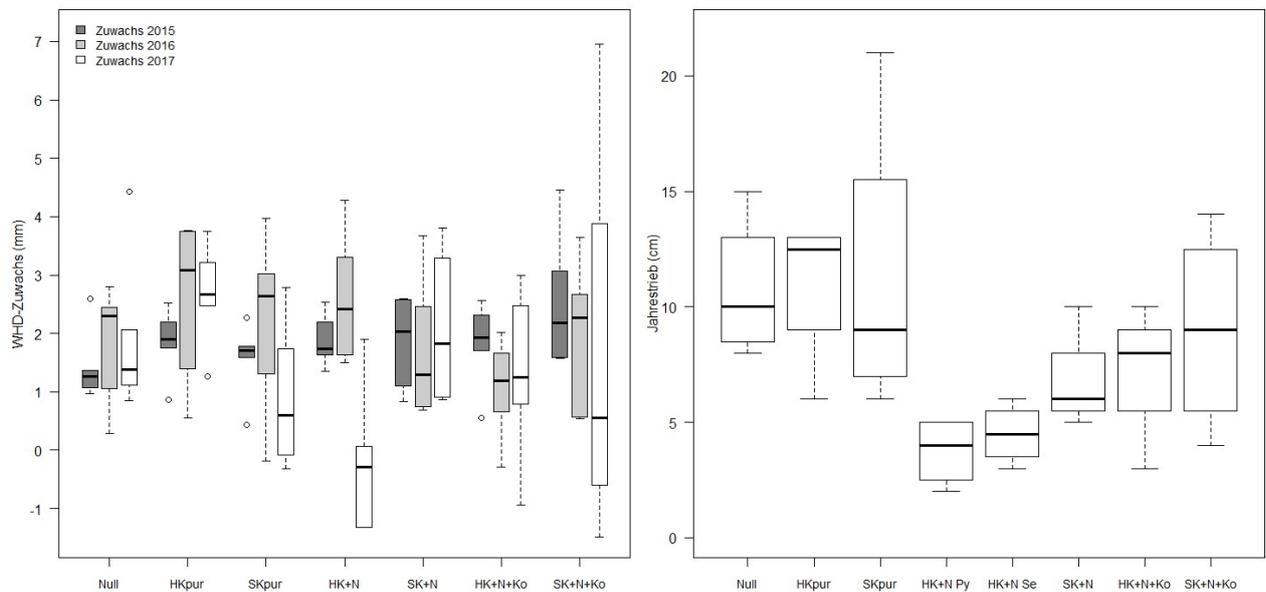


Abbildung 28: Zuwachs des Wurzelhalsdurchmessers (WHD) der Hainbuche in den Jahren 2015 bis 2017 (links) und der Jahrestrieblänge Kiefer im Topfversuch (rechts, $n=4$).

Der durchschnittliche Wurzelhalsdurchmesser von Hainbuche steigt mit der Versuchsdauer kontinuierlich an. Bei der Hainbuche zeigt der Zuwachs des Wurzelhalsdurchmessers im Jahr 2016 deutlich höhere Werte als in der trockenen Vegetationsperiode 2015 (siehe Abbildung 28 (links)). Im Jahr 2015 zeigt die Nullvariante die niedrigsten Zuwächse im Wurzelhalsdurchmesser. Im Jahr 2017 weist der Wurzelhalsdurchmesserzuwachs der Hainbuche deutliche Unterschiede und eine höhere Streuung auf. Durch Absterbeerscheinungen vor allem stärkerer Hainbuchen in den Varianten HK+N und SK+N+Ko liegen die mittleren Wurzelhalsdurchmesser 2017 unter denen des Jahres 2016, deshalb erscheinen dort negative Zuwächse. Zu beachten sind die deutlich geringeren Stichprobenzahlen der stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten.

Die Hainbuchen der Variante HKpur zeigen während der Versuchsdauer die größten Zuwächse im Wurzelhalsdurchmesser und weisen dementsprechend 2017 die höchsten Wurzelhalsdurchmesser auf. Im Topfversuch weisen die Jahrestriebe der Kiefern der Nullvariante und puren Kohlevarianten (HKpur bzw. SKpur) die größten Längen auf (siehe Abbildung 28 (rechts)). Geringe Zuwächse sind bei den stickstoff (+N) nachbehandelten Kohlevarianten zu verzeichnen.

4.4.3.2. Spross-Wurzel-Verhältnis der Trockenmassen

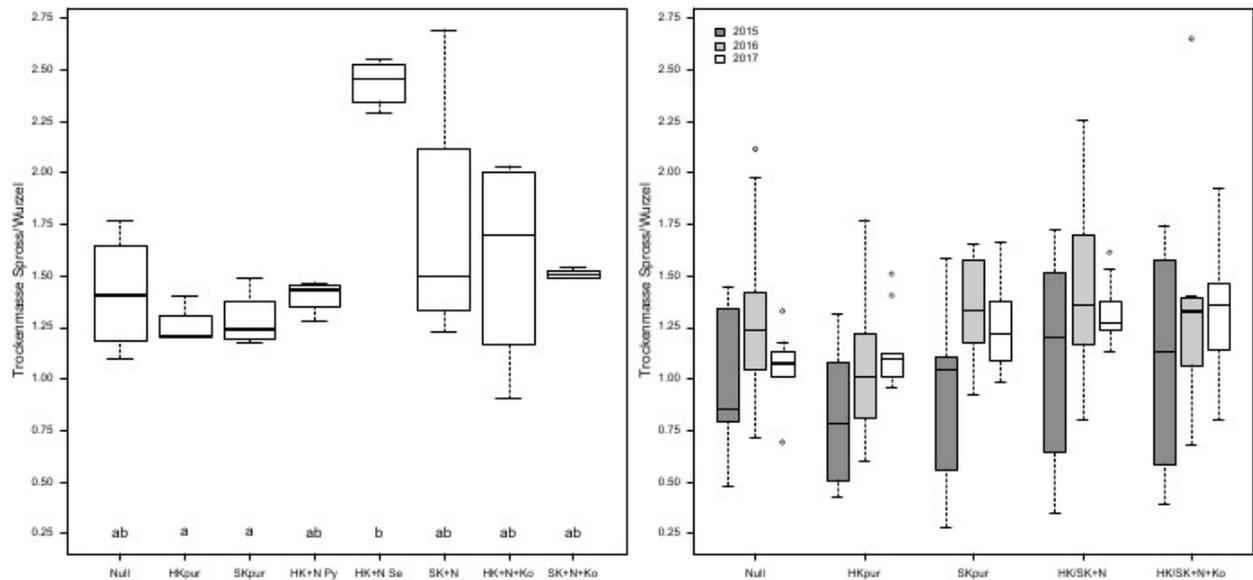


Abbildung 29: Spross-Wurzel-Verhältnis der Trockenmassen der Hainbuche im Topf- (links) und Feldversuch (rechts). Unterschiedliche Buchstaben bezeichnen signifikante Unterschiede innerhalb eines Jahres (Signifikanzniveau $p < 0,05$), $n=9$.

Beide Baumarten zeigen im Feldversuch mit fortschreitender Versuchsdauer ansteigende Spross-Wurzel-Verhältnisse.

Die Spross-Wurzel-Verhältnisse der Trockenmassen liegen bei der Hainbuche im Topfversuch höher als im Feldversuch (siehe Abbildung 29). In beiden Versuchen wurden etwa 50 cm hohe Hainbuchen gepflanzt. Die Hainbuchen der reinen Kohlevarianten (HKpur bzw. SKpur) weisen im Topfversuch signifikant geringere Werte des Spross-Wurzel-Verhältnisses auf als die Pflanzen der Variante HK+N (Se). Wie auch im Feldversuch zeigen die Hainbuchen der stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten tendenziell höhere Spross-Wurzel-Verhältnisse als bei der Nullvariante und reinen Kohlevarianten. Die Wurzelsysteme sind im Verhältnis zum Spross weniger stark ausgeprägt. Es findet eine bevorzugte Allokation der Biomasse in oberirdische Pflanzenkompartimente statt. Damit zeigt die Hainbuche bereits nach kurzer Zeit eine deutliche Reaktion auf die hohe Stickstoffverfügbarkeit dieser Varianten. Dieses Reaktionsmuster dauert bei der Hainbuche auch während der folgenden Untersuchungen bis ins Jahr 2017 an, so weisen Hainbuchen der Variante HKpur in beiden Versuchen und in allen Versuchsjahren die geringsten Spross-Wurzel-Verhältnisse auf.

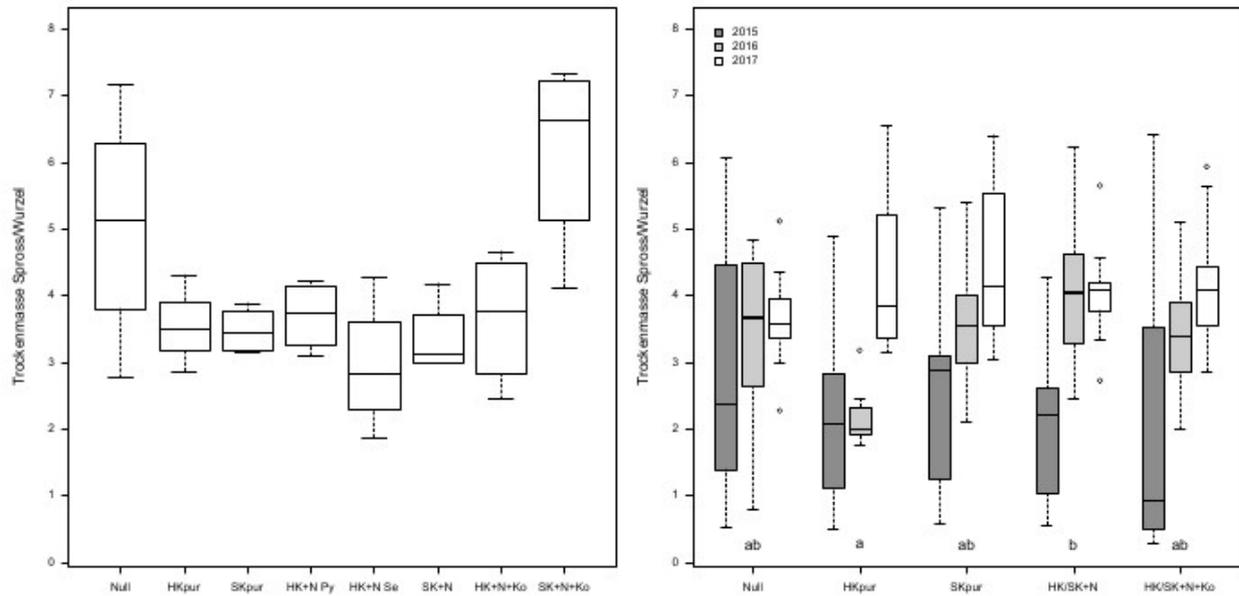


Abbildung 30: Spross-Wurzel-Verhältnis der Trockenmassen der Kiefer im Topf- (links) und Feldversuch (rechts). Unterschiedliche Buchstaben bezeichnen signifikante Unterschiede innerhalb eines Jahres (Signifikanzniveau $p < 0,05$), $n=9$.

Die Spross-Wurzel-Verhältnisse der Kiefer zeigen im Vergleich zur Hainbuche deutlich höhere Werte (siehe Abbildung 30). Auch hier liegen die Werte im Topfversuch durchweg höher als im Feldversuch. Im Feldversuch weisen die Kiefern der Variante HKpur 2016 signifikant geringere Spross-Wurzel-Verhältnisse als die Kiefern der stickstoffnachbehandelten (+N) Kohlevarianten. Ein Jahresvergleich 2015 und 2016 ist jedoch nicht möglich, da im Jahr 2016 eine Neupflanzung mit einjährigen Kiefernpflanzen vorgenommen wurde. Bei der Pflanzung im Jahr 2015 wurden zweijährige Pflanzen verwendet. Im Gegensatz zur Hainbuche zeigt die Kiefer im Jahr 2017 kaum noch Unterschiede zwischen den Versuchsvarianten. Das Reaktionsmuster im Spross-Wurzel-Verhältnis wird bei der Kiefer somit weniger langfristig beibehalten.

4.4.3.3. Trockenmassen der Feinwurzeln

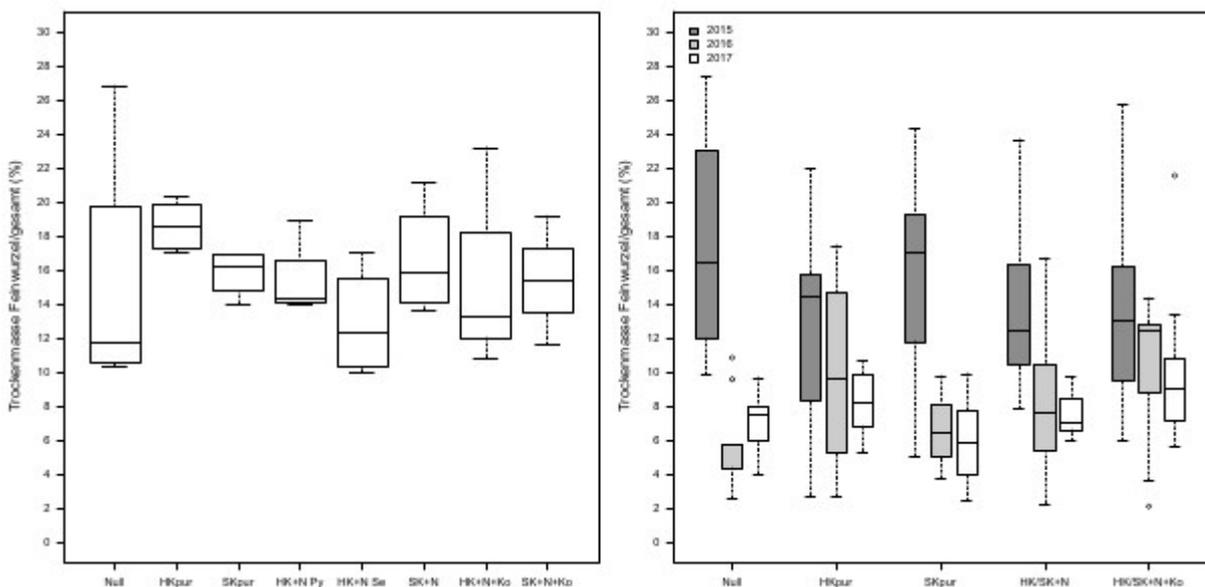


Abbildung 31: Anteil der Feinwurzeltrockenmasse an der Gesamttrockenmasse der Hainbuchen in % im Topf- (links) und Feldversuch (rechts), $n=9$.

Der Anteil der Feinwurzeltrockenmasse an der Gesamttrockenmasse der Hainbuchen ist in Abbildung 31 dargestellt. Während der Feinwurzelanteil im Topfversuch und 2015 im Feldversuch zwischen 10 und

20 % (Median) liegt, sind in den Jahren 2016 und 2017 geringere Feinwurzelanteile zwischen 6 % und 12 % (Median) zu beobachten. Ein Trend zu abnehmenden Feinwurzelanteilen an der Biomasse ist für den Untersuchungszeitraum für alle Kohlevarianten festzustellen. Die Nullvariante zeigt im Topfversuch mit 15 % den geringsten Feinwurzelanteil, während sie im Jahr 2015 mit 18,1 % (arithmetisches Mittel) den höchsten Wert aufweist.

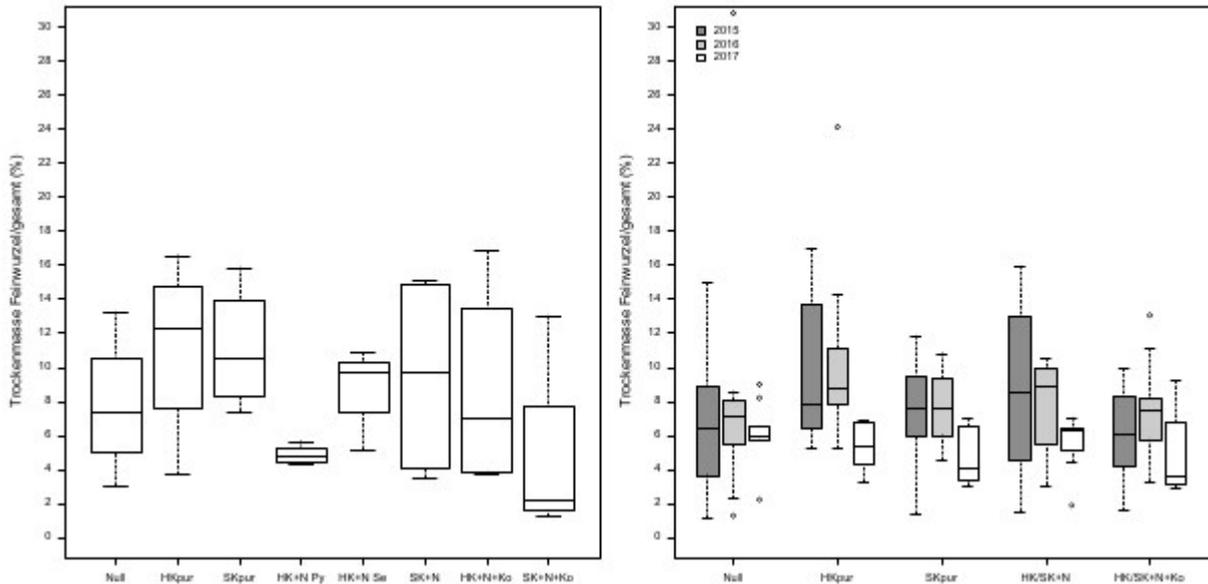


Abbildung 32: Anteil der Feinwurzel trockenmasse an der Gesamttrockenmasse der Kiefer in % im Topf- (links) und Feldversuch (rechts), n=9.

Im Baumartenvergleich zeigt die Kiefer einen deutlich geringeren Feinwurzelanteil an der Gesamttrockenmasse als die Hainbuche (siehe Abbildung 32). Auffällig ist der geringere Feinwurzelanteil der Varianten HK+N Py und SK+N+Ko im Topfversuch. Die Kiefernpflanzen der reinen Kohlen (HKpur bzw. SKpur) weisen mit 12,6 % bzw. 12,1 % den höchsten Feinwurzelanteil im Topfversuch auf. Bei den Pflanzen der Variante HKpur lässt sich auch im Feldversuch in den Jahren 2015 und 2016 der höchste Feinwurzelanteil an der Gesamttrockenmasse beobachten (arithmetisches Mittel). Die Pflanzen der kompostbehandelten Kohlevarianten (+N+Ko) zeigen sowohl im Topfversuch (nur SK+N+Ko) als auch im Feldversuch meist die geringsten Feinwurzelanteile.

4.4.3.4. Anteile an mykorrhizierten und trockenen Feinwurzelspitzen

Der Mykorrhizierungsgrad der Feinwurzeln der Hainbuche liegt nach drei Vegetationszeiten im Jahr 2016 im Median über 80 % und weist signifikante Unterschiede auf (siehe Abbildung 33 (links)). Die Nullvariante und reinen Kohlevarianten (HKpur und SKpur) liegen etwa auf gleichem Niveau und zeigen die geringsten Anteile mykorrhizierter Wurzelspitzen. Die nachbehandelten Kohlevarianten mit Stickstoff (+N) und Kompost (+N+Ko) zeigen höhere Mykorrhizierungsgrade der Feinwurzeln.

Die 2016 gepflanzte Kiefer weist nach nur einer Vegetationszeit ähnlich hohe Mykorrhizierungsgrade wie die Hainbuche auf. Die Kieferfeinwurzeln der stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten weisen tendenziell geringere Werte als die der reinen Kohlen auf. Damit kann im Baumartenvergleich für die stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten eine gegenläufige Reaktion in der Wurzelmykorrhizierung festgestellt werden.

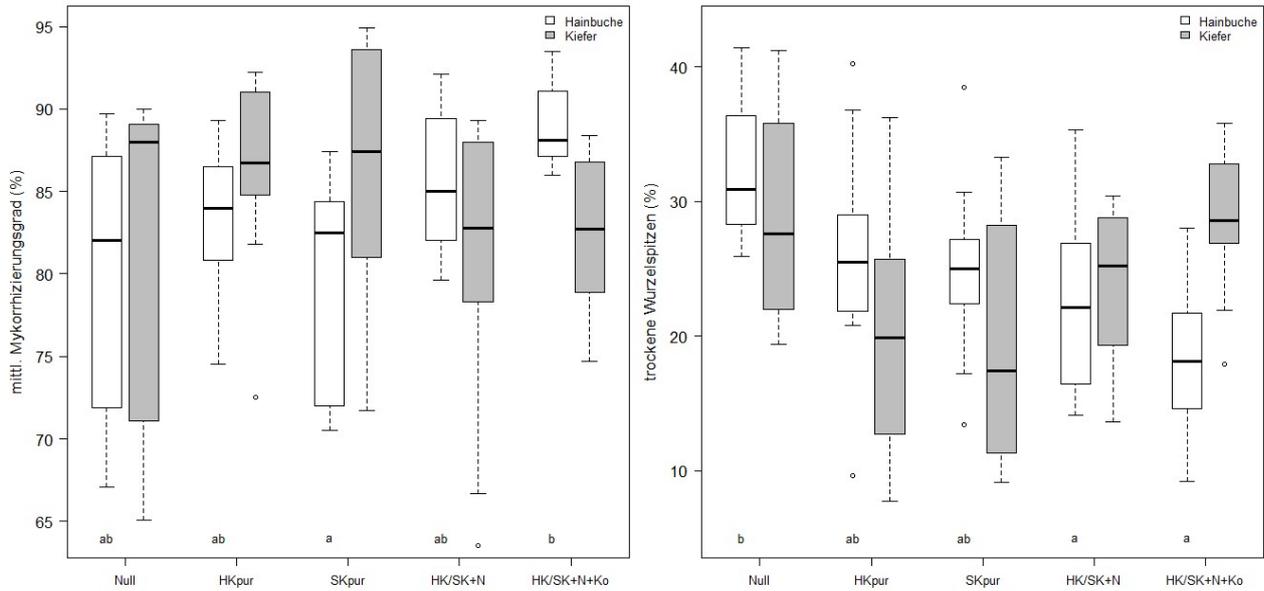


Abbildung 33: Links: Mykorrhizierungsgrad der Feinwurzeln von Hainbuche und Kiefer im Oktober 2016 [%]. Rechts: Anteil trockener Feinwurzelspitzen Hainbuche und Kiefer im Oktober 2016 [%]. Unterschiedliche Buchstaben bezeichnen signifikante Unterschiede innerhalb einer Baumart bei einem Signifikanzniveau von $p < 0,05$.

Die untersuchten Hainbuchen der Nullvariante weisen im Jahr 2016 mit 32 % einen signifikant höheren Anteil trockener Wurzelspitzen auf als die Hainbuchen der stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten mit 23 % bzw. 18 % (siehe Abbildung 33 (rechts)). Bei der Kiefer liegt der Anteil trockener Wurzelspitzen mit Ausnahme der stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten niedriger als bei der Hainbuche der gleichen Variante. Die reinen Kohlevarianten weisen weniger trockene Feinwurzelspitzen auf. Dieser Effekt ist jedoch nicht signifikant.

4.4.3.5. Zusammenfassung der spross- und wurzelmorphologischen Reaktionen

Als Reaktion auf die außergewöhnlich trockene Vegetationsperiode zeigen sich 2015 geringere Zuwächse im Wurzelhalsdurchmesser der Hainbuche als im Jahr 2016.

Die Kiefer zeigt den negativen Einfluss der stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten während der Initialphase des Versuches besonders deutlich. Die Kiefern der stickstoff- (+N) nachbehandelten Kohlevarianten haben im Topfversuch geringere Zuwächse im Jahrestrieb als die Kiefern der reinen Kohlevarianten und der Nullvariante.

Die Hainbuchen der Variante HKpur zeigen besonders in den Jahren 2016 und 2017 die höchsten Zuwächse im Wurzelhalsdurchmesser.

Die Hainbuchen der stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten zeigen im gesamten Versuchszeitraum höhere Spross-Wurzel-Verhältnisse. Im Jahr 2017 ist bei der Kiefer keine Differenzierung im Spross-Wurzel-Verhältnis zu beobachten. Das Reaktionsmuster dauert somit weniger lang an, als bei der Hainbuche. Im Jahr 2015 können geringere Spross-Wurzel-Verhältnisse und höhere Feinwurzeltrockenmassen an der Hainbuche beobachtet werden. Die Hainbuchen der kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevariante weisen tendenziell geringere Feinwurzeltrockenmassen auf. Die Hainbuchen und Kiefern der Variante HKpur weisen geringe Spross-Wurzel-Verhältnisse und hohe Feinwurzeltrockenmassen auf.

Die Hainbuchen der kompostnachbehandelten (+N+Ko) Kohlevarianten weisen nach drei Vegetationsperioden höhere Mykorrhizierungsgrade an den Feinwurzeln auf. Die Reihenfolge absteigender Mykorrhizierung stellt sich folgendermaßen dar: +N+Ko > +N > pure Kohlen und Null. Die Anteile toter Wurzelspitzen zeigen einen reziproken Verlauf. Die Kiefern der stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten zeigen dagegen nach einer Vegetationsperiode geringere Mykorrhizierungsgrade als die Kiefern der reinen Kohlen- und der Nullvariante.

Die Hainbuchen der Nullvariante zeigen 2016 höhere Anteile trockener Wurzelspitzen als die Hainbuchen der stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten. Damit ergeben sich Hinweise auf baumartenspezifische Reaktionsmuster gegenüber einer hohen Stickstoffverfügbarkeit.

4.4.4. Elementgehalte der Kompartimente Blatt/Nadel und Feinwurzel

4.4.4.1. Stickstoffgehalt und SPAD-Werte

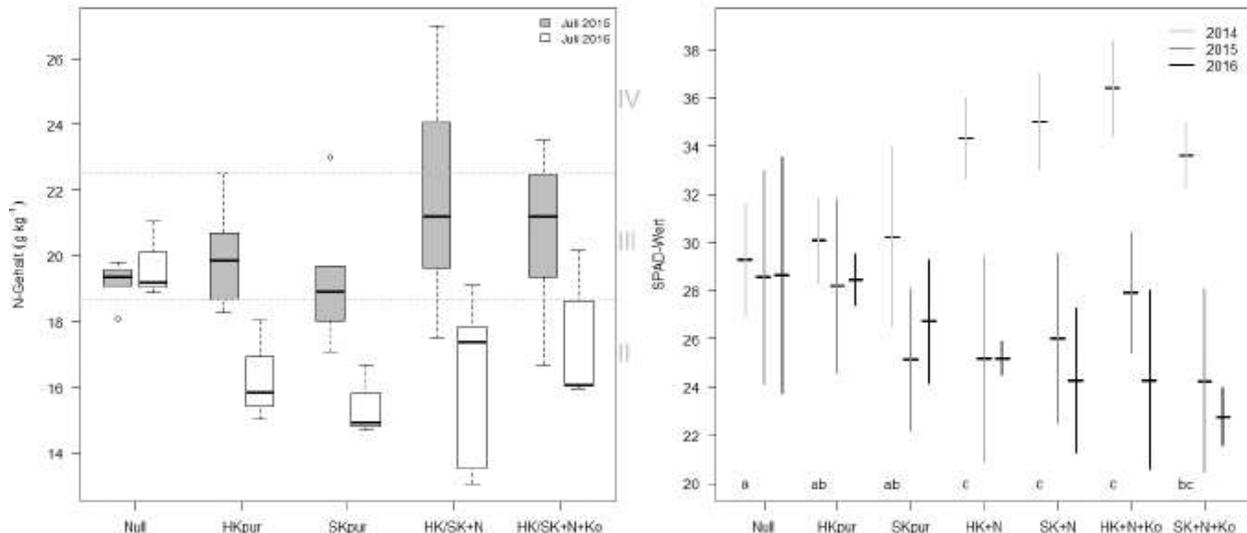


Abbildung 34: Links: Stickstoffgehalte der Hainbuchenblätter im Juli 2015 und 2016. Waagerechte gestrichelte Linien kennzeichnen die Grenzen des ausreichenden bis optimalen Versorgungszustandes nach Krauß und Heinsdorf (2005), $n=6$. Rechts: SPAD-Werte der Hainbuchenblätter 2014-2016. Mittelwerte mit Standardabweichungen des Mittelwertes. Unterschiedliche Buchstaben bezeichnen signifikante Unterschiede innerhalb eines Jahres (Signifikanzniveau $p<0,05$, $n=6$).

Die Stickstoffgehalte der Hainbuchenblätter zeigen im Jahresvergleich 2015 und 2016 eine deutliche Abnahme in allen Kohlevarianten (siehe Abbildung 34 (links)), während die Nullvariante weitgehend stabile Stickstoffgehalte aufweist. Im Jahr 2016 scheint die Stickstoffernährung der Hainbuchen der Kohlenvarianten im mangelhaften Versorgungszustand nach Krauß und Heinsdorf (2005) zu sein. Die Hainbuchen zeigen überraschend niedrige Werte im Stickstoffversorgungszustand. Die SPAD-Werte als relatives Maß für den Chlorophyll- bzw. Stickstoffgehalt der Blätter zeigen im Jahr 2014 einen deutlichen Einfluss der Nachbehandlung der Kohlen (siehe Abbildung 34 (rechts)). Die stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten unterscheiden sich signifikant von der Nullvariante und den reinen Kohlevarianten (HKpur bzw. SKpur). Die Hainbuchen der reinen Kohlevarianten (HKpur und SKpur) liegen 2014 im SPAD-Wert leicht über der Nullvariante. Im Folgejahr weisen beide Kohlevarianten niedrigere SPAD-Werte als die Hainbuchen der Nullvariante auf. Die Hainbuchen der Versuchsvarianten Null und pure Holzkohlen (HKpur und SKpur) weisen im Jahr 2015 ähnliche Stickstoffgehalte in den Blättern auf. Im Folgejahr liegen beide Kohlevarianten deutlich unter der Nullvariante. Die Stickstoffgehalte der Hainbuchenblätter folgen den SPAD-Werten mit einer zeitlichen Verzögerung. Die Hainbuchen der stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten zeigen 2015 und 2016 niedrigere SPAD-Werte als die Nullvariante. Im Blattstickstoffgehalt der Hainbuchen ist dieses Muster erst im Jahr 2016 zu beobachten.

Im Topfversuch weisen die Stickstoffgehalte der Hainbuchenblätter deutliche Unterschiede auf (siehe Abbildung 35). Während die Hainbuchen der Nullvariante und der reinen Kohlenvarianten (HKpur bzw. SKpur) im Mangelbereich der Stickstoffversorgung liegen, sind die stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten im ausreichenden bis optimalen Bereich. Die Variante HK+N Py liegt im Bereich der beginnenden Stickstoffübersversorgung nach Krauß und Heinsdorf (2005).

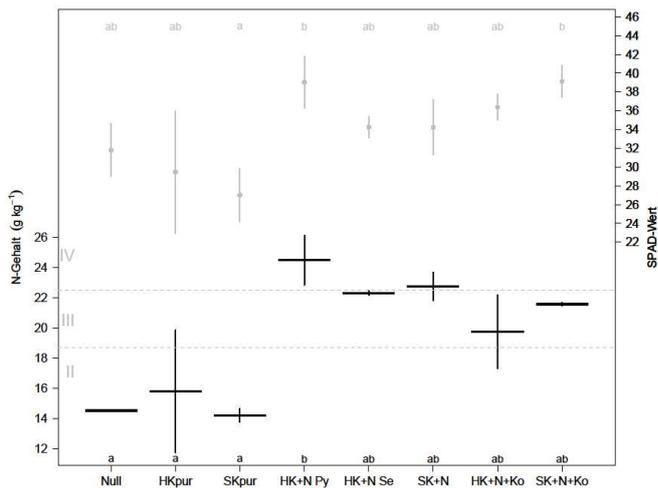


Abbildung 35: Stickstoffgehalte (schwarz, n=4) und SPAD-Werte (grau, n=2) der Hainbuchenblätter im Topfversuch am 13. Juli 2017. Mittelwerte mit Standardabweichungen des Mittelwertes. Waagerechte gestrichelte Linien kennzeichnen die Ober- und Untergrenze des ausreichenden bis optimalen Versorgungszustandes nach Krauß und Heinsdorf (2005). Unterschiedliche Buchstaben bezeichnen signifikante Unterschiede in einem Jahr (Signifikanzniveau $p < 0,05$).

Die am gleichen Termin ermittelten Stickstoff-Blattgehalte und SPAD-Werte zeigen ähnliche Muster. Die Gruppe der Nullvariante und der puren Kohlen (HKpur bzw. SKpur) zeigt deutlich niedrigere Stickstoffgehalte als die Gruppe der stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten. In beiden Untersuchungen zeigt die Variante HK+N Py die höchsten, die Variante SKpur die niedrigsten Werte. In beiden Untersuchungen unterscheiden sich diese Varianten signifikant.

4.4.4.2. Zusammenfassung Ernährung

Die Stickstoffgehalte der Hainbuchenblätter nehmen im Feldversuch im Jahresvergleich 2015/2016 in allen Versuchsvarianten stark ab. Die Nullvariante zeigt dabei die geringste Abnahme. Während im Jahr 2014 bei den Hainbuchen der stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten von einer Überversorgung mit Stickstoff angenommen werden kann, ist die Stickstoffverfügbarkeit in diesen Varianten in den Folgejahren deutlich herabgesetzt.

Zwei Jahre nach Kohleearbeitung zeigen die Hainbuchen in allen Kohlevarianten eine schlechtere (mangelhafte) Stickstoffversorgung als in der Nullvariante. Die Entwicklung der SPAD-Werte zeigt in den Jahren 2015 und 2016 das gleiche Muster.

Die Hainbuchen der puren Kohlen- und Nullvarianten zeigen in der ersten Vegetationsperiode eine mangelhafte, die Hainbuchen der stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten eine optimale Stickstoffversorgung.

Die Hainbuchen der puren Holzkohlevariante zeigen höhere Stickstoffkonzentrationen in den Blättern als die Hainbuchen der puren Spelzenkohlevariante (SKpur).

4.4.5. Physiologische Indikatoren

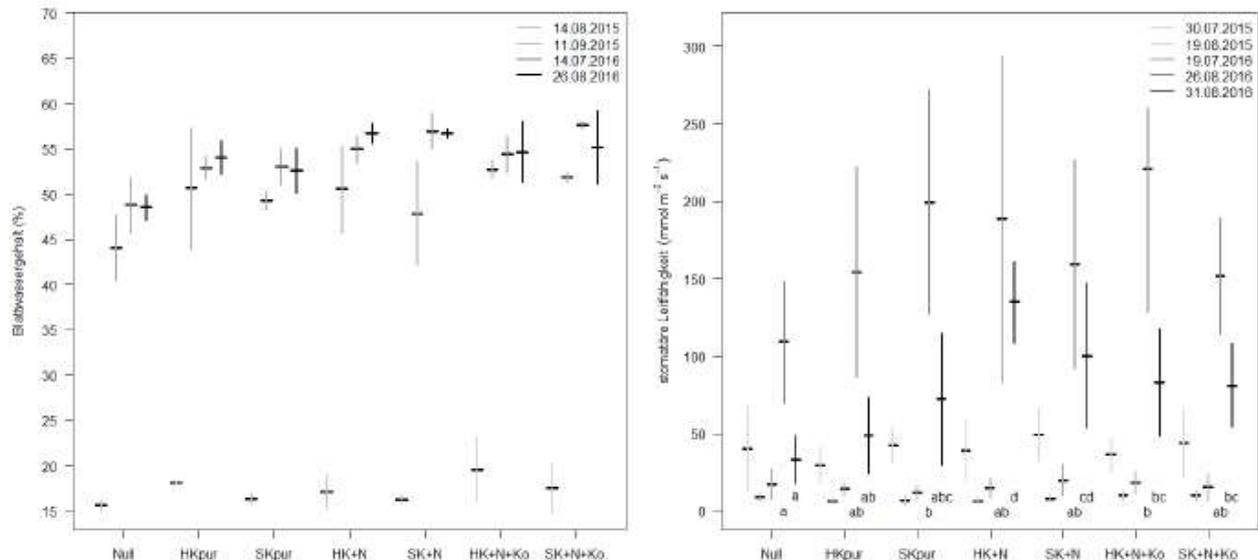


Abbildung 36: Blattwassergehalte (links) und stomatare Leitfähigkeit der Hainbuchenblätter während der Vegetationszeiten 2015 und 2016. Mittelwerte und Standardabweichung. Unterschiedliche Buchstaben bezeichnen signifikante Unterschiede (Signifikanzniveau $p < 0,05$; $n=3$)

Die Blattwassergehalte der Hainbuchenblätter liegen am 14.08.2015 deutlich unter denen der übrigen Termine (siehe Abbildung 36 (links)). Die höchsten Blattwassergehalte konnten am 26.08.2016 beobachtet werden. Die Wassergehalte der Hainbuchenblätter der Nullvariante liegen an allen Messterminen unter denen der Kohlevarianten.

Die Messergebnisse der stomatären Leitfähigkeit der Hainbuchenblätter im Jahr 2015 und im Juli 2016 im Feldversuch liegen in einem niedrigen Bereich und weisen damit auf einen verminderten Wasserdampftransport durch die Stomataöffnungen hin (siehe Abbildung 36 (rechts)). Es bestehen an diesen Terminen kaum Unterschiede zwischen den Versuchsvarianten. An den letzten beiden Messterminen im August 2016 sind zum Teil deutlich höhere Leitfähigkeiten gemessen worden. Die Hainbuchen in den Kohlevarianten weisen dabei durchweg höhere stomatare Leitfähigkeiten als die Hainbuchen der Nullvariante auf. Vor allem die Hainbuchen der stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten scheinen eine weitgehend unverminderte Photosynthese mit geöffneten Stomataöffnungen zu betreiben.

5. Diskussion und Bewertung der Ergebnisse

5.1. Einfluss von Biokohle auf Bodenphysik und Wasserhaushalt einschließlich Folgen der Bodenbearbeitung

5.1.1. Trockenrohdichte

Im Feldversuch führen das Mulchen des Oberbodens und das Fräsen im Zuge der Versuchsvorbereitung zu einer Auflockerung und Sauerstoffzufuhr in tiefere Schichten. Dadurch wird die Trockenrohdichte in den oberen 20 cm deutlich herabgesetzt. Zusätzlich kann der, durch die Bodenbearbeitung (Mulchen, Fräsen) in den Oberboden eingearbeitete Auflagehumus aufgrund des hohen Anteils organischer Biomasse zu einer Senkung der Trockenrohdichte (Scheffer 2002) führen. Auch zwei Jahre nach Bodenbearbeitung hält der Prozess der Bodensetzung noch an. Die typische mittlere Trockenrohdichte in den oberen 20 cm eines Sandbodens beträgt zwischen 1,1 und 1,2 g cm⁻³ (AK Standortskartierung 2003, Paar et al. 2016). Die eingebrachten Kohlen mit ihren Trockenrohdichten zwischen 0,21 und 0,55 g cm⁻³ tragen zusätzlich zur Senkung der Trockenrohdichte in den oberen 20 cm des sandigen Bodensubstrates um 0,1 - 0,5 g cm⁻³ bei.

Dieser Befund bestätigt Ergebnisse von Downie et al. (2009) und Abel et al. (2013). Auch Karhu et al. (2011), Revell (2011) und Berihun et al. (2017) konnten Rückgänge in der Trockenrohdichte zwischen 0,13 und 0,5 g cm⁻³ nach Kohleeinbringung in den Oberboden beobachten. Bereits geringe Eintragungsmengen an Biokohle (1,5 Masse-%) können die Trockenrohdichte eines sandigen Lehms deutlich absenken, zusätzliche Kohlemengen senken die Trockenrohdichte dagegen nur noch geringfügig weiter ab (Rogovska et al. 2011, Devereux et al. 2012).

Das bei den reinen Kohlevarianten (HKpur und SKpur) beobachtete weitere Absinken der Trockenrohdichte in den kohlebeeinflussten Bodenschichten wird durch Ergebnisse von Burrell et al. (2016) bestätigt. Diese anhaltende Wirkung der Biokohle könnte nach Laird et al. (2010) durch eine erhöhte mikro- und makrobielle Aktivität auftreten, die durch die kohlebedingt gleichmäßigere Bodenfeuchte gefördert wird (Lei und Zhang 2013). Diese indirekte Wirkung von Biokohle trägt möglicherweise zu einer verbesserten Bodenstruktur und einer höheren Aggregatstabilität bei. Am Standort des Feldversuches kann die Kombination von Biokohlen-Kohlenstoff mit den kalkhaltigen Mineralphasen langfristig zur Bildung von Makroaggregaten führen (Herath et al. 2013, Lu et al. 2014).

5.1.2. Wasserspeicherfähigkeit

Die Retentionskurven der Versuchsvarianten zeigen durch die Kohleeinbringung eine Erhöhung des Porenvolumens der Mittel- bis Feinporen im Bereich von 0,2 - 50 µm. In reinen Sandböden dominieren die Grobporen bei der Wasserspeicherung. Damit steht durch den Kohleeintrag grundsätzlich mehr Raum für pflanzenverfügbares Kapillar- und Haftwasser zur Verfügung. Die Feldkapazität ist durch die Kohlebeimischung im Oberboden um 13 bzw. 20 Vol.-% (mm) gestiegen.

Luft- und Wasserhaushalt eines Bodens können durch größere Gesamtporenvolumen grundsätzlich positiv beeinflusst werden. Zur Bewertung des Wasserhaushaltes eines Bodens können Wasserhaltekapazität und pflanzennutzbare Feldkapazität (nFK) als Kriterien herangezogen werden. Beide Größen sind stark von Bodenart, Trockenrohdichte des Feinbodens, des Grobbodenanteils und des Humusgehalts abhängig (AK Standortskartierung 2003). Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen, dass sich die Faktoren Bodenart und Grobbodenanteil (0 %) im Versuchszeitraum durch die Kohleeinmischung kaum verändert haben. Durch das Mulchen und Fräsen des Oberbodens im Zuge der Versuchsvorbereitung wurden die mächtige Humusaufgabe (rohhumusartiger Moder) und kleine Teile der Strauchvegetation in den Oberboden eingearbeitet. Diese Biomasse besitzt positive Wirkungen auf die Wasserspeicherfähigkeit des Oberbodens, ebenso die Lockerung des Oberbodens durch die Bearbeitung.

Für den kohleunbehandelten Boden der Nullvariante wurde ein nFK-Wert von 148 mm berechnet. Dieser Wert liegt im oberen Bereich der Substratgruppe „unverlehmte Sande“ in der zweiten Bodenzustandserhebung, für die mittlere nFK-Werte von etwa 140 mm bis maximal 90 cm Bodentiefe berechnet wurden (Paar et al. 2016). Nach der Bewertung der Forstlichen Standortaufnahme (AK Standortkartierung 2003) entspricht dieser Wert einem relativ hohen Bereich der nutzbaren Feldkapazität.

Die Biokohle zeigt in dieser Untersuchung einen positiven Effekt auf die pflanzennutzbare Feldkapazität im Oberboden. Für die Kohlevarianten HKpur bzw. HK+N+Ko kann im Oberboden (0-25 cm) eine Erhöhung um 9,3 bzw. 14,2 Vol.-% (49 % bzw. 75 %) festgestellt werden.

Kammann et al. (2011) haben in ihren Untersuchungen bei Kohlezugaben von 100 bzw. 200 t ha⁻¹ bei einem reinen Sandboden bis zu 24 bzw. 36 % erhöhte Wasserhaltekapazitäten ermittelt. Auch Novak et al. (2012) und Basse et al. (2013) haben in ihren Experimenten eine Erhöhung der Wasserhaltekapazität um 15-23 % durch Biokohlenbeimischung zu sandigem Lehm als Ausgangssubstrat beobachten können. Briggs et al. (2005) konnten bei einem sandigen Lehm durch Zugabe von 5 Massen-% Holzkohle eine Erhöhung der nFK um 6,1 Vol.-% beobachten. Glaser et al. (2002) konnten in Terra Preta-Bereichen in Amazonien eine um 18 % höhere nFK feststellen als in umliegenden holzkohlefreien Bodenbereichen. Gegenteilige Effekte haben dagegen Devereux et al. (2012) für einen sandigen Lehm bei Kohlezugabe von 1,5-5 Masse-% beobachtet. Die niedrigere nutzbare Feldkapazität resultiert möglicherweise aus dem höheren Anteil von Feinporen, mit höherem Anteil nicht pflanzenverfügbaren Totwassers.

Das Ausgangssubstrat „unverlehmter Sand“ hat einen durchschnittlichen Tongehalt von unter 4 %. Je geringer der Tongehalt des Ausgangssubstrates, umso größer kann der Einfluss von Biokohle auf die hydrologischen Bodeneigenschaften sein (Castellini et al. 2015). Abel et al. (2013) stellten bei Zugabe von Biokohle in zwei Versuchsböden fest, dass die Erhöhung der nFK bei einem sandigen Boden deutlich größer ist als bei einem lehmigen Boden. Bei einem tonreichen Boden konnten Major et al. (2010) trotz Zugabe von bis zu 20 t ha⁻¹ keinen Effekt der Kohle auf die Wasserspeicherfähigkeit feststellen.

Der kohleunbeeinflusste Unterboden (25-90 cm Bodentiefe) hat jedoch ebenfalls einen großen Einfluss auf die nFK-Summe, daher erhöht sich die nutzbare Feldkapazität bis 90 cm Bodentiefe um 16,3 % bzw. 24,9 %. Diese Werte übersteigen das anvisierte Versuchsziel, einer 15 %-Verbesserung der nutzbaren Feldkapazität. Für die Wasserversorgung der Pflanzen ist jedoch der Füllstand der nFK zu Beginn der Vegetationszeit entscheidend. Trockene Nichtvegetationszeiten können dazu führen, dass den Pflanzen zu Beginn der Vegetationszeit kein maximal aufgefüllter Bodenwasserspeicher zur Verfügung steht und somit ein erhöhtes Risiko für eine angespannte Wasserversorgung bestehen kann. Dies war zu Beginn der Vegetationszeiten 2014 und 2017 der Fall.

5.1.3. Hydrophobie der Bodenoberfläche

Die gemessenen Versickerungszeiten im Feldversuch während der Vegetationsperiode 2015 waren für einen Sandboden unerwartet hoch und stiegen mit anhaltender Trockenheit bis auf über 250 s 100 ml⁻¹ an. Steubing und Fangmeier (1992) geben für einen Sandboden eine Versickerungszeit von 30 s 100 ml⁻¹ an.

Die Benetzbarkeit des Bodens beeinflusst wichtige hydraulische Bodeneigenschaften wie die Wasserretention und die Wasserleitfähigkeit (Bachmann et al. 2016). Eine reduzierte Benetzbarkeit führt zu einer geringeren Wasserspeicherung, da das Wasser nicht ungehindert infiltrieren kann (Buczko et al. 2002). Weiterhin fördert eine herabgesetzte Benetzbarkeit den Oberflächenabfluss, die Bodenerosion und die Ausbildung von präferentiellen Fließwegen im Bodenkörper (Decker und Ritsema 1994, Bauters et al. 2000). Mit höheren Oberflächenabfluss- und geringeren Infiltrationsmengen sinkt das pflanzenverfügbare Wasserangebot während der Vegetationszeit.

In diesem Versuch haben sich durch die Kohleearbeitung die Gehalte an organischem Kohlenstoff im Oberboden im Vergleich zur Nullvariante mehr als verdoppelt. Die Nullvariante weist 1,2 %, die Kohlevarianten im Mittel 3 % organischen Kohlenstoffs auf.

Einen Zusammenhang zwischen Benetzungshemmung und dem Gehalt an organischen Kohlenstoff im Boden (SOC) haben mehrere Autoren festgestellt (Täumer et al. 2005, Mao et al. 2014). Auch Bachmann et al. (2016) haben eine positive Korrelation zwischen Benetzungshemmung und SOC-Gehalt ab einem Grenzwert von 0,3 % SOC gezeigt. Die Biokohle mit ihren hohen Kohlenstoffanteilen kann je nach Ausgangssubstrat und Pyrolysebedingungen ebenfalls hydrophobe Eigenschaften aufweisen (Kinney et al. 2012), die die Infiltrationsraten des Oberbodens negativ beeinflussen können (Doerr et al. 2000, Robichaud et al. 2008). Bei Laboruntersuchungen von Page-Dumroese et al. (2015) sind bei einer zugegebenen Kohlenmenge von 10 t ha^{-1} , gerade bei geringen Bodenwassergehalten, deutlich reduzierte Infiltrationsraten und erhöhte Infiltrationszeiten beobachtet worden.

Atkinson et al (2010) zeigen, dass die hydrophobe Eigenschaft der Biokohlen zunächst überwunden werden muss, damit die erwünschten Wirkungen (Wasserabsorption und -retention) erreicht werden können. Wallis et al. (1991) und Viviani und Iovino (2004) weisen darauf hin, dass selbst nach vollständiger Durchfeuchtung die Infiltrationsraten von hydrophoben Böden nur etwa 10-50 % von hydrophilen Böden betragen können. Bei sandigen Böden konnten Abel et al. (2013) dagegen keinen Einfluss von Biokohle auf die Durchfeuchtbarkeit von Böden nachweisen.

Durch andauernde Trockenperioden können sich jedoch wieder hydrophobe Eigenschaften ausbilden und die Benetzbarkeit der Bodenoberfläche herabsetzen (Gimpel et al. 2013).

5.2. Einfluss von Biokohle auf den Stickstoffhaushalt

Folgende Prozesse können aufgrund der Bodenbearbeitung zur Versuchsvorbereitung und der Kohleneinarbeitung auftreten.

1. Mulchen: Bodenlockerung, Stickstoffmineralisierung
2. Fräsen: Bodenlockerung, Stickstoffmineralisierung
3. Kohleearbeitung
 - a. kurzfristig: Stickstoffeintrag, -mineralisierung, -immobilisierung, -austrag
 - b. langfristig: Stickstoffimmobilisierung

5.2.1. Einfluss der Bodenbearbeitung auf die Stickstoffmineralisierung

Der Verlauf der Stickstoffausträge der Nullvariante kann als Indikator für die durch die Bodenbearbeitung Ende 2013 und im April 2014 angeregte Mineralisierung interpretiert werden. Die akkumulierten Humusmengen und die Wurzeln des geernteten Bestandes stehen als Ausgangsmaterial für die Zersetzung und Mineralisierung zur Verfügung. Noch Anfang des Jahres 2015 sind erhöhte Werte von Nitrat und Ammonium im Sickerwasser nachzuweisen, bevor sich die Werte ab Mitte 2015 stabilisieren. Es kann daher von erhöhten Mineralisierungsraten vom Zeitpunkt der Bodenbearbeitung bis etwa Mitte 2015 ausgegangen werden.

Prozesse der Stickstoffmineralisierung werden durch biotische Faktoren wie dem organischen Stickstoffanteil im Boden, der Aktivität der Bodenfauna und der Struktur der mikrobiellen Gemeinschaft und der Mykorrhiza im Boden beeinflusst. Auch abiotische Faktoren wie Bodentemperatur, -feuchtigkeit, -durchlüftung und -struktur bestimmen die aktuellen Mineralisationsrate eines Bodens (Nadelhoffer et al. 1991, Knoepp und Vose 2007).

5.2.2. Stickstoffeintrag durch die Biokohlen

In diesem Versuch wurden Kohlen verwendet, die aus dem Ausgangsmaterialien Holzkohle bzw. Getreidespelzen mittels Pyrolyse bei Temperaturen über 650 °C hergestellt wurden. Die Nachbehandlung der Stickstoff- (+N) und Kompost- (+N+Ko) Kohlevarianten mit Ammoniumsulfat hat einen Stickstoffeintrag dieser Kohlevarianten bis zu 1100 kg ha^{-1} ergeben. Dementsprechend ist ein enormer Einfluss auf den Stickstoffkreislauf des Ökosystems zu erwarten. In der Initialphase des Versuches (2014 und 2015) sind Stickstoffausträge aus dem System zu verzeichnen. In der zweiten Phase ab 2016 des Versuches überwiegen Prozesse der Stickstoffimmobilisierung. Dies zeigen die gewählten Indikatoren.

Die Kohle besitzt sowohl eine direkte Wirkung durch mit der Kohle zugeführte Nährstoffe, als auch eine indirekte Wirkung auf den Nährstoffhaushalt eines Bodens. Die indirekte Wirkung resultiert aus Veränderungen von Bodenreaktion, Sorptionskapazität, Wasserhaushalt und mikrobieller Umsetzungsprozesse (sog. „Priming-Effekt“) (Haubold-Rosar et al. 2014). Zunächst werden die chemischen Eigenschaften der eingebrachten Kohlen betrachtet (direkte Wirkung). Die Nährstoffgehalte der reinen Kohlesubstrate werden vor allem durch die verwendeten Ausgangsstoffe und deren Elementgehalte bestimmt. Allgemein sind die Nährstoffpotenziale von reinen Holzkohlen als vergleichsweise gering einzuschätzen. Diese Aussage gilt für alle Makronährstoffe mit Ausnahme von Kohlenstoff. Die hohen Kohlenstoff- bzw. niedrigen Stickstoffgehalte (weites C/N-Verhältnis) der reinen Holzkohlesubstrate in unserem Versuch sind typisch für Kohlen aus holzigen Ausgangssubstraten (Haubold-Rosar et al. 2014). Die reinen Spelzenkohlen (SKpur) enthalten deutlich höhere Mengen an Stickstoff als die reinen Holzkohlen (HKpur).

5.2.3. Stickstoffmineralisierung, -immobilisierung und Stickstoffaustrag

Der Stickstoffaustrag kann vereinfacht als eine Funktion der Mineralisierung, der Immobilisierung (Festlegung) und der Pflanzenaufnahme von Stickstoff aufgefasst werden. Im Extraktionsversuch können die Effekte der Mineralisierung und Festlegung ohne die Pflanzenaufnahme betrachtet werden. Eine konsequente Trennung der Effekte der Mineralisierung und Festlegung bzw. Immobilisierung ist jedoch kaum möglich.

Die im Feldversuch im Vergleich zur Nullvariante erhöhten Nitratausträge mit dem Sickerwasser der reinen Kohlevarianten (HKpur bzw. SKpur, ohne Stickstoffbehandlung), die höheren Deckungsgrade und nitrophileren Arten in der Begleitvegetation geben Hinweise auf einen „Priming-Effekt“ durch die Kohlen, mit Auswirkungen auf die **Stickstoffmineralisierung** im Oberboden.

Biokohlen haben die Eigenschaft als Senke für zahlreiche chemische Verbindungen zu wirken und werden daher oft in der Filtertechnik eingesetzt (Aktivkohlefilter). Im Boden kann die Bindung von nitrifikationshemmenden Substanzen (Phenole u. a.) durch die Kohlen eine erhöhte mikrobielle Umsetzung der organischen Substanz zur Folge haben (Berglund et al. 2004, Wardle et al. 2008, Rogovska et al. 2011). Gundale und DeLuca (2006) beobachteten einen Anstieg der mikrobiellen Biomasse durch die Einarbeitung von Biokohlen. Dempster et al. (2012) haben in ihren Biokohlenversuchen eine um 25 % geringere Nitratauswaschung aus sandigen Böden beobachtet und vermuten eine durch Biokohle herabgesetzte Nitrifikationsrate. Die Bedingungen auf dem Versuchsfeld sind durch einen hohen Boden-pH, eine gute Durchlüftung und einen für Mikroorganismen günstigen Temperaturverlauf im Oberboden gekennzeichnet. An der Ammonifikation, als erstem Schritt der Mineralisation, ist ein breites Spektrum an heterotrophen, aeroben sowie anaeroben Mikroorganismen beteiligt (Carlyle und Malcolm 1986). Deshalb kann dieser Prozess in einem breiten Temperatur-, Sauerstoff- und pH-Bereich stattfinden (Rapp 1991). Die Nitrifikation von Ammonium zu Nitrat ist dagegen stark von Temperatur und pH-Wert abhängig. Sie verläuft bei niedrigen pH-Werten stark gehemmt. Bei mittleren bis höheren pH-Werten, wie in dieser Untersuchung, wird ein Großteil des Ammoniums innerhalb kurzer Zeit nitrifiziert (Hock 1988). In dieser Arbeit kann eine enorme Fähigkeit der Festlegung von Stickstoff durch die Biokohlen festgestellt werden. Die gemessenen mineralisierten Stickstoffmengen der reinen Kohlevarianten liegen im Extraktionsversuch deutlich unter denen der Nullvariante, was auf eine **Stickstoffimmobilisierung** und eine möglicherweise verzögert beginnende Mineralisation schließen lässt. Dieser Befund wird durch die Ergebnisse der Sickerwasseranalysen des Topfversuches bestätigt. Die reinen Kohlevarianten weisen im Topfversuch geringere Nitratkonzentrationen im Sickerwasser als die Nullvariante auf. Dies steht nur scheinbar im Widerspruch zu den Ergebnissen des Feldversuches. Topf- und Extraktionsversuch bilden den Zeitraum unmittelbar nach Kohleeinbringung ab. In dieser Phase ist bereits ein hohes Immobilisierungspotenzial zu beobachten. Aufgrund der weiten C/N-Verhältnisse der reinen Kohlen in Verbindung mit der fehlenden biologischen Aktivierung läuft die Mineralisierung nur gehemmt an.

Innerhalb des ersten Jahres steigt das Mineralisierungspotenzial an, sodass sich die Stickstoffausträge der reinen Kohlen denen der Nullvariante annähern und diese schließlich übersteigen, wie im Feldversuch zu beobachten ist. Das beschriebene Muster weist auf ein wirksames Potenzial zur Stickstofffestlegung der Kohlen und eine möglicherweise verminderte Pflanzenverfügbarkeit des Stickstoffs in der Anfangsphase des Feldversuches hin.

Die Pyrolysetemperaturen der eingesetzten Kohlen von über 400 °C können die resultierende Stickstoffverfügbarkeit für Pflanzen (Wang et al. 2012) verringern. Deshalb kann im landwirtschaftlichen Einsatz eine Stickstoffmangelversorgung auftreten und eine angepasste Stickstoffdüngung bei der Verwendung von Biokohlen erforderlich sein (Gaskin et al. 2008).

Bereits im dritten Jahr (2016) zeigen die Varianten der Stickstoff- (+N) und kompostbehandelten Kohlen (+N+Ko) trotz eines enormen Stickstoffeintrags von bis zu 1133 kg ha⁻¹ und einer damit verbundenen bis zu 30 %-igen Erhöhung des Stickstoffvorrates (Variante SK+N+Ko) meist geringere Stickstoffausträge als die Nullvariante ohne Stickstoffeintrag durch die Kohlen.

Amonette und Joseph (2009) und Downie et al. (2009) weisen auf die hohe Sorptionskapazität für Kationen hin, die aus der sehr großen inneren Oberfläche von Kohlen und den negativen Ladungsüberschüssen an diesen Oberflächen resultiert. Deshalb kann Ammonium besonders stark adsorbiert werden (Lehmann et al. 2006, Yao et al. 2012).

Die Ergebnisse der Sickerwasseruntersuchungen zeigen eindrücklich, dass grundsätzlich auch eine Nitratspeicherung bzw. eine verminderte Nitratauswaschung durch Biokohlen möglich ist, wie auch Mizuta et al. (2004) und Sika und Hardie (2014) in ihren Untersuchungen beobachtet haben.

Voraussetzung ist nach Clough et al. (2013) eine Pyrolysetemperatur der Kohlen von über 600 °C. Kameyama et al. (2012) verweisen auf eine schwache Adsorption von Nitrat an den Biokohlenoberflächen und vermuten eher eine physikalische Absorption des Nitrates in das Innere der Biokohlen ohne eine chemische Reaktion. Joseph et al. (2018) beschreiben eine komplexe Reaktionskette, die nach dem Transport der Ionen entlang eines Konzentrationsgradienten in das Innere der Kohlenporen in eine stabile Ablagerung an organomineralischen Belägen endet. Diese Beobachtung wird von Yao et al. (2012) gestützt, die an Biokohlen mit den größten inneren Oberflächen die stärkste Nitratabsorption beobachtet haben. Auch Borchard et al. (2012) haben den Zusammenhang von steigendem Nitratspeichervermögen bei höheren inneren Oberflächen von Biokohlen beschrieben.

Die Nachbehandlung der Stickstoff- (+N) und kompostbehandelten Kohlen (+N+Ko) geschah durch das Besprühen mit Ammoniumsulfatlösung. Die dadurch eingebrachte Stickstoffmenge von bis zu 1133 kg ha⁻¹ lässt sich 2015 gut anhand der sehr hohen **Stickstoffausträge** mit dem Sickerwasser nachvollziehen. Die Stickstoffausträge folgen im Jahr 2015 keinem saisonalen Verlauf, das heißt auch während der Vegetationszeit sind hohe Nitratausträge zu beobachten. Während dieser Phase übersteigt das Stickstoffangebot die Pflanzenaufnahme und das Festlegungspotenzial im Boden deutlich. Bereits im Jahr 2016 liegen die Sickerwasserausträge von Stickstoff jedoch auf dem Niveau der Nullvariante.

Die Stickstofffraktion in der Bodenlösung besteht zu einem überwiegenden Teil aus Nitrat. Lediglich die Bodenlösung der Kohlenvariante HK+N des Herstellers Pyreg zeigt im Feldversuch bis 2016 höhere Ammoniumkonzentrationen. Die maximalen Ammoniumkonzentrationen im Sickerwasser dieser Kohlevariante beträgt in der Initialphase bis zu 200 mg l⁻¹ (Topfversuch).

Ammonium und Nitrat unterscheiden sich stark in ihrer Mobilität im Boden. Das Ammoniumkation wird durch Austausch- und Fixierungsprozesse von Mikroorganismen und Mykorrhizapilzen sehr stark adsorbiert und kommt in der Bodenlösung meist nur in geringen Konzentrationen vor (Eichhorn 1995). Zudem besitzen die meisten Pflanzen eine starke Präferenz in der Aufnahme von Ammonium als Stickstoffquelle (Carlyle und Malcolm 1986). Die hohe Mobilität des Nitrates bedingt eine rasche Verlagerung mit dem Sickerwasser in tiefere grundwasserleitende Bodenschichten (Hock 1988). Generell kann von einer raschen Umsetzung des freien Ammoniums in Nitrat ausgegangen werden, wie dies auch

Meesenburg et al. (2004) nach einer ähnlich hohen Ammoniumsulfatdüngung in einem Buchenökosystem nachgewiesen haben. Die Austragsmengen von Ammonium betragen weniger als 10 % von Nitrat. In einem stickstoffgesättigten Buchenökosystem hat Eichhorn (1995) einen Ammoniumgehalt von weniger als 5 % des Nitratanteils beobachtet. In der Bodenlösung borealer und temperierter Wälder beobachteten Vitousek et al. (1982) Ammoniumkonzentrationen zwischen 7,2 und 72 mg l⁻¹. Die Varianten der kompostbehandelten Kohlen (+N+Ko) weisen im Topfversuch niedrigere Ammoniumausträge als die stickstoffbehandelten (+N) Kohlen auf. Dies spricht für ein erhöhtes Potenzial zur Ammoniumadsorption durch den Prozess der Kompostierung. Die Kompostierung der Kohlevarianten (+N+Ko) vor Einbringung hatte das Ziel, die Kohlen biologisch zu aktivieren und einen Alterungsprozess künstlich zu beschleunigen. Mit fortschreitender „Alterung“ der Kohlen können durch Oxidation der Kohleoberflächen die negativen Ladungsüberschüsse und somit die Kationenaustauschkapazität nochmals erhöht werden (Liang et al. 2006, Cheng et al. 2008). Für die Stickstoff- (+N) und kompostbehandelten Kohlen (+N+Ko) kann nach etwa drei Versuchsjahren ein sehr hohes Potenzial der Stickstofffestlegung durch die Kohlen bilanziert werden. Ob die Stickstoffspeicherung als Effekt der Nachbehandlung langfristig zur Verfügung steht, kann nach der 4-jährigen Versuchsdauer noch nicht abgeschätzt werden.

5.3. Wirkungen der Biokohle

5.3.1. Begleitvegetation

Der hohe Anteil stickstoffanzeigender Arten im Jahr 2014 und 2015 auf den Parzellen der stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) behandelten Kohlevarianten deutet eine hohe Stickstoffverfügbarkeit auf diesen Parzellen an.

Zeigerpflanzen reagieren durch ihre Funktion als Bioindikator auf Veränderungen des Standortes. Als ortsfeste Organismen reagieren sie, indem sie schwächeren oder stärkeren Wuchs bzw. Vermehrung aufweisen oder verschwinden. Das stärkere Wachstum der Vegetation ist zunächst als Anpassungsprozess an eine bessere Stickstoffverfügbarkeit bzw. eine vollständige Nutzung des Stickstoffpools zu interpretieren und stellt nicht notwendigerweise einen Indikator für eine Stickstoffsättigung des Systems dar (Eichhorn 1995). Die Veränderung der floristischen Zusammensetzung kann ein Indikator für langfristige Belastungszustände sein (Larcher 1994). So weisen nitrophile Pflanzenarten durch die bessere Stickstoffverwertung meist ein stärkeres Wachstum auf und verdrängen an stickstoffärmere Verhältnisse angepasste Pflanzen (Roloff 1989).

Die aufkommende Begleitvegetation wirkt auf den Parzellen der stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) behandelten Kohlevarianten als bedeutender Zwischenspeicher für Stickstoff während der Vegetationsperiode. Durch die nitrophile Artzusammensetzung und die hohen Deckungsgrade sind hier vergleichsweise hohe Stickstoffmengen von etwa 50 kg N ha⁻¹ oberirdisch gebunden. Eichhorn (1995) hat in einem stickstoffgesättigten Buchenökosystem eine oberirdische Stickstoffbindung von 56 kg N ha⁻¹ in der dichten Brennesselvegetation ermittelt.

Die Parzellen der reinen Kohlevarianten liegen im Deckungsgrad zwischen der Gruppe der stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) behandelten Kohlevarianten und der Nullvariante. Dies bestätigt die Theorie des „Priming-Effektes“ der reinen Kohlen.

5.3.2. Stickstoffaufnahme durch Hainbuche und Kiefer

Die enormen Mengen des durch die stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten eingebrachten Stickstoffes lassen sich in den Blattstickstoffgehalten nur während der Initialphase (2014/2015) nachvollziehen. Die Stickstoffgehalte und SPAD-Werte der Hainbuchenblätter dieser Versuchsvarianten zeigen für im Jahr 2015 eine Optimal- bis Überversorgung mit Stickstoff und liegen weit über den reinen Kohlevarianten und der Nullvariante. Die Ergebnisse des Topfversuches lassen für die Initialphase im Jahr 2014 eine noch höhere Stickstoffverfügbarkeit der stickstoff- (+N) und

kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten annehmen. Die Hainbuchen der reinen Kohlen (HKpur bzw. SKpur) weisen im Topfversuch dagegen geringere SPAD-Werte als die Hainbuchen der Nullvariante auf. Dieser Befund bekräftigt eine, im Vergleich zur Nullvariante, reduzierte Stickstoffverfügbarkeit in der Initialphase des Versuches.

Im Feldversuch sinken im Jahr 2016 die Stickstoffgehalte und SPAD-Werte der Hainbuchen in den stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten deutlich ab und liegen unterhalb der Pflanzen der Nullvariante in einem mangelhaften Stickstoffversorgungsbereich. Für die Pflanzen der stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten folgt damit einer Phase mit sehr guter Stickstoffversorgung (2014 und 2015) eine Phase mit deutlich geringerer Stickstoffversorgung.

5.3.3. Schutz vor Trockenstress

Eine Übersicht über die in dieser Arbeit beobachteten Effekte von Trockenheit gibt Tabelle 15. Die kurzfristigen Wirkungen auf die Pflanzen halten bis zum Ende der jeweiligen Trockenperiode an und sind meist reversibel. Die Effekte auf den Boden stehen ab dem Zeitpunkt der Kohleearbeitung zur Verfügung. Die mittelfristigen Wirkungen und Effekte sind innerhalb einer Vegetationszeit zu beobachten bzw. dauern eine Vegetationsperiode an. Die langfristigen Wirkungen und Effekte bilden sich erst in der folgenden Vegetationszeit aus und überdauern die zweite Vegetationszeit.

Tabelle 15: In dieser Arbeit beobachtete kurz-, mittel- und langfristigen Pflanzenreaktionen auf Trockenstress.

Zeitskala	Auswirkungen
kurzfristig	Stomataverschluss, Blattwassergehalt
mittelfristig	frühzeitiger Laubfall, Zurücktrocknen der Zweige, Erweiterung des Wurzelsystems, Wuchsreduktion (Durchmesser), Mortalität
langfristig	Wuchsreduktion (Durchmesser), Veränderung der Blattmorphologie (Fläche, Trockenmasse), Mortalität

Die an der Ausbildung der Stressresistenz beteiligten Pflanzenprozesse sind meist nicht äußerlich sichtbar. Deshalb kommt den **physiologischen Indikatoren**, die die innere Stressbelastung in der Pflanze abbilden, eine wichtige Rolle in der Frühindikation von Stresszuständen zu.

Während Trockenperioden in den Jahren 2015 und 2016 wurde im Feldversuch eine deutlich reduzierte stomatare Leitfähigkeit bei den Hainbuchen in allen Versuchsvarianten festgestellt. An den Messterminen zeigen die Hainbuchen in allen Versuchsvarianten eine Trockenstressbelastung an. Während der späten Vegetationszeit (August) 2016 in einer eher moderaten Trockenperiode zeigen die Hainbuchen der Nullvariante einen stärker reduzierten Wasserdampftransport durch die Stomata, was als Hinweis auf eine höhere Trockenstressbelastung gedeutet werden kann.

Lemoine et al. (2002) haben eine stomatare Leitfähigkeit von etwa 300 - 350 mmol s⁻¹ m⁻² in der unbeschatteten Krone einer gut wasserversorgten Buche gemessen. Für verschiedene Laubbaumarten konnten Buschmann et al. (1999) Werte zwischen 170 und 350 mmol s⁻¹ m⁻² für eine ungehemmt ablaufende stomatare Leitfähigkeit (Maximalwert) ermitteln. Stomatäre Leitfähigkeiten von unter 50 mmol s⁻¹ m⁻² sind als außerordentlich niedrig zu bewerten und nah am Bereich von beginnenden Embolieschäden (Lemoine et al. 2002).

Auch der Blattwassergehalt der Hainbuchen zeigt während der Trockenperioden in den Jahren 2015 und 2016 bei der Nullvariante durchweg geringere Werte als bei den Hainbuchen der Kohlevarianten. Kursar et al. (2009) haben an tropischen Baumarten gezeigt, dass die Toleranz eines niedrigen Blattwassergehaltes ein Vorteil für das Überleben während Trockenperioden ist. Daher ist ein niedriger Blattwassergehalt nicht zwangsläufig Ausdruck eines höheren Stressniveaus, sondern kann auch Ausdruck einer Anpassungsfähigkeit gegenüber Trockenheit sein.

Die Transpiration und das damit ausgelöste Wassersättigungsdefizit in den Zellen ist die treibende Kraft für den Wassertransport vom Boden in die Blätter (Angeles et al. 2004), sie hält das Wasserpotenzial in der Pflanze aufrecht (Cruiziat et al. 2002). Während einer Trockenperiode steht weniger pflanzenverfügbares Wasser im Boden zur Verfügung und der ausgelöste Wassermangel stellt für den Organismus eine stressauslösende Belastung dar. Ein hoher Evaporationsbedarf in Verbindung mit niedrigen Bodenwassergehalten führt zu einem Absinken des Wasserpotenzials. Andauernder Wassermangel im Boden verursacht eine Abfolge von Ereignissen des Wassertransports im System Boden-Pflanze-Atmosphäre (Bréda et al. 2006). Auf Kosten einer reduzierten CO₂-Assimilation werden die Spaltöffnungen geschlossen und Blätter eingerollt. Das Baumwachstum wird reduziert, es werden kürzere Triebe und kleinere Blätter ausgebildet. Auch die Baumvitalität kann beeinträchtigt werden (Riek und Renger 1994, Bréda et al. 2006), so können durch weiter andauernde Austrocknung Alterungsprozesse, zu beobachten an der Vergilbung von Blättern, beschleunigt werden.

Bei andauernder Trockenheit können durch Abbruch der Wassersäule und Gefäßembolien irreversible Schäden im Xylem-Wassertransport auftreten (Tyree und Ewers 1991, Cruiziat et al. 2002). Ein vorzeitiges Absterben von Wurzelspitzen oder Zweigen kann die Folge sein. Das Abwerfen von Blättern oder Zweigen kann als eine Überlebensstrategie interpretiert werden, um weitere Embolieschäden am Spross zu vermeiden (Tyree et al. 1993). Die Minimierung von Transpirationsverlusten (Stomataverschluss) ist aber der effizientere Weg um mit geringem pflanzenverfügbarem Bodenwasser zurechtzukommen (Cochard et al. 2001, Bréda et al. 2006) und daher Ausdruck eines hohen Resilienzvermögens der Pflanze. Trotz teilweise höherer Trockenstressbelastung der Hainbuchen der Nullvariante (stomatäre Leitfähigkeit, Blattwassergehalt) weist die Nullvariante zusammen mit der reinen Holzkohlevariante (HKpur) die höchsten Überlebensraten auf. Dies spricht für eine erfolgreiche Anpassung während der Trockenstressphasen.

5.3.4. Wirkung der Biokohle auf die Vitalität von Hainbuche und Kiefer

5.3.4.1. Mortalität

Die **Hainbuchen** zeigen im Feldversuch eine deutlich geringere Mortalität als die Kiefern. Die Hainbuchen der stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten weisen in den Jahren 2014 und 2015 jedoch deutlich höhere Mortalitätszahlen auf, als die Hainbuchen in beiden reinen Kohlenvarianten und der Nullvariante. Die Hainbuchen der stickstoff (+N) nachbehandelten Kohlevarianten auch noch im Jahr 2016.

Im Topfversuch zeigen die Hainbuchen einer HK+N, der HK+N+Ko und der Nullvariante die höchste Überlebensdauer in der Austrocknungsphase. Die Kiefern der reinen Kohlenvarianten und der Nullvariante überdauern im Topfversuch eine 5-monatige Austrocknungsphase fast ohne Ausfälle. Damit ist kein positiver Einfluss der Kohlen im Vergleich zur Nullvariante hinsichtlich einer höheren Überlebensdauer feststellbar. Weder im Topf- noch im Feldversuch haben sich höhere Überlebensraten im Vergleich zur Nullvariante gezeigt.

Die **Kiefern** zeigen in den Jahren 2014 und 2015 bei den stickstoff- (+N) und kompostnachbehandelten (+N+Ko) Kohlevarianten sehr hohe Mortalitätszahlen. Die kompostnachbehandelte (+N+Ko) Versuchsvariante weist in beiden Jahren einen Totalausfall auf.

Damit zeigen die Überlebenszahlen im Feldversuch für die Kiefer einen deutlichen Zusammenhang mit der Stickstoffverfügbarkeit. Auch die Kiefern der stickstoffnachbehandelten (+N) Kohlevarianten zeigen während des Topfversuches noch in der Bewässerungsphase erste Absterbeerscheinungen. In den Jahren 2016 und 2017 zeigen die im Jahr 2016 gepflanzten Kiefern höhere Überlebensraten als in den Vorjahren, ohne Unterschiede zwischen den Versuchsvarianten.

Für eine Reaktion auf die sehr hohe Stickstoffverfügbarkeit sprechen die Variantenunterschiede in der Initialphase 2014 und 2015 im Feldversuch und im Topfversuch, die ab dem Jahr 2016 kaum noch zu

beobachtet sind. Für den Zeitraum ab 2016 zeigen die Indikatoren Stickstoff-Sickerwasserausträge und -Blattgehalte eine deutlich reduzierte Stickstoffverfügbarkeit im Vergleich zur Nullvariante.

Ammoniak- bzw. Ammoniumtoxizität

Für Buchen- und Kiefersämlinge kann eine bevorzugte Ammoniumaufnahme gegenüber einer Nitraufnahme beobachtet werden (Van Diest 1989, Flaig und Mohr 1992, Paar 1994). Eine überwiegende Ammoniumaufnahme führt zu komplexen physiologischen Veränderungen, die Wachstumsprozesse, Abwehrvermögen und die Trocken- bzw. Frosttoleranz (Regulation der Spaltöffnungen) nachteilig beeinflussen können (Kätzel et al. 2008). Pflanzenschädigende Effekte einer ausschließlichen Ammoniumernährung sind für viele Pflanzenarten in Experimenten nachgewiesen worden (Vines und Wedding 1960, Givan 1979, Eerden 1982, Fangmeier et al. 1994, Gerendás et al. 1997). Nach Pearson und Stewart (1993) weisen Pionierbaumarten wie die Kiefer eine besonders hohe Sensitivität gegenüber Ammonium auf. Untersuchungen von Vollbrecht et al. (1989) und Elmlinger und Mohr (1992) an Kiefer bestätigen diesen Theorie. Die Schwelle, bei der Ammonium-Vergiftungserscheinungen an Pflanzen auftreten, weist starke Unterschiede zwischen den Arten auf. Die Hainbuche wird von Clough et al. (1989) als verhältnismäßig tolerant gegenüber einer Ammoniumaufnahme eingestuft.

Bei hohen pH-Werten (> 7) und Anwesenheit von Ammonium in Pflanzengewebe wird die Ammoniakbildung stimuliert.

Ammoniak kann die Biomembranen leicht durchdringen und unkontrolliert in die Protoplasten der Zellen gelangen (Hock 1988). Durch die ungehinderte Aufnahme können Ammoniakvergiftungserscheinungen in der Pflanze auftreten (Mohr und Dämmgen 2013). Aufgrund seiner alkalischen Wirkung erhöht Ammoniak den Zell-pH und beeinflusst so Enzymreaktionen. Die Wurzelatmung wird gehemmt und es können Störungen des Mineralstoff- und Wasserhaushaltes der Pflanze auftreten. Zudem wird durch eine hohe Ammoniumkonzentration die Nitratreduktaseaktivität gehemmt und so die für die Pflanze günstigere Nitratassimilation behindert (Kinzel 1982).

Aufgrund des chemischen Gleichgewichts von Ammonium und Ammoniak sind die Wirkungen auf die Pflanzen nicht immer klar voneinander zu trennen. Jungk (1970) vermutet jedoch eine stärker toxische Wirkung von Ammoniak, da bei höheren pH-Werten die für einen Schaden notwendige Stoffkonzentration absinkt.

Die genaue stoffliche Ursache für das Absterben von Kiefern und Hainbuchen in der Anfangsphase des Feldversuches kann nicht endgültig geklärt werden. Die Vermutung liegt nahe, dass toxische Konzentrationen von Stickstoffverbindungen wie Ammonium oder Ammoniak eine Rolle spielen (siehe Kasten). Die Ursache der deutlich erhöhten Stickstoffverfügbarkeit liegt in der Stickstoffnachbehandlung der Stickstoff- (+N) und Kompost- (+N+Ko) Kohlevarianten, die einen Stickstoffeintrag bis zu 1133 kg ha^{-1} nach sich gezogen hat.

Die Wuchsbedingungen auf Pionierstandorten sind meist durch eine Stickstofflimitierung gekennzeichnet. Deshalb setzen Pflanzenarten wie die Kiefer, die diese Standorte besiedeln Effizienzstrategien ein, um trotz mäßiger Nährstoffversorgung die volle Stoffwechselleistung zu erreichen und konkurrenzfähig zu bleiben (Ernst 1983). Dazu gehören die Erhöhung der Wirksamkeit der Mineralstoffaufnahme durch stärkeres Wurzelwachstum (Absorptionseffizienz) und eine Erhöhung der Nährstoffverfügbarkeit durch die Wurzelabscheidung von Säuren und Chelatbildnern (Mobilisierungseffizienz). Eine ausgeprägte Gebrauchseffizienz der Nährstoffe (Retranslokationseffizienz), die durch Umverteilung in der Pflanze wiederverwendet und damit längerfristig gespeichert werden, ermöglicht das Überdauern in einem nährstoffarmen Lebensraum (Larcher 1994).

Diese Anpassung an nährstoffarme Standorte macht die Kiefer möglicherweise anfälliger gegenüber einer Nährstoffübersorgung als die Hainbuche, die besser versorgte Standorte besiedelt.

5.3.4.2. Wachstum

Wurzelhalsdurchmesser und Jahrestrieb

Die Hainbuchen der Kohlevarianten haben in der trockenen Vegetationsperiode 2015 einen höheren Zuwachs im Wurzelhalsdurchmesser als die Hainbuchen der Nullvariante. Das deutet möglicherweise darauf hin, dass die Pflanzen der Kohlevarianten das Wachstum während der Trockenperiode in geringerem Maße, als die Pflanzen der Nullvariante haben einschränken müssen. Die erhöhte Wasserhaltekapazität des Oberbodens erlaubt den Hainbuchen der Kohlevarianten eine uneingeschränkte Photosynthese und folglich einen höheren Biomasseaufbau.

Bei der Kiefer zeigen sich im Topfversuch deutlich gehemmte Zuwächse im Jahrestrieb der stickstoff- (+N) nachbehandelten Kohlevarianten.

Allgemein folgt die Wuchsreaktion einer Pflanze auf Umweltfaktoren, wie die Stickstoffverfügbarkeit meist einer Optimumkurve (Magill et al. 1997). In diesem Versuch ist bei den stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten durch den enormen Stickstoffeintrag eine sehr hohe Stickstoffverfügbarkeit zu beobachten. Es kann davon ausgegangen werden, dass der für das Wachstum der Kiefer optimale Bereich der Stickstoffverfügbarkeit überschritten worden ist. Bei der Interpretation von Wuchsreaktionen muss also berücksichtigt werden auf welchem Abschnitt der Optimumkurve sich das Ökosystem befindet. So haben Kahle et al. (2005), Laubhann et al. (2009), Solberg et al. (2009) zwar wachstumsteigernde Effekte durch höhere Stickstoffeinträge festgestellt, die Mehrzahl der beobachteten Ökosysteme zeigt jedoch eine leichte Mangelversorgung mit Stickstoff und befindet sich somit tendenziell im aufsteigenden Kurvenbereich der Optimalkurve (Stefan 1997). Bei jährlichen Stickstoffeinträgen zwischen 50 und 150 kg N ha⁻¹ haben Magill et al. (1997) ein verringertes Wachstum und erhöhte Mortalitätsraten an *Pinus resinosa* im Harvard Forest beobachtet. Der Effekt der verminderten Biomassenzuwächse nach starker Stickstoffdüngung wird in einigen Untersuchungen mit dem Ammonium/Kationen-Antagonismus als Folge einer überwiegenden Ammoniumernährung in Zusammenhang gebracht (Kinzel 1982, Boxman und Roelofs 1988).

Für die Hainbuche sind in dieser Untersuchung keine Zuwachsänderungen in Abhängigkeit von der Stickstoffverfügbarkeit zu beobachten.

Biomasseallokation und Wurzelmorphologie

Die höheren Feinwurzelanteile an der Gesamtbiomasse und niedrigeren Spross-Wurzelverhältnisse der Hainbuchenpflanzen im Feldversuch des Jahres 2015 im Vergleich zu den Jahren 2016 und 2017 können mögliche Anpassungsreaktionen der Pflanzen auf die Dürre im Jahr 2015 sein.

Eine geringe Bodenfeuchtigkeit bzw. ein leichter Trockenstressreiz der Pflanzen, kann zu stärkerem Feinwurzelwachstum führen (Comeau und Kimmins 1989). Auch McMichael und Quisenberry (1993) beobachteten während der Austrocknung eines Bodens eine deutliche Zunahme der Wurzeldichte. Eine verstärkte Biomasseallokation in unterirdische Pflanzenkompartimente trägt zwar zu einer höheren Stressresistenz gegenüber Trockenheit bei (Bréda et al. 2006), bedeutet aber eine zusätzliche Ressourceninvestition.

Der Anteil der Feinwurzelrockenmasse an der Gesamttrockenmasse kann als Indikator des Wasseraufnahmepotentials interpretiert werden. Die Sicherung der Wasseraufnahme durch erhöhtes Wurzelwachstum, verbesserten Wassertransport und eine Wasserspeicherung in den Pflanzengeweben gehört zu den Strategien der Stressresistenz (Saxe et al. 1998).

Die Spross-Wurzel-Verhältnisse der Hainbuchen im Feldversuch weisen nach drei Jahren bei der puren Holzkohlevariante (HKpur) und der Nullvariante geringere Werte auf. Die Kiefer zeigt dieses Muster nicht. An den Hainbuchen und Kiefern der Variante HKpur lassen sich höhere Feinwurzelanteile beobachten. Nach der Theorie der funktionellen Biomasseallokation (Enquist und Niklas 2002, Poorter et al. 2012) kann die Biomasseallokation als eine morphologische Anpassungsreaktion der Pflanze auf eine Mangelversorgung mit Wasser und/oder Nährstoffen interpretiert werden. Die Stickstoffverfügbarkeit

hat einen großen Einfluss auf die Aufteilung in ober- und unterirdische Biomasse (Cambui et al. 2011). Eine bessere Stickstoffversorgung kann beispielsweise zu geringeren Feinwurzelbiomassen (Rapp 1991, Vogt et al. 1986, Eichhorn 1995) führen. Für Douglasie haben Keyes und Grier (1981) und Vogt et al. (1983) auf nährstoffarmen Standorten deutlich höhere Anteile der Feinwurzelbiomasse an der Gesamtbiomasse ermittelt, als auf gut nährstoffversorgten Standorten.

Je schlechter die Nährstoffversorgung, umso stärker kann das Wachstum durch eine Nährstoffgabe angeregt werden. Diese Beobachtung wird durch Zöttl (1964) für das Wachstum von Feinwurzeln in Fichtenbeständen bestätigt. Auf nährstoffarmen Moorstandorten wurde durch Paavilainen (1967) eine deutliche Erhöhung der Feinwurzelbiomasse von Kiefernbeständen durch NPK-Düngung beobachtet. Vogt et al. (1985) haben dagegen für Douglasie eine abnehmende Feinwurzelbiomasse nach NPK-Düngung festgestellt.

Paar (1994) hat in Nährlösungsexperimenten mit Buche den Zusammenhang zwischen steigender Ammoniumaufnahme und einer Abnahme von Feinwurzeln beschrieben. Mögliche Erklärungsansätze sind vielfältig, so werden eine lokale Bodenversauerung oder ein rascher Kohlenhydratverbrauch durch die Ammonium-Aufnahme diskutiert. Ein durch die Ammoniumaufnahme induzierter Kaliummangel wird von Flaig und Mohr (1992) für geringere Wurzeltrockenmassen an Kiefernkeimlingen bei reiner Ammoniumernährung verantwortlich gemacht. Rost-Siebert (1985) berichtet bei reiner Ammoniumernährung von stärkeren Wurzelschäden an Buchenkeimlingen, als bei reiner Nitrat- oder gemischter Ammonium-Nitraternährung.

Aber auch eine hohe Nitratverfügbarkeit kann zu einer veränderten Allokation von Biomasse führen. So wurde in einigen Studien eine Reduktion der Feinwurzelbiomasse durch hohe Nitrifikationsraten in Laubwäldern beobachtet (Aber et al. 1985, Ibrom und Runge 1989, Rapp 1991). Die höhere Mobilität des Nitrations und eine daraus abgeleitete, für eine effektive Stickstoffaufnahme, reduzierte notwendige Wurzelbiomasse wird von Aber et al. (1985) diskutiert.

In dieser Untersuchung ist im Jahr 2015, also nach einer Dürrephase und während einer Phase zum Teil sehr hoher Stickstoffverfügbarkeit, ein Zusammenhang zwischen einer höheren Stickstoffversorgung und abnehmenden Feinwurzelbiomassen bei der Hainbuche zu beobachten. In den Folgejahren liegt die Stickstoffverfügbarkeit besonders auf den Parzellen der stickstoff- (+N) und kompostnachbehandelten (+N+Ko) Kohlevarianten sehr niedrig und unterhalb der Nullvariante. Die höheren Feinwurzelanteile der Hainbuche in den Jahren 2016 und 2017 zeigen damit ebenfalls den Zusammenhang mit der aktuellen Stickstoffverfügbarkeit. Für die Kiefer kann im Jahr 2016 ein schwacher Zusammenhang zwischen der aktuellen Stickstoffversorgung und der gemessenen Feinwurzelbiomassenanteile beobachtet werden. Die im Vergleich zu den Hainbuchen geringeren Feinwurzelmassen der Kiefern stehen im Einklang mit Untersuchungen von Finér et al. (2007), die die Baumarten Buche, Fichte und Kiefer näher untersucht haben. Danach verfügen Laubbäume über höhere Feinwurzelmassen als Nadelbäume. Mit zunehmendem Alter weist die Buche abnehmende, die Kiefer steigende Feinwurzelmassen. Die bessere Anpassung der Kiefer an Trockenheit ist im Jugendstadium eher auf effizientere Schutzmechanismen gegen Wasserverluste zurückzuführen (Kätzel et al. 2015), als auf ein besser entwickeltes Wurzelsystem. In dieser Arbeit zeigen die Hainbuchen der Nullvariante im Feldversuch 2016 einen deutlich höheren Anteil trockener Wurzelspitzen als die übrigen Kohlevarianten.

Die höheren Anteile trockener Wurzelspitzen der Nullvariante im Jahr 2016 kann mit dem Befund der höheren Feinwurzelbiomasse dieser Variante im Jahr 2015 in Zusammenhang gebracht werden. Eine höhere Feinwurzelbiomasse bedingt eine höhere Umsatzrate (Turn-Over). Sie sind demnach Resultat einer Anpassungsreaktion an eine Trockenstressbelastung im Sommer 2015. Bréda et al. (2006) beobachteten höhere Absterbeerscheinungen der Feinwurzeln während Trockenperioden.

Mykorrhizierung

In dieser Untersuchung ist im Sommer 2016 also etwa 2,5 Jahre nach Versuchsanlage und einem damit verbundenen Stickstoffeintrag zwischen 290 und 1130 kg ha⁻¹ bei der Hainbuche kein negativer Einfluss der Kohlen auf die Mykorrhizierung feststellbar. Die Versuchsvarianten mit den höchsten Stickstoffeinträgen (+N und +N+Ko) zeigen im Jahr 2016 sogar leicht höhere Mykorrhizierungsgrade als die Nullvariante. Die geringen Stickstoffgehalte der Bodenlösung dieser Varianten zeigen eine hohe Stickstoff-Immobilisierung durch die Kohlen ab dem Jahr 2016. Die Reihenfolge absteigender Mykorrhizierung stellt sich folgendermaßen dar: +N+Ko > +N > pure Kohlen und Null. Allgemein liegen die Mykorrhizierungsgrade bei der Hainbuche zwischen 70 und 95 %. Die Mykorrhizierung an den Kiefernwurzeln zeigt 2016 nach einer Vegetationszeit keinen Zusammenhang mit der eingetragenen Stickstoffmenge.

Mykorrhizapilze sind in der Lage komplexe organische Verbindungen aufzuschließen (Pena et al. 2013) und Pflanzen mit mineralischen Nährstoffen und Wasser (Wild 1995) zu versorgen. Somit kann die Nährstoffversorgung und die Trockenresistenz von mykorrhizierten Pflanzen erhöht werden (Pena und Polle 2014). Bei Douglasien- und Eichenkeimlingen mit mykorrhizierten Feinwurzeln ist eine verbesserte Wasserversorgung während Trockenphasen beobachtet worden (Parke et al. 1983, Garbaye und Churin 1997). Gründe sind eine höhere Absorptionsoberfläche durch die feinen Hyphen, die einen größeren Anteil des in den Feinporen gebundenen Wassers erschließen können. Weitere positiv wirksame Faktoren einer Mykorrhizierung sind eine effizientere Wasserleitung und eine vergrößerte hydraulische Leitfähigkeit an der Boden-Wurzel-Schnittstelle (Guehl et al. 1992).

Im Zusammenhang mit den „neuartigen Waldschäden“ konnte eine Schädigung der Mykorrhiza durch hohe Stickstoffeinträge beobachtet werden (Meyer 1988). Wöllecke et al. (1999) haben in Nordostdeutschland an einem stark durch Stickstoffdeposition beeinflussten Kiefernbestand eine um 27 % geringere Mykorrhizierung der Wurzelspitzen festgestellt. In einer neueren Untersuchung stellt De Witte (2017), bedingt durch erhöhte atmosphärische Stickstoffeinträge, eine Abnahme der Häufigkeit mykorrhizierter Wurzelspitzen an Buchen fest. Auch Kjølner et al. (2012) beschreiben negative Effekte auf die Mykorrhiza durch steigende Stickstoffdepositionen. Rapp (1991) hat eine abnehmende relative Mykorrhizahäufigkeit an Wurzeln von Altbuchen nach einer Ammoniumsulfatdüngung festgestellt. Mykorrhizapilze können grundsätzlich von einer Biokohlebeigabe in den Boden profitieren, dies wurde für landwirtschaftliche Kulturen nachgewiesen (Graber et al. 2010). Die inneren Poren der Biokohle fungieren dabei als geeigneter Ort für den Austausch von Nährstoffen und Metaboliten zwischen Substrat und Pflanzenwurzeln (Warnock et al. 2010). In dieser Untersuchung ist dieser Effekt allerdings nicht nachgewiesen worden.

Die etwas höheren Mykorrhizierungsgrade der Hainbuchen der stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten können als weiterer Hinweis auf die Immobilisierung (und damit Nicht-Verfügbarkeit) des Stickstoffs durch die Biokohlen zum Zeitpunkt der Probenahme gewertet werden. Dies könnte sich zukünftig als Vorteil für das Überleben während Trockenperioden erweisen. Aufgrund der geringen Unterschiede zwischen den Varianten in der ermittelten Mykorrhizierung, wirken während der Versuchsdauer andere Faktoren wie etwa das Spross-Wurzel-Verhältnis stärker auf die Fähigkeit, Trockenperioden zu überstehen.

5.3.4.3. Blattmorphologie und Blatt-/Nadelzustand

Der 2014 und 2015 im Feldversuch beobachtete Blattabwurf der Hainbuche während der Trockenperioden wurde von einem Wiederaustrieb der Blätter an einigen Pflanzen nach Ende der Trockenperiode begleitet.

Der stressbedingte Blattverlust und der folgende Wiederaustrieb bedeutet im Sinne der Allokation von Biomasse eine Senke, da erneut Ressourcen investiert werden müssen um Assimilationsorgane aufzubauen. Das Wiederaustreiben von frischen Blättern nach der Trockenperiode wurde auch von Roloff

(2001) beschrieben, dass die Hainbuche ein besonderes Vermögen in Trockenperioden grüne Blätter abzuwerfen und bei besseren Wuchsbedingungen wieder auszutreiben, zuschreibt.

Die Hainbuchen haben 2016 im Feldversuch nach der außergewöhnlich trockenen Vegetationsperiode 2015 deutlich kleinere Blätter ausgebildet. Am stärksten ist dieser Effekt bei den Hainbuchen der reinen Kohlevarianten und der Nullvariante. Die Hainbuchen der stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten bilden im Jahr 2016 größere und tendenziell leichtere Blätter als Hainbuchen der Null- und reinen Kohlevarianten aus.

Das Einrollen der Blätter, der Blattabwurf oder die Ausbildung von kleineren Blattorganen ist eine Anpassungsreaktion der Pflanze gegen unkontrollierbare Wasserverluste und dient einer Verkleinerung der transpirierenden Oberflächen (Larcher 1994). Modifikative Anpassungen der Blätter, wie die Ausbildung von kleineren Blättern mit kleineren Spaltapparaten in größerer Dichte auf der Blattoberfläche (Xeromorphose) haben Battaglia et al. (1998) als Reaktion auf wiederholten Trockenstress beobachten können. Dies deckt sich mit Beobachtungen in der Waldzustandserhebung von kleineren Blättern nach einem Trockenjahr an Buche (m.d. Mitteilung, J. Eichhorn). Die Blattfläche ist vor allem Ausdruck der klimatischen Umweltbedingungen des Vorjahres, da die Knospen mit den Blattanlagen bereits im Vorjahr gebildet werden. Dürreperioden im ersten Jahr können zu reduzierten Blattanlagen führen und haben damit einen großen Einfluss auf die Blattfläche (Bréda et al. 2006). Die höheren Überlebenszahlen der Hainbuchen der reinen Kohlevarianten und der Nullvariante bestätigen die Wirksamkeit dieser modifikativen Anpassungsreaktionen.

Der Blatt-/Nadelzustand der Hainbuchen und Kiefern zeigt 2015 einen deutlichen und 2016 immer noch einen schwachen Zusammenhang mit der Stickstoffverfügbarkeit. Es können stärkere Blatt- und Nadelverluste an den Pflanzen der stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) nachbehandelten Kohlevarianten beobachtet werden. Dies wird von Ergebnissen von Flaig und Mohr (1992) bekräftigt, die bei einer reinen Ammoniumernährung an Kiefernkeimlingen Schäden an sämtlichen Kompartimenten und braune Nadelspitzen feststellen konnten.

5.3.5. Wechselwirkungen von Stickstoffverfügbarkeit und Trockenheit

Die Analyse der Überlebenszahlen gibt Hinweise auf eine Wechselwirkung der stickstoff- und trockenstressauslösenden Umweltbedingungen, vor allem in der Anfangsphase des Feldversuches (2014 und 2015). Der Stickstoffeintrag hat auf den Parzellen der stickstoff- (+N) und kompost- (+N+Ko) behandelten Kohlevarianten zu reduzierten Wurzel-Spross-Verhältnissen der Pflanzen geführt. Diese Anpassungsreaktionen sind in dieser Arbeit für die Hainbuche deutlicher als für die Kiefer nachgewiesen worden. Die hohe Mortalität der Kiefer noch während der ersten Vegetationszeit spricht für ein Überschreiten des Anpassungsvermögens in dieser Phase.

Flückiger und Braun (1998) haben die einseitige Förderung der oberirdischen Sprossorgane zu Lasten des Wachstums der für die Wasser- und Nährstoffaufnahme zuständigen Wurzeln durch erhöhte Stickstoffdepositionen festgestellt. Eine Verschiebung der Biomasseallokation hin zu oberirdischen Pflanzenkompartimenten mit höheren Blattbiomassen haben auch McNulty und Boggs (2010) beobachten können. Aus dem damit verbundenen höheren Wasserbedarf bei geringerer relativer Wurzelbiomasse, die die Wasserversorgung sicherstellt, leiten sie eine höhere Anfälligkeit gegenüber Trockenstressbelastungen ab. Im Gegensatz dazu, haben die Bäume auf nährstoffärmeren Standorten ein günstigeres Wurzel-Sprossverhältnis und damit bessere Voraussetzungen für ein Überleben während Trockenperioden.

Magill et al. (2004) haben nach einer Trockenperiode eine höhere Mortalität und vermindertes Wachstum an einem wiederholt stickstoffgedüngten Kiefern-Mischbestand feststellen können. Nach einer außergewöhnlich trockenen Vegetationsperiode 2015 werden im Folgejahr durch die Hainbuche kleinere Blätter mit höherer Trockenmasse ausgebildet. Die modifikative Verkleinerung der Blattflächen nach einer Dürreperiode ist bei den Hainbuchen der kompostnachbehandelten (+N+Ko)

Kohlevarianten weniger stark ausgeprägt, möglicherweise durch eine gleichzeitig wirkende Tendenz zur stickstoffinduzierten Blattflächenvergrößerung.

Die Anpassung der Blattgröße und -fläche kann somit Ausdruck der Stickstoffverfügbarkeit und der Trockenstressbelastung sein. Eine erhöhte Stickstoffverfügbarkeit kann zu größeren Blattflächen führen, während eine vorjährige Trockenstressbelastung kleinere Blattflächen induzieren kann (McNulty et al. 2014). Die Anpassungsreaktion an Trockenstress verläuft für die Hainbuchen der kompostnachbehandelten (+N+Ko) Kohlevarianten damit abgeschwächt und geht mit einer höheren Mortalitätswahrscheinlichkeit einher. Für eine genauere Bewertung dieser Anpassungsreaktion ist die Versuchsdauer jedoch zu kurz.

6. Handlungsempfehlungen

Die Überlebensraten der Kiefern der Nullvariante im Jahr 2014 geben Anlass das Fräsen als kulturvorbereitende Maßnahme unmittelbar vor der Pflanzung kritisch zu hinterfragen. Die Auflockerung des Oberbodens bis in eine Tiefe von 20-30 cm durch das Mulchen sollte mindestens ein halbes Jahr vor der Pflanzung ausgeführt werden, damit sich der Boden zum Zeitpunkt der Pflanzung setzen kann. Auch aufgrund der erforderlichen Aufsättigungszeit sollte die Kohleeinarbeitung zu Beginn der Nichtvegetationszeit erfolgen, damit sich die Biokohle bis zum Beginn der Vegetationszeit maximal aufsättigen kann und die volle nutzbare Feldkapazität zum Pflanzzeitpunkt zur Verfügung steht. Die Nachbehandlung der Kohlen mit Stickstoff und Kompostierung hat keine positiven Effekte auf das Anwuchsverhalten von Hainbuchen und Kiefern gezeigt. Im Gegenteil, die Anwuchsbedingungen haben sich in den ersten beiden Versuchsjahren zum Teil deutlich verschlechtert (Stickstoffverfügbarkeit, Konkurrenz durch Begleitvegetation). Daher lautet die Empfehlung nur pure Kohlesubstrate zu verwenden.

In der Initialphase des Versuches (2014 und 2015) zeigen auch die Parzellen der puren Kohlesubstrate eine enorme Dynamik in der Stickstoffverfügbarkeit durch veränderte Mineralisations- und Immobilisierungsprozesse. Die Kulturbegründung sollte daher idealerweise mindestens zwei Jahre nach einer Kohleeinarbeitung erfolgen auch wenn dies in der forstlichen Praxis schwer zu realisieren ist. Je geringer der Tongehalt des Ausgangssubstrats, umso höher kann die positive Wirkung der Kohlen auf die nutzbare Feldkapazität sein. Daher ist im Vorfeld der Kohleeinarbeitung eine präzise Substratkartierung von in Frage kommenden Flächen unerlässlich. Dies dient der Abschätzung der notwendigen Kohlemengen für eine angestrebte Verbesserung der nutzbaren Feldkapazität. Aufgrund der hohen Kosten von Herstellung, Transport und Einarbeitung der Kohlesubstrate ist eine Kosten-Nutzen-Abwägung unerlässlich. Der Einsatz von Biokohlen sollte hinsichtlich des Geländewasserhaushaltes nur auf den schwächsten Standorten erfolgen. Dies sind Standorte aus ton- und schluffarmen Sandsubstraten und fehlendem Grundwasseranschluss. Das hohe Immobilisierungspotenzial der Biokohle für Stickstoff erlaubt auch andere Anwendungsszenarien als die Kulturbegründung. So kann der Nitrataustrag mit dem Sickerwasser deutlich reduziert werden. Aus Gründen des Grundwasserschutzes kann daher eine räumlich begrenzte Anwendung sinnvoll erscheinen.

7. Ausblick und Forschungsbedarf

Die Versuchsfläche im Forstamt Lampertheim sollte auch nach Ablauf des Projektes als Versuchsfläche zur Verfügung stehen, da erhebliche Investitionen zur Versuchsanlage geleistet wurden. Auch zukünftig können Bonitätsparameter der Pflanzen aufgenommen werden, um Veränderungen in der Wuchsdynamik und positive wie negative Wirkungen der Kohlen zu erfassen und zu bewerten. Ein Aufnahmeturnus von etwa 3 bis 5 Jahren sollte genügen, da sich die Verhältnisse auf dem Versuchsfeld weitgehend stabilisiert haben.

Literaturverzeichnis

- Abel, S., Peters, A., Trinks, S., Schonsky, H., Facklam, M., & Wessolek, G. (2013). Impact of biochar and hydrochar addition on water retention and water repellency of sandy soil. *Geoderma*, 202, 183-191.
- Aber, J. D., Melillo, J. M., Nadelhoffer, K. J., McLaugherty, C. A., & Pastor, J. (1985). Fine root turnover in forest ecosystems in relation to quantity and form of nitrogen availability: a comparison of two methods. *Oecologia*, 66(3), 317-321.
- AG Boden (2005). *Bodenkundliche Kartieranleitung (KA5)*.
- Amonette, J. E., & Joseph, S. (2009). Characteristics of biochar: microchemical properties. *Biochar for environmental management: Science and technology*, 33.
- Angeles, G., Bond, B., Boyer, J. S., Brodribb, T., Brooks, J. R., Burns, M. J., ... & Davis, S. D. (2004). The cohesion-tension theory. *New Phytol*, 163(3), 451-452.
- Arbeitskreis Standortkartierung (2003). *Forstliche Standortkartierung*. Aufl. IHW-Verlag. Eching b. München.
- Artiola, J. F., Rasmussen, C., & Freitas, R. (2012). Effects of a biochar-amended alkaline soil on the growth of romaine lettuce and bermudagrass. *Soil Science*, 177(9), 561-570.
- Atkinson, C.; Fitzgerald, J.; Hipps, N. (2010): Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: a review. *Plant Soil* 337: 1-18
- Bachmann, J., Krueger, J., Goebel, M. O., & Heinze, S. (2016). Occurrence and spatial pattern of water repellency in a beech forest subsoil. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 64(2), 100-110.
- Battaglia, M., Cherry, M. L., Beadle, C. L., Sands, P. J., & Hingston, A. (1998). Prediction of leaf area index in eucalypt plantations: effects of water stress and temperature. *Tree Physiology*, 18(8-9), 521-528.
- Basso, A. S., Miguez, F. E., Laird, D. A., Horton, R., & Westgate, M. (2013). Assessing potential of biochar for increasing water-holding capacity of sandy soils. *Gcb Bioenergy*, 5(2), 132-143.
- Bauhus, J. (1996). C and N mineralization in an acid forest soil along a gap-stand gradient. *Soil Biology and Biochemistry*, 28(7), 923-932.
- Bauters, T. W. J., Steenhuis, T. S., DiCarlo, D. A., Nieber, J. L., Dekker, L. W., Ritsema, C. J., Parlange, J.Y. & Haverkamp, R. (2000). Physics of water repellent soils. *Journal of Hydrology*, 231, 233-243.
- Berglund, L. M., DeLuca, T. H., & Zackrisson, O. (2004). Activated carbon amendments to soil alters nitrification rates in Scots pine forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(12), 2067-2073.
- Berihun, T., Tadele, M., & Kebede, F. (2017). The application of biochar on soil acidity and other physico-chemical properties of soils in southern Ethiopia. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 180(3), 381-388.
- Bolte, A., Anders, S., & Roloff, A. (2002). Schätzmodelle zum oberirdischen Vorrat der Waldbodenflora an Trockensubstanz, Kohlenstoff und Makronährelementen. *Allg Forst Jagdztg*, 173, 57-66.
- Borchard, N., Wolf, A., Laabs, V., Aeckersberg, R., Scherer, H. W., Moeller, A., & Amelung, W. (2012). Physical activation of biochar and its meaning for soil fertility and nutrient leaching—a greenhouse experiment. *Soil Use and Management*, 28(2), 177-184.
- Boxman, A. W., & Roelofs, J. G. (1988). Some effects of nitrate versus ammonium nutrition on the nutrient fluxes in *Pinus sylvestris* seedlings. Effects of mycorrhizal infection. *Canadian Journal of Botany*, 66(6), 1091-1097.
- Bréda, N., Huc, R., Granier, A., & Dreyer, E. (2006). Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. *Annals of Forest Science*, 63(6), 625-644.
- Briggs, C. M., Breiner, J., & Graham, R. C. (2005). Contributions of *Pinus Ponderosa* charcoal to soil chemical and physical properties. In *The ASACSSA-SSSA International Annual Meetings*. Salt Lake City, USA.
- Buczko, U., Bens, O., Fischer, H., & Hüttl, R. F. (2002). Water repellency in sandy luvisols under different forest transformation stages in northeast Germany. *Geoderma*, 109(1-2), 1-18.
- Bundy, L. G., & Meisinger, J. J. (1994). Nitrogen availability indices. *Methods of Soil Analysis: Part 2—Microbiological and Biochemical Properties*, 951-984.
- Burrell, L. D., Zehetner, F., Rampazzo, N., Wimmer, B., & Soja, G. (2016). Long-term effects of biochar on soil physical properties. *Geoderma*, 282, 96-102.

- Buschmann, C., Bilke, S., Längle, T., & Lichtenthaler, H. K. (1999). Einfluß von Trockenstreß auf die Photosyntheseaktivität verschiedener Ökotypen der Buche. Baden-Württemberg Projekträgerchaft „Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherheit, Abschlussbericht.
- Cambui, C. A., Svennerstam, H., Gruffman, L., Nordin, A., Ganeteg, U., & Näsholm, T. (2011). Patterns of plant biomass partitioning depend on nitrogen source. *PLoS One*, 6(4), e19211.
- Carlyle, J. C., & Malcolm, D. C. (1986). Nitrogen availability beneath pure spruce and mixed larch+ spruce stands growing on a deep peat. *Plant and Soil*, 93(1), 95-113.
- Case SDC, Mcnamara NP, Reay DS, Whitaker J (2012) The effect of biochar addition on N₂O and CO₂ emissions from a sandy loam soil - The role of soil aeration. *Soil Biology & Biochemistry*, 51, 125-134.
- Castellini, M., Giglio, L., Niedda, M., Palumbo, A. D., & Ventrella, D. (2015). Impact of biochar addition on the physical and hydraulic properties of a clay soil. *Soil and Tillage Research*, 154, 1-13.
- Chan, K. Y., Van Zwieten, L., Meszaros, I., Downie, A., & Joseph, S. (2008). Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. *Soil Research*, 45(8), 629-634.
- Chang, S. X., & Robison, D. J. (2003). Nondestructive and rapid estimation of hardwood foliar nitrogen status using the SPAD-502 chlorophyll meter. *Forest Ecology and Management*, 181(3), 331-338.
- Cheng, C. H., Lehmann, J., & Engelhard, M. H. (2008). Natural oxidation of black carbon in soils: changes in molecular form and surface charge along a climosequence. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 72(6), 1598-1610.
- Clough, E. C. M., Pearson, J., & Stewart, G. R. (1989). Nitrate utilization and nitrogen status in English woodland communities. In *Annales des Sciences Forestières* (Vol. 46, No. Supplement, pp. 669s-672s). EDP Sciences.
- Clough, T., Condon, L., Kammann, C., & Müller, C. (2013). A review of biochar and soil nitrogen dynamics. *Agronomy*, 3(2), 275-293.
- Cochard, H., Lemoine, D., Améglio, T., & Granier, A. (2001). Mechanisms of xylem recovery from winter embolism in *Fagus sylvatica*. *Tree Physiology*, 21(1), 27-33.
- Comeau, P. G., & Kimmins, J. P. (1989). Above-and below-ground biomass and production of lodgepole pine on sites with differing soil moisture regimes. *Canadian Journal of Forest Research*, 19(4), 447-454.
- Cruiziat, P., Cochard, H., & Améglio, T. (2002). Hydraulic architecture of trees: main concepts and results. *Annals of forest science*, 59(7), 723-752.
- Dekker, L. W., & Ritsema, C. J. (1994). How water moves in a water repellent sandy soil: 1. Potential and actual water repellency. *Water Resources Research*, 30(9), 2507-2517.
- DeLuca, T. H., Gundale, M. J., MacKenzie, M. D., & Jones, D. L. (2015). Biochar effects on soil nutrient transformations. *Biochar for environmental management: science, technology and implementation*, 2, 421-454.
- Dempster, D. N., Jones, D. L., & Murphy, D. V. (2012). Clay and biochar amendments decreased inorganic but not dissolved organic nitrogen leaching in soil. *Soil Research*, 50(3), 216-221.
- Devereux, R. C., Sturrock, C. J., & Mooney, S. J. (2012). The effects of biochar on soil physical properties and winter wheat growth. *Earth and Environmental Science Transactions of the Royal Society of Edinburgh*, 103(1), 13-18.
- Doerr, S. H., Shakesby, R. A., & Walsh, R. (2000). Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth-Science Reviews*, 51(1-4), 33-65.
- Downie, A., Crosky, A., & Munroe, P. (2009). Physical properties of biochar. *Biochar for environmental management: Science and technology*, 13-32.
- Van der Eerden, L. J. M. (1982). Toxicity of ammonia to plants. *Agriculture and environment*, 7(3-4), 223-235.
- Eichhorn, J. (1995). Stickstoffsättigung und ihre Auswirkungen auf das Buchenwaldökosystem der Fallstudie Zierenberg. *Forschungszentrum Waldökosysteme*.
- Eichhorn, J.; Fiebiger, C.; Suttmöller, J.; Nagel, R. (2013).: Waldbauliche Anpassung an veränderte Klimabedingungen. *AFZ/Der Wald*, 68. Jg., 13, 14-16.
- Elmlinger, M. W., & Mohr, H. (1992). Glutamine synthetase in Scots pine seedlings and its control by blue light and light absorbed by phytochrome. *Planta*, 188(3), 396-402.
- Enquist, B. J., & Niklas, K. J. (2002). Global allocation rules for patterns of biomass partitioning in seed plants. *Science*, 295(5559), 1517-1520.

- Ernst, W. O. (1983). Ökologische Anpassungsstrategien an Bodenfaktoren. *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft*, 96(1), 49-71.
- Fangmeier, A., Hadwiger-Fangmeier, A., Van der Eerden, L., & Jäger, H. J. (1994). Effects of atmospheric ammonia on vegetation—a review. *Environmental pollution*, 86(1), 43-82.
- Finér, L., Helmisaari, H. S., Lõhmus, K., Majdi, H., Brunner, I., Børja, I., ... & Kraigher, H. (2007). Variation in fine root biomass of three European tree species: Beech (*Fagus sylvatica* L.), Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.), and Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Plant Biosystems*, 141(3), 394-405.
- Flaig, H., & Mohr, H. (1992). Assimilation of nitrate and ammonium by the Scots pine (*Pinus sylvestris*) seedling under conditions of high nitrogen supply. *Physiologia Plantarum*, 84(4), 568-576.
- Flückiger, W., & Braun, S. (2003). Critical limits for nutrient concentrations and ratios for forest trees – a comment. In *Empirical Critical Loads for Nitrogen—Proceedings* (pp. 273-280).
- Garbaye, J., & Churin, J. L. (1997). Growth stimulation of young oak plantations inoculated with the ectomycorrhizal fungus *Paxillus involutus* with special reference to summer drought. *Forest Ecology and Management*, 98(3), 221-228.
- Gaskin, J. W., Steiner, C., Harris, K., Das, K. C., & Bibens, B. (2008). Effect of low-temperature pyrolysis conditions on biochar for agricultural use. *Transactions of the ASABE*, 51(6), 2061-2069.
- Gerendás, J., Zhu, Z., Bendixen, R., Ratcliffe, R. G., & Sattelmacher, B. (1997). Physiological and biochemical processes related to ammonium toxicity in higher plants. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 160(2), 239-251.
- Gimbel, K. F., Puhmann, H., & Weiler, M. (2016). Does drought alter hydrological functions in forest soils? *Hydrology and Earth System Sciences*, 20(3), 1301-1317.
- Givan, C. V. (1979). Metabolic detoxification of ammonia in tissues of higher plants. *Phytochemistry*, 18(3), 375-382.
- Glaser, B. (1999). Eigenschaften und Stabilität des Humuskörpers der "Indianerschwarzherden" Amazoniens. *Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie der Univ.*
- Glaser, B., Lehmann, J., & Zech, W. (2002). Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal—a review. *Biology and fertility of soils*, 35(4), 219-230.
- Graber, E. R., Harel, Y. M., Kolton, M., Cytryn, E., Silber, A., David, D. R. & Elad, Y. (2010). Biochar impact on development and productivity of pepper and tomato grown in fertigated soilless media. *Plant and soil*, 337(1-2), 481-496.
- Gronwald, M., Vos, C., Helfrich, M., & Don, A. (2016). Stability of pyrochar and hydrochar in agricultural soil—a new field incubation method. *Geoderma*, 284, 85-92.
- Guehl, J. M., Garbaye, J., & Waringer, A. (1992). The effects of ectomycorrhizal status on plant-water relations and sensitivity of leaf-gas exchange to soil drought in Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*) seedlings. *Mycorrhizas in ecosystems*. CAB International, Wallingford, Oxfordshire, UK, 323-332.
- Gundale, M. J., & DeLuca, T. H. (2006). Temperature and source material influence ecological attributes of ponderosa pine and Douglas-fir charcoal. *Forest ecology and management*, 231(1-3), 86-93.
- Hammel, K., & Kennel, M. (2001). Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90.
- Haubold-Rosar, M., Kern, J., & Reinhold, J. (2014). Chancen und Risiken des Einsatzes von Biokohle und anderer "veränderter" Biomasse als Bodenhilfsstoffe oder für die C-Sequestrierung in Böden. *Forschungsinst. für Bergbaufolgelandschaften*.
- Heinrichs, S., Bernhardt-Römermann, M., & Schmidt, W. (2010). The estimation of aboveground biomass and nutrient pools of understorey plants in closed Norway spruce forests and on clearcuts. *European journal of forest research*, 129(4), 613-624.
- Herath, H. M. S. K., Camps-Arbestain, M., & Hedley, M. (2013). Effect of biochar on soil physical properties in two contrasting soils: an Alfisol and an Andisol. *Geoderma*, 209, 188-197.
- Hock, B. (Ed.). (1988). *Schadwirkungen auf Pflanzen: Lehrbuch der Pflanzentoxikologie*. BI Wissenschaftsverl..
- Ibrom, A., & Runge, M. (1989). Die Stickstoff-Mineralisation im Boden eines Sauerhumus-Buchenwaldes unter dem Einfluß von Kalkung oder Stickstoffdüngung. Ergebnisse neuerer, ökosystemarer Untersuchungen an Buchenbeständen im Solling. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme A*, 49, 129-140.

- Jeffery, S., Meinders, M. B., Stoof, C. R., Bezemer, T. M., van de Voorde, T. F., Mommer, L., & van Groenigen, J. W. (2015). Biochar application does not improve the soil hydrological function of a sandy soil. *Geoderma*, 251, 47-54.
- Joseph, S., Kammann, C. I., Shepherd, J. G., Conte, P., Schmidt, H. P., Hagemann, N., ... & Mitchell, D. R. (2018). Microstructural and associated chemical changes during the composting of a high temperature biochar: mechanisms for nitrate, phosphate and other nutrient retention and release. *Science of the Total Environment*, 618, 1210-1223.
- Jungk, A. (1970). Wechselwirkungen zwischen Stickstoffkonzentration (NH_4 , NH_4NO_3 und NO_3) und pH der Nährlösung auf Wuchs und Ionenhaushalt von Tomatenpflanzen. *Gartenbauwissenschaft*, 13-28.
- Kätzel, R., Löffler, S., & Möller, K. (2008). Zur physiologischen Anpassungsfähigkeit der Waldkiefer. *Beiträge der NW-FVA*, 2, 43-61.
- Kätzel, R., Zander, M., & Löffler, S. (2015). Wenn der Durst kommt–Eiche, Buche, Kiefer und Douglasie im Trockenstresstest. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe*, Bd, 59, 40-54.
- Kahle, H. P., Spiecker, H., Perez-Martinez, P. J., & Unseld, R. (2005). Causes of changes in growth of European Forests: Analysis of the role of climatic factors and nitrogen nutrition. *The International Forestry Review*, 7(5), 89.
- Kameyama, K., Miyamoto, T., Shiono, T., & Shinogi, Y. (2012). Influence of sugarcane bagasse-derived biochar application on nitrate leaching in calcareous dark red soil. *Journal of Environmental Quality*, 41(4), 1131-1137.
- Kammann, C. I., Linsel, S., Gößling, J. W., & Koyro, H. W. (2011). Influence of biochar on drought tolerance of *Chenopodium quinoa* Willd and on soil–plant relations. *Plant and Soil*, 345(1-2), 195-210.
- Kammann, C., Messerschmidt, N., Müller, C., Steffens, D., Schmidt, H. P., & Koyro, H. W. (2013). Significant plant growth stimulation by composted vs. untreated biochar. In *Second Nordic Biochar Symposium*, Helsinki.
- Karhu, K., Mattila, T., Bergström, I., & Regina, K. (2011). Biochar addition to agricultural soil increased CH_4 uptake and water holding capacity–Results from a short-term pilot field study. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 140(1-2), 309-313.
- Keyes, M. R., & Grier, C. C. (1981). Above-and below-ground net production in 40-year-old Douglas-fir stands on low and high productivity sites. *Canadian Journal of Forest Research*, 11(3), 599-605.
- Kinney, T. J., Masiello, C. A., Dugan, B., Hockaday, W. C., Dean, M. R., Zygourakis, K., & Barnes, R. T. (2012). Hydrologic properties of biochars produced at different temperatures. *Biomass and Bioenergy*, 41, 34-43.
- Kinzel, H. (1982). *Pflanzenökologie und Mineralstoffwechsel*. Ulmer.
- Kjøller, R., Nilsson, L. O., Hansen, K., Schmidt, I. K., Vesterdal, L., & Gundersen, P. (2012). Dramatic changes in ectomycorrhizal community composition, root tip abundance and mycelial production along a stand-scale nitrogen deposition gradient. *New phytologist*, 194(1), 278-286.
- Klinck, U., & Fröhlich, D. (2009). Application of the phytomass and elemental stock model “PhytoCalc” under clear-cut conditions. *Allg Forst Jagdztg*, 180, 15-21.
- Klute, A., & Dinauer, R. C. (1986). Physical and mineralogical methods. *Planning*, 8, 79.
- Knoepp, J. D., & Vose, J. M. (2007). Regulation of nitrogen mineralization and nitrification in Southern Appalachian ecosystems: Separating the relative importance of biotic vs. abiotic controls. *Pedobiologia*, 51(2), 89-97.
- König, N. (2009). *Handbuch Forstliche Analytik: Eine lose Blattsammlung der Analysemethoden im Forstbereich*. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, 568.
- Krauß, H. H., & Heinsdorf, D. (2005). Ernährungsstufen für wichtige Wirtschaftsbaumarten. *Beitr Forstwirtsch Landsch ökol*, 39, 172-179.
- Kursar, T. A., Engelbrecht, B. M., Burke, A., Tyree, M. T., Omari, B. E., & Giraldo, J. P. (2009). Tolerance to low leaf water status of tropical tree seedlings is related to drought performance and distribution. *Functional Ecology*, 23(1), 93-102.
- Laird, D. A., Fleming, P., Davis, D. D., Horton, R., Wang, B., & Karlen, D. L. (2010). Impact of biochar amendments on the quality of a typical Midwestern agricultural soil. *Geoderma*, 158(3-4), 443-449.
- Larcher, W. (1994). *Ökophysiologie der Pflanzen* (p. 394). Stuttgart: Eugen Ulmer.
- Laubhann, D., Sterba, H., Reinds, G. J., & De Vries, W. (2009). The impact of atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: an individual tree growth model. *Forest Ecology and Management*, 258(8), 1751-1761.

- Lehmann, J; Kern, D; German L, McCann J, Martins GC, Moreira L (2003) Soil fertility and production potential. Capter 6. In:Lehmann J, Kern DC, Glaser B, Woods WI (eds) Amazonian dark earths: origin, properties, management. Kluwer Academic, Dordrecht, pp 105-124.
- Lehmann, J.; Gaunt, J.; Rondon, M. (2006): Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems – a review. *Mitigation and adaptation strategies for global change* 11: 403-427
- Lehmann, J. (2007). Bio-energy in the black. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(7), 381-387.
- Lehmann, J., & Joseph, S. (Eds.). (2015). *Biochar for environmental management: science, technology and implementation*. Routledge.
- Lei, O., & Zhang, R. (2013). Effects of biochars derived from different feedstocks and pyrolysis temperatures on soil physical and hydraulic properties. *Journal of Soils and Sediments*, 13(9), 1561-1572.
- Lemoine, D., Cochard, H., & Granier, A. (2002). Within crown variation in hydraulic architecture in beech (*Fagus sylvatica* L): evidence for a stomatal control of xylem embolism. *Annals of forest science*, 59(1), 19-27.
- Liang, B., Lehmann, J., Solomon, D., Kinyangi, J., Grossman, J., O'Neill, B., ... & Neves, E. G. (2006). Black carbon increases cation exchange capacity in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 70(5), 1719-1730.
- Lu, S. G., Sun, F. F., & Zong, Y. T. (2014). Effect of rice husk biochar and coal fly ash on some physical properties of expansive clayey soil (Vertisol). *Catena*, 114, 37-44.
- Lyr, H., Polster, H., & Fiedler, H. J. (1967). *Gehölzphysiologie*.
- Magill, A. H., Aber, J. D., Hendricks, J. J., Bowden, R. D., Melillo, J. M., & Steudler, P. A. (1997). Biogeochemical response of forest ecosystems to simulated chronic nitrogen deposition. *Ecological applications*, 7(2), 402-415.
- Major, J., Lehmann, J., Rondon, M., & Goodale, C. (2010). Fate of soil-applied black carbon: downward migration, leaching and soil respiration. *Global Change Biology*, 16(4), 1366-1379.
- Mao, J., Nierop, K. G., Damsté, J. S. S., & Dekker, S. C. (2014). Roots induce stronger soil water repellency than leaf waxes. *Geoderma*, 232, 328-340.
- McMichael, B. L., & Quisenberry, J. E. (1993). The impact of the soil environment on the growth of root systems. *Environmental and Experimental Botany*, 33(1), 53-61.
- McNulty, S. G., & Boggs, J. L. (2010). A conceptual framework: Redefining forest soil's critical acid loads under a changing climate. *Environmental Pollution*, 158(6), 2053-2058.
- McNulty, S. G., Boggs, J. L., & Sun, G. (2014). The rise of the mediocre forest: why chronically stressed trees may better survive extreme episodic climate variability. *New forests*, 45(3), 403-415.
- Meesenburg, H., Merino, A., Meiwes, K. J., & Beese, F. O. (2004). Effects of long-term application of ammonium sulphate on nitrogen fluxes in a beech ecosystem at Solling, Germany. *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 4(2-3), 415-426.
- Meesenburg, H., Ahrends, B., Fleck, S., Wagner, M., Fortmann, H., Scheler, B., Klinck U., Dammann, I., Eichhorn, J., Mindrup, M. & Meiwes, K. J. (2016). Long-term changes of ecosystem services at Solling, Germany: Recovery from acidification, but increasing nitrogen saturation? *Ecological indicators*, 65, 103-112.
- Mellert, K. H., & Göttlein, A. (2012). Comparison of new foliar nutrient thresholds derived from van den Burg's literature compilation with established central European references. *European Journal of Forest Research*, 131(5), 1461-1472.
- Meyer, F. H. (1988). Ectomycorrhiza and decline of trees. *Ectomycorrhiza and acid rain*. Edited by AE Jansen, J. Dighton, and AHM Bresser. *Res. Rep*, 12, 9-31.
- Mikola, P. (2012). Symbiosis in forestry practice. *Ectomycorrhizae: Their ecology and physiology*, 383.
- Mizuta, K., Matsumoto, T., Hatate, Y., Nishihara, K., & Nakanishi, T. (2004). Removal of nitrate-nitrogen from drinking water using bamboo powder charcoal. *Bioresource technology*, 95(3), 255-257.
- Mohr, K., & Dämmgen, U. (2013). Immissionsbelastung durch Ammoniak auf Wälder in der Umgebung von Tierhaltungsanlagen: Teil 2: Wirkungen auf die Vegetation, Dosis-Wirkung-Beziehungen. *Landbauforsch*, 63(2), 129-142.
- Moschrefi, N. (1983). Ein neues Verfahren der Schlämmanalyse für die Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 38, 115-118.
- Nadelhoffer, K. J., Giblin, A. E., Shaver, G. R., & Laundre, J. A. (1991). Effects of temperature and substrate quality on element mineralization in six arctic soils. *Ecology*, 72(1), 242-253.

- Novak, J. M., Lima, I., Xing, B., Gaskin, J. W., Steiner, C., Das, K. C., Ahmedna, M., Rehrh, D., Watts, D.W., Busscher, W.J. & Schomberg, H. (2009). Characterization of designer biochar produced at different temperatures and their effects on a loamy sand. *Annals of Environmental Science*.
- Novak, J. M., Busscher, W. J., Watts, D. W., Amonette, J. E., Ippolito, J. A., Lima, I. M., ... & Rehrh, D. (2012). Biochars impact on soil-moisture storage in an ultisol and two aridisols. *Soil Science*, 177(5), 310-320.
- NW-FVA (2013). Waldentwicklungsszenarien für das Hessische Ried: Entscheidungsunterstützung vor dem Hintergrund sich beschleunigt ändernder Wasserhaushalts- und Klimabedingungen und den Anforderungen aus dem Europäischen Schutzgebietssystem Natura 2000 (Vol. 10). Universitätsverlag Göttingen.
- Paar, U. (1994). Untersuchungen zum Einfluß von Ammonium und Nitrat auf wurzelphysiologische Reaktionsmuster der Buche. *Forschungszentrum Waldökosysteme*.
- Paar, U., Evers, J., Dammann, I., König, N., Schulze, A., Schmidt, M., Schönfelder, E., Scheler, B., Ullrich, T. & Eichhorn, J. (2016). *Waldbodenzustandsbericht für Hessen*.
- Paavilainen, E. (1967). The effect of fertilization on the root systems of swamp pine stands. *Folia For*, 31, 1-9.
- Page-Dumroese, D. S., Robichaud, P. R., Brown, R. E., & Tirocke, J. M. (2015). Water repellency of two forest soils after biochar addition. *Transactions of the ASABE*, 58(2), 335-342.
- Parke, E. L., Linderman, R. G., & Black, C. H. (1983). The role of ectomycorrhizas in drought tolerance of Douglas-fir seedlings. *New Phytologist*, 95(1), 83-95.
- Pearson, J., & Stewart, G. R. (1993). The deposition of atmospheric ammonia and its effects on plants. *New phytologist*, 125(2), 283-305.
- Pena, R., Tejedor, J., Zeller, B., Dannenmann, M., & Polle, A. (2013). Interspecific temporal and spatial differences in the acquisition of litter-derived nitrogen by ectomycorrhizal fungal assemblages. *New Phytologist*, 199(2), 520-528.
- Pena, R., & Polle, A. (2014). Attributing functions to ectomycorrhizal fungal identities in assemblages for nitrogen acquisition under stress. *The ISME journal*, 8(2), 321.
- Plass, W. (1981). Neue quartärgeologisch-bodenkundliche Erkenntnisse und ihre Auswirkungen auf das Ökosystem Wald. *Vorträge der Tagungen d. Arb.-Gem. Forstl. Standorts- u. Veg.-Kde*, 8, 21-63.
- Poorter, H., Niklas, K. J., Reich, P. B., Oleksyn, J., Poot, P., & Mommer, L. (2012). Biomass allocation to leaves, stems and roots: meta-analyses of interspecific variation and environmental control. *New Phytologist*, 193(1), 30-50.
- Prost, K., Borchard, N., Siemens, J., Kautz, T., Séquaris, J. M., Möller, A., & Amelung, W. (2013). Biochar affected by composting with farmyard manure. *Journal of environmental quality*, 42(1), 164-172.
- Rapp, C. (1991). Untersuchungen zum Einfluß von Kalkung und Ammoniumsulfat-Düngung auf Feinwurzeln und Ektomykorrhizen eines Buchenaltbestandes im Solling. *Forschungszentrum Waldökosysteme*.
- Revell, K. T. (2011). The effect of fast pyrolysis biochar made from poultry litter on soil properties and plant growth (Doctoral dissertation, Virginia Tech).
- Richards, L. A. (1948). Porous plate apparatus for measuring moisture retention and transmission by soil. *Soil Science*, 66(2), 105-110.
- Riek, W., & Renger, M. (1994). Der Wasserhaushalt der Kiefer als Funktion von Boden- und Klimaparametern in den Berliner Forsten. *Forstarchiv*, 65, 167-171.
- Robichaud, P. R., Lewis, S. A., & Ashmun, L. E. (2008). New procedure for sampling infiltration to assess post-fire soil water repellency. *Res. Note. RMRS-RN-33*. Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 14 p., 33.
- Rodionov A, Amelung W, Peinemann N et al. (2010) Black carbon in grassland ecosystems of the world. *Global Biogeochem. Cycles*, 24, GB3013.
- Rogovska, N., Laird, D., Cruse, R., Fleming, P., Parkin, T., & Meek, D. (2011). Impact of biochar on manure carbon stabilization and greenhouse gas emissions. *Soil Science Society of America Journal*, 75(3), 871-879.
- Roloff, A. (1989). Pflanzen als Bioindikatoren für Umweltbelastungen. I. Prinzipien der Bioindikation und Beispiel Waldbodenvegetation. *Forstarchiv*, 60, 184-187.
- Roloff, A. (2001). *Baumkronen: Verständnis und praktische Bedeutung eines komplexen Naturphänomens*. Ulmer.
- Rost-Siebert, K. (1985). Untersuchungen zur H- und Al-Ionen-Toxizität an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies*, Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica*, L.) in Lösungskultur. *Forschungszentrum Waldökosysteme, Waldsterben*.

- Saito M (1990): Charcoal as micro habitat for VA mycorrhizal fungi and its practical application. *Agric Ecosyst Environ* 29; 341-344.
- Saito, M. and Marumoto, T.: 2002: Inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi: The status quoin Japan and future prospects. *Plant and Soil* 244, 273-279.
- Saxe, H., Ellsworth, D. S., & Heath, J. (1998). Tree and forest functioning in an enriched CO₂ atmosphere. *The New Phytologist*, 139(3), 395-436.
- Schaap M., Kruit R.W., Hendriks C., Kranenburg R., Segers A., Bultjes P. et al. 2015: Atmospheric deposition to German natural and semi-natural ecosystems during 2009. Umweltforschungsplan Projekt No. (FKZ) 371263240-1 UBA-FB00. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. Berlin.
- Scheffer, F. (2002). *Lehrbuch der Bodenkunde*. Scheffer/Schachtschabel. 15. Aufl. Spektrum Akademischer, Heidelberg.
- Schepp R. (2012) Zur Auslegung des aktuellen PEFC-Standards, insbesondere Standard 5.4 im Forstamt Lampertheim (Hessen Forst). 28 S. (unveröffentlicht)
- Schmidt-Walter, Paul (2017). brook90r: Run the LWF-Brook90 hydrological model from within R. url: <http://github.com/pschmidtwalter/brook90r>.
- Siegel, S., & Castellan, N. J. (1988). *Nonparametric statistics for the behavioural sciences* 2. ed. Statistics. New York: McGraw-Hill.
- Sika, M. P., & Hardie, A. G. (2014). Effect of pine wood biochar on ammonium nitrate leaching and availability in a South African sandy soil. *European journal of soil science*, 65(1), 113-119.
- Sinclair, T. R., & Ludlow, M. M. (1985). Who taught plants thermodynamics? The unfulfilled potential of plant water potential. *Functional Plant Biology*, 12(3), 213-217.
- Sitte, P., Ziegler, H., Ehrendorfer, F., & Bresinsky, A. (2002). *Strasburger Lehrbuch der Botanik*. Spektrum Akademischer, Heidelberg Berlin.
- Sohi, S. P., Krull, E., Lopez-Capel, E., & Bol, R. (2010). A review of biochar and its use and function in soil. In *Advances in agronomy* (Vol. 105, pp. 47-82). Academic Press.
- Solberg, S., Dobbertin, M., Reinds, G. J., Lange, H., Andreassen, K., Fernandez, P. G., ... & de Vries, W. (2009). Analyses of the impact of changes in atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: a stand growth approach. *Forest Ecology and Management*, 258(8), 1735-1750.
- Sombroek, W. G. (1966). Amazon soils (p. 125). *Landbouwhogeschool*.
- Spekat, A., Enke, W., Kreienkamp, F. (2007): Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarien mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG 2005 auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI-OM T63L31 2010bis 2100 für die SRES Szenarien B1, A1B und A2. FuE Vorhaben Förderkennz. 204 41 138. Mitt. D. Umweltbundesamtes, 149 S.
- Spellmann, H.; Suttmöller, J.; Meesenburg, H. (2007): Risikovorsorge im Zeichen des Klimawandels: Vorläufige Empfehlungen der NW-FVA am Beispiel des Fichtenanbaus. *AFZ-DerWald* 23/2007, 1246-1249.
- Spokas, K. A., Novak, J. M., & Venterea, R. T. (2012). Biochar's role as an alternative N-fertilizer: ammonia capture. *Plant and soil*, 350(1-2), 35-42.
- Stanford, G., & Smith, S. J. (1972). Nitrogen Mineralization Potentials of Soils 1. *Soil Science Society of America Journal*, 36(3), 465-472.
- Stefan, K. (1997). Forest foliar condition in Europe: results of large-scale foliar chemistry surveys (survey 1995 and data from previous years); Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests and European Union Scheme on the Protection of Forests against Atmospheric Pollution. European Commission.
- Steubing, L., & Fangmeier, A. (1992). *Pflanzenökologischen Praktikum: Gelände- und Laborpraktikum der terrestrischen Pflanzenökologie*.
- Suttmöller, J., Meesenburg, H., Evers, J., & Wagner, M. Auswirkungen der Trockenheit 2015 auf den Bodenwasserhaushalt und das Baumwachstum von Waldstandorten in Nordwestdeutschland. *Waldböden: Nutzung und Schutz*, 83.
- Täumer, K., Stoffregen, H., & Wessolek, G. (2005). Determination of repellency distribution using soil organic matter and water content. *Geoderma*, 125(1-2), 107-115.
- Topp, G. C., Davis, J. L., & Annan, A. P. (1980). Electromagnetic determination of soil water content: Measurements in coaxial transmission lines. *Water resources research*, 16(3), 574-582.

- Tyree, M. T., & Ewers, F. W. (1991). The hydraulic architecture of trees and other woody plants. *New Phytologist*, 119(3), 345-360.
- Tyree, M. T., Cochard, H., Cruziat, P., Sinclair, B., & Ameglio, T. (1993). Drought-induced leaf shedding in walnut: evidence for vulnerability segmentation. *Plant, Cell & Environment*, 16(7), 879-882.
- Ulrich, B. (1981). Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 144(3), 289-305.
- Van Diest, A. (1989). Eintrag von NO₃- und NH₄⁺ in niederländische Waldbestände und die Auswirkungen auf die N-Ernährung und den Vitalitätszustand. *Kali-Briefe*, 19, 391-401.
- Vasilyeva NA, Abiven S, Milanovskiy EY, Hilf M, Rizhkov OV, Schmidt MWI (2011) Pyrogenic carbon quantity and quality unchanged after 55 years of organic matter depletion in a Chernozem. *Soil Biology and Biochemistry*, 43, 1985-1988.
- Verheijen, F., Jeffery, S., Bastos, A. C., Van der Velde, M., & Diafas, I. (2010). Biochar application to soils. A critical scientific review of effects on soil properties, processes, and functions. *EUR*, 24099, 162.
- Vines, H. M., & Wedding, R. T. (1960). Some effects of ammonia on plant metabolism and a possible mechanism for ammonia toxicity. *Plant Physiology*, 35(6), 820.
- Vitousek, P. M., Gosz, J. R., Grier, C. C., Melillo, J. M., & Reiners, W. A. (1982). A comparative analysis of potential nitrification and nitrate mobility in forest ecosystems. *Ecological monographs*, 52(2), 155-177.
- Viviani, G., & Iovino, M. (2004). Wastewater reuse effects on soil hydraulic conductivity. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 130(6), 476-484.
- Vogt, K. A., Moore, E. E., Vogt, D. J., Redlin, M. J., & Edmonds, R. L. (1983). Conifer fine root and mycorrhizal root biomass within the forest floors of Douglas-fir stands of different ages and site productivities. *Canadian Journal of Forest Research*, 13(3), 429-437.
- Vogt, K. A., Vogt, D. J., Moore, E. E., Littke, W., Grier, C. C., & Leney, L. (1985). Estimating Douglas-fir fine root biomass and production from living bark and starch. *Canadian Journal of Forest Research*, 15(1), 177-179.
- Vogt, K. A., Grier, C. C., & Vogt, D. J. (1986). Production, turnover, and nutrient dynamics of above- and belowground detritus of world forests. In *Advances in ecological research* (Vol. 15, pp. 303-377). Academic Press.
- Vollbrecht, P., Klein, E., & Kasemir, H. (1989). Different effects of supplied ammonium on glutamine synthetase activity in mustard (*Sinapis alba*) and pine (*Pinus sylvestris*) seedlings. *Physiologia Plantarum*, 77(1), 129-135.
- Wallis, M. G., Scotter, D. R., & Horne, D. J. (1991). An evaluation of the intrinsic sorptivity water repellency index on a range of New Zealand soils. *Soil Research*, 29(3), 353-362.
- Wang, T., Arbestain, M. C., Hedley, M., & Bishop, P. (2012). Chemical and bioassay characterisation of nitrogen availability in biochar produced from dairy manure and biosolids. *Organic Geochemistry*, 51, 45-54.
- Wardle, D. A., Nilsson, M. C., & Zackrisson, O. (2008). Fire-derived charcoal causes loss of forest humus. *Science*, 320(5876), 629-629.
- Warnock, D. D., Mummey, D. L., McBride, B., Major, J., Lehmann, J., & Rillig, M. C. (2010). Influences of non-herbaceous biochar on arbuscular mycorrhizal fungal abundances in roots and soils: results from growth-chamber and field experiments. *Applied Soil Ecology*, 46(3), 450-456.
- Wessolek, G., Duijnisveld, W. H., & Trinks, S. (2009). Hydro-Pedotransferfunktionen zur Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden—das TUB-BGR-Verfahren. *Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis. Bodenökologie und Bodengenese*, Bd, 40, 66-80.
- Wiedner, K. et al., (2013): Chemical modification of biomass residues during hydrothermal carbonization – What makes the difference, temperature or feedstock? *Organic Geochemistry* 54, 91 – 100
- Wild, A. (1995). *Umweltorientierte Bodenkunde: eine Einführung*. Spektrum Akad. Verlag.
- De Witte, L. C., Rosenstock, N. P., Van Der Linde, S., & Braun, S. (2017). Nitrogen deposition changes ectomycorrhizal communities in Swiss beech forests. *Science of the Total Environment*, 605, 1083-1096.
- Wöllecke, J., Münzenberger, B., & Hüttl, R. F. (1999). Some effects of N on ectomycorrhizal diversity of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in northeastern Germany. *Water, Air, and Soil Pollution*, 116(1-2), 135-140.
- Yao, Y., Gao, B., Zhang, M., Inyang, M., & Zimmerman, A. R. (2012). Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil. *Chemosphere*, 89(11), 1467-1471.

Zöttl, H. V. (1964). Düngung und Feinwurzelverteilung in Fichtenbeständen. Mitt. Bayer. Staatsforstverw, 34, 333-342.