

Projekt 2016-01 **VinoCarb**

Pflanzkohle als Maßnahme gegen Nitratauswaschung im Weinbau

Abschlussbericht



Ansprechpartner/Antragsteller:

Dr. Carola Holweg
Nachhaltigkeits-Projekte
Alte Str. 13
79249 Merzhausen

Erstellungsdatum: 28. Mai 2019

Inhalt

<u>Kurzzusammenfassung Deutsch und Englisch</u>	3
<u>1 Projektüberblick</u>	
<u>1.1 Ausgangslage: Nitrat-belastetes Grundwasser</u>	4
<u>1.2 Wissenschaftliche und technische Ziele</u>	5
<u>1.3 Herausforderungen</u>	6
<u>2 Projektbeschreibung</u>	
<u>2.1 Einführung Pflanzenkohle</u>	7
<u>2.2 Motivation, Ausführungs- und Budgetplanung</u>	8
<u>2.3 Eigenschaftsmerkmale der Pflanzenkohle</u>	
2.3.1 <u>Grunduntersuchung auf Schadstoffe</u>	8
2.3.2 <u>Korngrößenverteilung</u>	8
2.3.3 <u>Einfluss der Korngröße auf die Wasseraufnahmefähigkeit</u>	9
<u>2.4 Kohle-Kompost-Versuchsvarianten: Herstellung und Applikation</u>	
2.4.1 <u>Herstellung</u>	9
2.4.2 <u>Test auf Bioverträglichkeit</u>	10–11
2.4.3 <u>Applikation und Nährstofffrachten der Kohle- und Kompostvarianten</u>	11–13
2.4.4 <u>Einfluss der Additive auf die Bodendichte</u>	13–14
2.4.5 <u>Einschätzung der Auswaschungsgefahr der Standorte zu Versuchsbeginn</u>	14
<u>2.5 Ergebnisse und Diskussion</u>	
2.5.1 <u>Nährstoffsituation des Bodens: Humus, Corg, Gesamt-N, Spurenelemente</u>	15–20
2.5.2 <u>Entwicklung der Nitrat-Stickstoff-Gehalte im Boden</u>	20
2.5.2.1 <u>Nitrat-N Jechtingen</u>	20–23
2.5.2.2 <u>Nitrat-N Merdingen</u>	23–26
2.5.2.3 <u>Nitrat-N Schönberg</u>	27
2.5.2.4 <u>Nitrat-N Heitersheim</u>	28–29
2.5.3. <u>Bodenwassergehalt, Niederschlagssummen und Bewässerung</u>	29–36
2.5.4 <u>Rebenwachstum</u>	36
2.5.4.1 <u>Erstaustrieb nach der Rebenpflanzung</u>	36–37
2.5.4.2 <u>Blattgrün</u>	37
2.5.4.3 <u>Beereninhaltsstoffe</u>	38–40
2.5.5 <u>Einflüsse spezifischer Standortbedingungen</u>	40
2.5.6 <u>Diskussion zum Einfluss von Pflanzenkohle auf die Nitrat-N-Gehalte und sonstigen Faktoren</u>	41–45
<u>2.6 Ökologischer Nutzen</u>	45
<u>2.7 Betrachtung der Wirtschaftlichkeit</u>	46
<u>3 Öffentlichkeitsarbeit und Fachpublikationen während des Projektes</u>	47
<u>4 Zusammenfassung und Fazit</u>	48–49
<u>5 Ausblick</u>	49
<u>Verwendete Abkürzungen</u>	50
<u>Literaturverzeichnis</u>	50–53
<u>Anschriften Projektteilnehmer</u>	54
<u>Bildtafeln</u>	56–57
<u>6 Anlage: Projekterkenntnisse</u>	59

Kurzzusammenfassung deutsch und englisch (längere Fassung auf S. 48)

Vermehrte Nitratbelastungen im Grundwasser rufen nach Gegenmaßnahmen insbesondere in der Landwirtschaft. In Junganlagen im Weinbau, wo nach Rodung und wiederholter Bodenbearbeitung verstärkt Stickstoff freigesetzt wird, ist das Auswaschungsrisiko besonders hoch. Ein 3-jähriger Versuch ohne zusätzliche N-Düngung sollte testen, wie sich Pflanzenkohle (PK) aufgrund ihrer Sorptionswirkung auf Verlagerungsprozesse von Nitrat auswirkt. Wetterdaten und Bewässerung sowie Bodenbearbeitung wurden miteinbezogen.

Holz Kohle aus Waldrestholz wurde gemahlen und als Kohle-Kompost kurz vor der Rebenpflanzung in die obere Bodenschicht eingearbeitet. Als Vergleich dienten unbehandelte und mit Kompost behandelte Teilflächen. Nitratgehalte wurden für die Schichten 0–30, 30–60 und 60–90 cm an 18 Terminen bestimmt. Die Standorte entwickelten im 1. Jahr ein allgemein hohes Nitrat-N-Niveau (> 200 kg/ha). Auf tiefgründigem Löss (Kaiserstuhl) traten Behandlungsunterschiede insbesondere nach den Winterperioden auf. Über den ersten Winter (2016/2017) rief ein Hektaraufwand von 7,2 t Pflanzenkohle in Rebzeilen im Vergleich zu Kompost oder 0 t/ha einen Anstieg von Nitrat-N um ca. 50–54 kg/ha im Bodenprofil 0–90 cm hervor. Die Unterschiede nahmen bei sinkendem Nitratniveau bis zum 3. Jahr stark ab, blieben aber bei einer hochdosierten Anwendung (PK zu 45 bzw. 70 t/ha) erhalten. Eine gemischt lineare Regressionsanalyse auf Basis der umfangreichen Datenreihe vom Kaiserstuhl belegte den Retentionseffekt für Kohle-Kompost, nicht aber für Kompost.

Die verzögerte N-Verlagerung unter Pflanzenkohle wurde erstmalig für eine Bodentiefe von 90 cm beschrieben. Erhöhte Wassergehalte im Boden und höhere Gehalte an hefeverwertbarem Stickstoff (NOPA) im Traubenmost lassen auf eine verbesserte Nährstoffsituation schließen. Für die Qualitätssicherung der alkoholischen Gärung und für den gesicherten Anbau von Wein angesichts verlängerter Trockenphasen können dies wichtige Erfolgsfaktoren sein. Dass Qualitätsverbesserungen schon bei 7,2 t PK pro ha erzielt wurden und der Gassenbereich bei der Behandlung ausgespart werden kann, ist von ökonomischem Vorteil. Wenn im Problemfeld „Nitrat im Grundwasser“ nach Maßnahmen gesucht wird, wäre Pflanzenkohle ein wirksames Mittel mit Anwendervorteilen. Die notwendige Optimierung der Bewirtschaftung bleibt davon unberührt.

Zitierung: Holweg, C., Riedel, M. (2019) Pflanzenkohle als Maßnahme gegen Nitratauswaschung im Weinbau. Abschlussbericht eines von badenova Innovationsfonds geförderten Forschungsprojektes in BW, Region Freiburg, 59 S.

ABSTRACT (English)

Agriculture is the most important source of N in groundwater. In viticulture, risks of nitrate-leaching are particularly high after clearances and at initial conditions of the new growing. Whether biochar could reduce this risk was the question of a 3-y-study applying biochar to the upper soil layer of unfertilized vine rows on deep loess in South-West Germany. Data for rain, irrigation and general soil management were included. Charcoal originating from residual forest wood was grinded and applied as biochar-amended compost to soil directly before vine planting in 2016. Treatments with compost and untreated vine rows served as comparison. Nitrate in soil was measured on 18 days in depths from 0–30, 30–60 and 60–90 cm. In the 1st year, the sites generally developed a high nitrate level (> 200 kg/ha). Upon 7.2 t biochar per ha in vine rows at the Kaiserstuhl site on deep loess, differences by treatment occurred mostly after the winter periods. During the 1st winter period (2016/2017) biochar compared with compost or 0 t/ha caused an increase of the nitrate level by 50–54 kg/ha in the whole profile (0–90 cm). At high doses (45–70 t biochar per ha), the differences were present until the 3rd year. The differences decreased with the generally decreasing nitrate level. Mixed linear regression confirmed the effect as biochar-derived and not being based on compost.

The retention effect of nitrate was described for the first time to soil depths of 90 cm. The observations of higher soil water content and yeast-utilizable nitrogen (NOPA) in the must argue for chances for the economy of viticulture, particularly in face of the quality management of wine fermentation and also adaptation to climate change. Melioration effects at moderate biochar doses together with the restriction of treatments to vine rows are possible economical set screws. It has been shown that biochar might contribute to a sustainable nitrogen management in viticulture. There are also advantages in respect of the factors of climate, vine growing and wine production.

Reference: Holweg, C., Riedel, M. (2019) Nitrogen management in viticulture by biochar against nitrate leaching to groundwater. Final report from a 3-y-study in SW-Germany, 59 p., language German, abstract in English p. 3.

1. Projektüberblick

1.1. Ausgangslage: Nitrat-belastetes Grundwasser

Unser Trinkwasser wird zu etwa 70 % aus Grundwasser gewonnen [1]. In vielen Böden stellt leicht lösliches Nitrat (NO_3^-) jedoch ein Problem für das Grundwasser dar. Rohwasser mit mehr als 50 mg Nitrat pro Liter ist für die Trinkwasserversorgung ungeeignet [2]. Maßnahmen wie Mischen mit besserem Wasser oder Entfernen in Aufbereitungsanlagen sind zum Teil sehr aufwendig.

Die hauptsächlichen Belastungen ergeben sich aus den intensiven Bodennutzungen der Landwirtschaft durch Nitratauswaschung in den Unterboden in Folge von Stickstoff- oder organischen Düngern oder nach stärkerer Bodenbearbeitung.

Die Wasserrahmenrichtlinie der EU aus dem Jahr 2000 fordert den guten Zustand von Oberflächengewässern und Grundwasser [3: WRRL, 2000/60/EG]. In Deutschland übermitteln die Länder den jährlichen Grundwasserzustand aus einem EU-übergreifenden Messnetz mit 723 Messstellen an das Umweltbundesamt [4]. Von hier aus erfolgt regelmäßig Berichterstattung an die Europäische Umweltagentur (EUA).

Hiernach liegen 14% der EUA-Messstellen über dem Grenzwert für Nitrat, sodass die Trinkwassergüte dort ausgeschlossen ist. Den Grundwasserbeprobungen der LUBW im Jahr 2002 zufolge hatten die Emittentenmessstellen Landwirtschaft (EL) ein überdurchschnittliches Belastungsniveau [5]. In Abbildung 1 sind Wasserschutzgebiete in Baden-Württemberg mit unterschiedlich starker Nitratbelastung farbig markiert. Als Nitratsanierungsgebiete werden nach der SchALVO Wasserschutzgebiete eingestuft, die über 2 Jahre Nitratgehalte über 50 mg Nitrat/l aufweisen oder in denen ein Nitratgehalt über 40 mg/l und gleichzeitig über 3 Jahre ein ansteigender Trend (über 0,5 mg/l und Jahr) im Rohwasser gemessen wird [6].

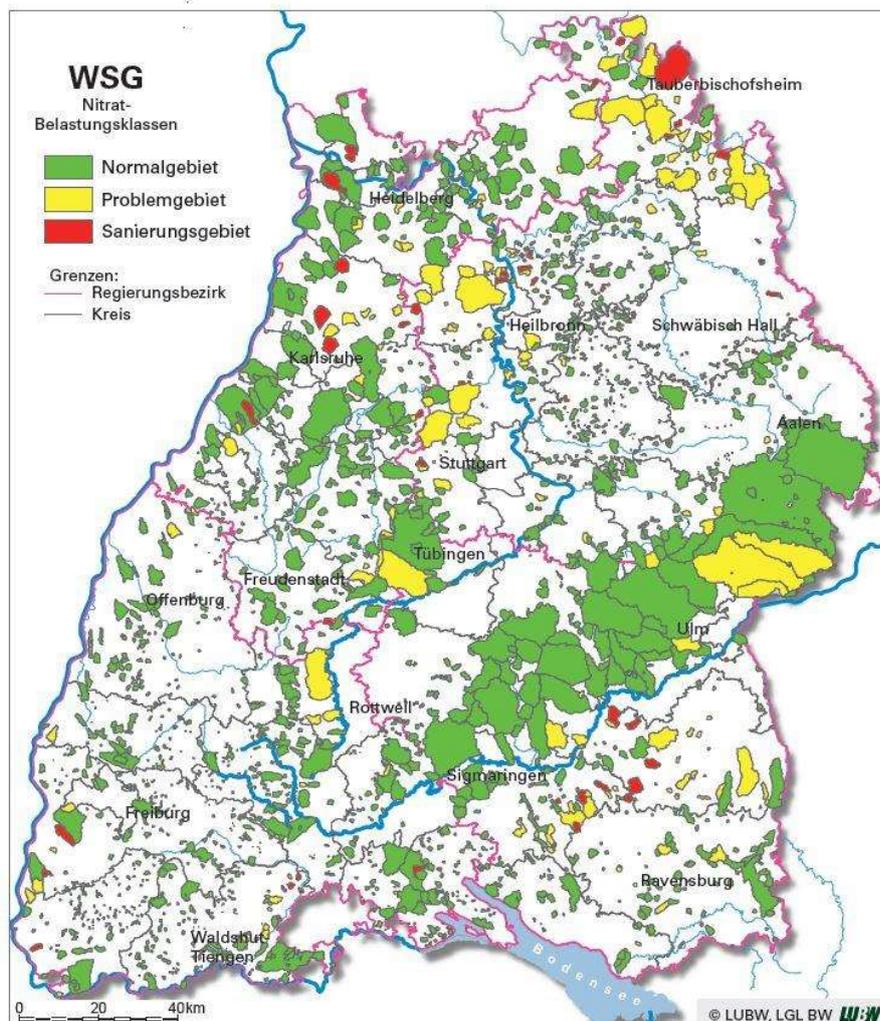


Abb. 1: Die Wasserschutzgebietskarte von Baden-Württemberg weist Gebiete mit Nitrat-Belastungen aus, die nach Normal-, Problem- und Sanierungsgebiet klassifiziert werden (Quelle: LUBW/LGL 2016).

Überschreitungen der Grundwasserbelastung mit Nitrat in der Region Freiburg

Im Regierungsbezirk Freiburg liegen einige gefährdete Grundwasserkörper (gGWK) am südlichen Oberrhein, in Gebieten wie dem Markgräflerland und dem Kaiserstuhl. Ein großer Teil des Kaiserstuhls ist als gefährdeter Grundwasserkörper eingestuft, der den guten chemischen Zustand wahrscheinlich nicht bis zum Jahr 2021 erreichen wird [7–8].

Bemühungen, Grundwasserbelastungen in kausalem Zusammenhang mit Bodennutzung und Stickstoffdüngung zu untersuchen, werden vor allem durch die langen Sickerzeiten von ca. 5–20 Jahren erschwert. Dennoch können in vielen Fällen Rückschlüsse auf die frühere Bewirtschaftung gezogen werden. Während früher im Weinbau der 1970er Jahre Düngergaben bis zu 150 kg Stickstoff pro ha keine Ausnahme waren, liegt heute die Stickstoffdüngung in Ertragslagen des Weinbaus häufig um 50 kg N/ha.

Um die Überschreitungen entsprechend der EU-Wasserrahmenrichtlinie spätestens bis zum Jahr 2027 in den Griff zu bekommen, wurde vom Land Baden-Württemberg 2009 ein erster Bewirtschaftungsplan mit einem Maßnahmenprogramm verabschiedet [3, 9]. Es beinhaltet Anpassungen im Düngungsregime und bei der Bodenbearbeitung, im Weinbau beim Umbruch für Junganlagen. Grundlage waren die Deutsche Düngeverordnung DüV [10] und Cross-Compliance Vorschriften [11]. Ergänzende Maßnahmen ergaben sich aus SchALVO-Verpflichtungen in Wasserschutzgebieten [6], den freiwilligen FAKT-Maßnahmen [12] (mit neuer 1-Jahresförderung neben der 5-jährigen) sowie der Beratung und begleitenden Forschungsprojekten.

Ob das Maßnahmenprogramm ausreicht, um die genannten Ziele im vorgegebenen Zeitraum erreichen zu können, wird häufig in Zweifel gezogen [8]. Auch besteht immer noch Informationsbedarf darüber, wie viel Stickstoff welche Bodenbearbeitung freisetzt und wie viel ausgewaschen, ausgegast oder festgelegt wird [13]. Winzer sind jedoch auf Bewirtschaftungstechniken angewiesen, die die Gefahr von Nitratverlagerungen geringhalten und gleichzeitig das Rebenwachstum, die Erträge und die Weinqualität sichern.

Besondere Gefahr der Nitratauswaschung bei Junganlagen im Weinbau

Während im Weinbau in Ertragsanlagen bei Einhaltung der guten fachlichen Praxis die Gefahr der Nitrat-Auswaschung in das Grundwasser in der Regel gering ist, wird in Junganlagen durch die Rodung und wiederholte Bodenbearbeitung sowohl vor als auch nach der Pflanzung aus dem Humuskörper verstärkt Stickstoff freigesetzt [13–14]. Durch den tiefen Umbruch wird nicht nur Wurzelmasse zerstört, sondern auch viel Boden bewegt. Dies bedeutet Nährstofffreisetzung durch Sauerstoffzufuhr und Wärmeeintritt sowie mikrobielle Anregung auch in tieferen Schichten. Die Prozesse setzen in hohem Maß Nährstoffe frei. Mehr als 200 kg Nitrat-N pro ha sind keine Seltenheit. Die Stickstoffnachlieferung aus dem Boden ist in der Regel so groß, dass N-Gaben im Pflanzjahr der Reben verzichtbar sind [15–17].

Wird der freigesetzte Stickstoff nicht bald im Boden gebunden oder von Pflanzen aufgenommen, kann er in Form des leicht mobilen Nitrats mit dem Sickerwasser ins Grundwasser verlagert werden. Bei Junganlagen besteht gleichzeitig erhöhte Erosionsgefahr, wenn die Fahrgassen zwischen den Rebzeilen nicht begrünt oder anderweitig bedeckt sind. Wenn fruchtbarer humoser Oberboden abgeschwemmt wird, kann auch Phosphat ausgetragen werden und in Gewässer gelangen.

Die schützende Bodenbedeckung fehlt aber nicht nur bei Umbruchsituationen. Sie wird auch im Bestand immer wieder entfernt. Zum einen wird der Boden unter den Reben (Unterstockbereich) oft mehrmals pro Jahr bearbeitet, um die Reben von der Konkurrenzvegetation freizuhalten. Zum anderen bearbeiten viele Betriebe auch die Gassen erneut, um einzusäen und eine gezieltere Pflanzenmischung zu erreichen.

1.2 Wissenschaftliche und technische Ziele

Wie jüngste Versuche zeigen (WBI und andere), sind zwar reduzierte Bodenbearbeitung und Begrünungen durch zeitlich richtig gesetzte Einsaaten effiziente Methoden zur Minderung von Nitratauswaschungen im Weinbau [13–17]. Dennoch sind weitere Methoden gefragt, damit Winzer gegen Nitratverluste vorgehen können. Die Anwendung von Pflanzenkohle hat hierfür gute Aussichten. Aktivkohlen sind für die Adsorption verschiedener Stoffe bekannt. Wie Versuche im Pflanzenbau gezeigt haben, werden mit ihrer Hilfe Nährstoffe im Boden gebunden und in der Regel steigt auch die Stickstoffversorgung der Pflanzen [18–20]. Bei

Umbrüchen von Rebanlagen oder in wiederholt bearbeiteten Rebzeilen könnte Pflanzenkohle die N-Verlagerung und damit auch die Auswaschung von Nitrat reduzieren. Vor diesem Hintergrund wurden Praxisversuche auf neuangelegten Rebflächen unter Anwendung von Pflanzenkohle angelegt, wobei insbesondere folgende Aspekte interessierten:

- Veränderungen bezüglich der Verlagerungsdynamik von Nitrat
- Bodenwassergehalt
- Entwicklung der Humusschicht und der allgemeinen Nährstoffsituation des Bodens
- Beereninhaltsstoffe

Andere Aspekte waren die allgemeine Pflanzengesundheit der Reben, Wachstumsparameter sowie biologische und physikalische Bodenmerkmale. Zudem interessierten Anwenderaspekte bezüglich der Menge, Beschaffenheit und Vorbereitung der Pflanzenkohle sowie ihre Wirkungsdauer und mögliche Synergieeffekte mit Kompost. Auch die Wirtschaftlichkeit der Anwendung war von Interesse.

1.3 Herausforderungen

Um Anwendungskonzepte für Pflanzenkohle im Weinbau unter praxisnahen und wirtschaftlichen Bedingungen abzuleiten, sollte ein Augenmerk auf die Bewirtschaftungsweise, die technische Ausstattung der Betriebe sowie die Aufwandmenge, Art und Tiefe der Einarbeitung der Kohle gelegt werden. Einflüsse, die die Verlagerung von Nitrat im Boden bestimmen, hängen stark von der Bodenart und den sonstigen Standortfaktoren ab. Ab welcher Pflanzenkohlekonzentration ein Retentions-Effekt für Nitrat auf den jeweiligen Standorten zu erwarten ist, ist schwer vorhersagbar.

Zu Zwecken der Bodenverbesserung wird Pflanzenkohle meist vorbehandelt und z.B. als Mischung mit Grünschnittkompost zugeführt (Kohle-Kompost). Außer Nährstoffkonkurrenzen vorzubeugen ist der Zweck, die Kohle biologisch vorzubereiten und die Bindeeigenschaften für Nährstoffe zu verbessern. Andererseits ist gerade nach Umbruchsituationen auf Rebflächen ein Überangebot von Nitrat vorhanden, sodass in diesem Fall auch bei purer, unbehandelter Kohle keine Gefahr einer N-Immobilisierung bestehen sollte.

Die Herstellungstechnik von Kohle-Kompost erlaubt zudem meist nur eine eingeschränkte Pflanzenkohlemenge (meist 10% des Mietenvolumens), da zu viel Kohle das Erreichen der für die Hygienisierung notwendigen Temperaturen am Kompostwerk gefährden könnte. Die rechtlichen Rahmenbedingungen der Kompostausbringung wiederum schränken die Aufwandmenge der Pflanzenkohle ein. Kompostgaben dürfen das Limit von 30 t TM pro ha innerhalb von 3 Jahren nach der BioAbfV nicht überschreiten. Zusätzlich sind Vorgaben der Düngeverordnung hinsichtlich des Düngebedarfs für Stickstoff und Phosphat zu berücksichtigen. Je nach Effektschwelle für die Nitrat-Retention könnte der gewählte Aufwand an Pflanzenkohle zu gering sein.

Um diese Fragestellungen auf breiter Ebene zu behandeln, sollten Erfahrungen mit verschiedenen Anwendungstechniken und -mengen gesammelt werden. Um Schwelleneffekte zu erkennen, sollte auch sehr hohe Applikationsmenge vorkommen. Eckpunkte, nach denen die Projektfragen ausgerichtet wurden und die gleichzeitig Entscheidungsfaktoren für den Anwender sein können, sind in Abbildung 2 dargestellt.

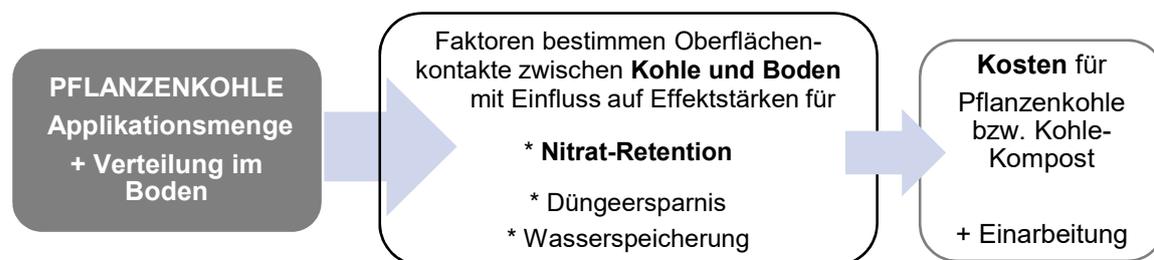


Abb. 2: Eckpunkte noch wenig beschriebener Wirkungsabhängigkeiten bei der Fragestellung „Pflanzenkohle gegen Nitratauswaschung“ zum Projektstart 2016.

2. Projektbeschreibung

2.1. Einführung Pflanzenkohle

Pflanzenkohlen stehen seit einiger Zeit auf intensivem Prüfstand hinsichtlich bodenverbessernder Wirkungen. Aus Holzfeuer oder Bränden hervorgegangen ist Holzkohle erdgeschichtlich in vielen Böden vorhanden. Zudem wurde sie in früheren Epochen der Menschheit gezielt beim Anbau von Nahrungsmitteln eingesetzt (Beispiele: indische RAAB-Technik [21], afrikanische Batibo-Technik [22], Terra preta in Amazonien [23–24]). Auch in Deutschland sind Methoden zur Bodenverbesserung im Zusammenhang mit Rückständen aus Holzfeuern bekannt. Hierzu gehören die Plaggenwirtschaft in Norddeutschland [25] sowie der Wanderfeldbau [26–28] bis hin zur Gabe von „Holzkohlenpulver“ im Hausgarten, s. Allgemeine Gartenzeitung von 1840 [29].

Der schwammartige Charakter (**Bildtafel 2a**), die hohe Oberfläche und die physikalisch-chemischen Bindemöglichkeiten machen Pflanzenkohle zu einem effektiven Speicher für Wasser und Nährstoffe. Die Oberfläche von 1 g Pflanzenkohle misst oft weit mehr als 300 m². Kohle selbst ist kein direkter Dünger, lädt sich aber in feuchter Umgebung mit mineralischen und organischen Nährstoffen sowie mit Wasser auf. Um Pflanzenkohle für den Boden vorzubereiten wird sie oft mit organischen Düngern kombiniert (Kompost, Trester) und ihre Oberfläche dadurch auch mikrobiell aktiviert.

Untersuchungen zur Verwendung von Pflanzenkohlen als Nährstoffträger in Böden zeigten Wirkungsverschiedenheiten in Abhängigkeit ihrer physikalischen Eigenschaften sowie den Bodenvoraussetzungen [30–32]. Eine Reihe von Studien zeigte erhöhte Stickstoff-Verfügbarkeit und damit verbessertes Pflanzenwachstum [18, 33–36]. Das Risiko einer N-Immobilisierung, die bei adsorbierenden Materialien auftreten könnte, wird für Pflanzenkohlen allgemein als gering eingeschätzt, wenn sie nicht in zu großen Mengen und nicht unbehandelt verwendet werden.

Generell ist der positive Effekt für Pflanzen und Böden häufiger bei humus- und strukturärmeren Böden zu beobachten [18, 37–39]. Wenn auch nicht für alle Bodenarten und Anbauvarianten gültig, mehren sich Hinweise, dass Pflanzenkohlen aufgrund ihrer Adsorptionskraft positiv auf die Wasserhaltefähigkeit von Böden wirken [40–42]. Zudem wirken sie der Bodenverdichtung entgegen und scheinen die Regenwurmmaktivität anzuregen [43–44]. Des Weiteren wird eine verbesserte Pflanzengesundheit beziehungsweise erhöhte Widerstandskraft gegen Pflanzenkrankheiten diskutiert [45].

Bei der thermischen Umwandlung von Biomasse bei hohen Temperaturen können unter Umständen gesundheitsgefährdende Stoffe entstehen, die nur langsam abgebaut werden. Um diesen Bereich abzusichern, wurden im Zuge der Kommerzialisierung Qualitätsmerkmale definiert, wie sie auch in anderen Bereichen der Kreislaufwirtschaft eine Rolle spielen. Hierdurch werden Schadstoffgrenzen definiert, beispielsweise für Schwermetalle und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). Ein Vorschlagskatalog, der sich nach den Bestimmungen mehrerer Länder und Rechtsbereiche ausrichtet und schon vielerorts Anwendung findet, ist das European Biochar Certificate (EBC, [46]). Auch die deutsche Düngemittelverordnung ([47] DüMV, Tab. 7.1.10) weist Holzkohle als verwendbaren Nährstoffträger bei der Herstellung von Substraten aus, fasst aber gegenüber dem EBC bestimmte Voraussetzungen etwas enger. Zum Beispiel muss das Produkt aus unbehandeltem Holz stammen und einen Mindestgehalt von 80% Kohlenstoff in der Trockenmasse aufweisen.

Für den Pflanzenkohleeinsatz im Bereich der Tierhaltung und Tiergesundheit, z.B. als Einstreu oder Futtermittel, gelten allgemein strengere Vorgaben als für andere Nutzungen. Der Fachverband Pflanzenkohle [48] listet weitere Verwendungsbereiche für Pflanzenkohlen: Geruchsminderung bei Gülle, Wasserfilterung, Bau- und Dämmstoffe bis hin zu Klimaschutz durch Kohlenstoffspeicherung (Minderung von CO₂-Emissionen).

2.2. Motivation und Ausführungsplanung

Die Projektidee ging von einer Pflanzenkohleanwendung zum Zeitpunkt der Junganlage aus, da hier die Auswaschungsgefahr von Nitrat nach intensiver Bodenbearbeitung erhöht ist und nicht im selben Umfang durch eine Begrünung der Fahrgassen begrenzt ist wie in Ertragsanlagen.

In der Region Freiburg waren mehrere Winzer daran interessiert, Rebflächen zur Verfügung zu stellen. Die Planung setzte allerdings voraus, dass die Behandlungen vor der Neupflanzung stattfinden konnten. Der Versuchsumfang umfasste am Ende vier Betriebsstandorte, die mit Ausnahme Heitersheim ökologisch bewirtschaftet werden (Ausgangslage und Anwendungsmerkmale s. Tabelle 3, S. 12).

Je nach Versuchsumfang ergibt sich folgende Reihenfolge:

- Hauptversuch mit Anwendung in Rebzeilen (170 Reben pro Variante, **Jechtingen**)
- Zusatzversuch mit Anwendung in Rebassen (120 Reben pro Variante, **Heitersheim**)
- Kleinversuche mit Anwendung im Pflanzloch (7–15 Reben/Variante, **Meringen**, **Schönberg**)

Die Zeilen- und Pflanzlochanwendungen wurden Anfang Mai 2016 durchgeführt, die Gassenanwendung Mitte April 2017 (**Bildtafel 1a**).

Um zu überprüfen, ob die adsorbierende Wirkung der Pflanzenkohle eine verminderte Verlagerung von Nitrat bewirkt, war das Untersuchungsdesign darauf ausgerichtet, mögliche Unterschiede im Nitratgehalt in verschiedenen Tiefenstufen im Bodenprofil zu detektieren. Hierfür sollten Bodenproben bis 90 cm Tiefe gezogen und in 3 Schichten getrennt untersucht werden: 0–30 cm, 30–60 cm und 60–90 cm.

In Jechtingen mit der Haupterhebung der Daten war die Möglichkeit maschineller Bodenprobenahme gegeben. Im Beobachtungszeitraum fand dies an 18 Terminen statt. Die anderen Standorte wurden etwa halb so häufig und per Hand mit dem Bohrstock beprobt.

Budgetplanung und Förderung

Die im Antrag geplanten Projektkosten (160 T€) wurden zu 50 % von badenova Innovationsfonds bezuschusst. 50 % wurden von den Teilnehmern selbst getragen (WBI und NP jeweils 39 T€, Weinbaubetriebe insgesamt 2 T€). Die Personalkosten beliefen sich auf insgesamt 130 T€. Die spätere Hinzunahme des Standorts Heitersheim war für den Fördermittelgeber kostenneutral. Sie war eine wichtige Ergänzung für die Erkenntnisse des Projekts.

2.3 Eigenschaftsmerkmale der Pflanzenkohle

2.3.1 Grunduntersuchung auf Schadstoffe

Die Holzkohle stammte aus Waldholz-Hackschnitzel und war in den beiden Vorjahren mit einer mobilen Versuchsanlage hergestellt worden (Carbo-Mob [49]). In der Analyse auf Schadstoffe (Schwermetalle, PAK = polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, untersucht von Eurofins Umwelt Ost) zeigte die Pflanzenkohle im Vergleich zu den Grenzwerten nach AbfKlärV und BBodSchV keine Überschreitungen, sondern blieb weit unterhalb [50].

2.3.2 Korngrößenverteilung

Zur verbesserten Wasseraufnahme und Mischungsfähigkeit wurde die Pflanzenkohle auf eine Korngröße unter 0,5 cm gemahlen (**Bildtafel 2 b–c**). Die Korngrößenverteilung wurde durch Siebung bestimmt (3-malige Wiederholung). Wie Abb. 3 zeigt, lagen bei der gemahlene Kohle 57 % der Partikel unter 1 mm und 43 % zwischen 1 und 4 mm. Bei der ungemahlene Kohle verteilten sich die Anteile entgegengesetzt: 50 % lagen zwischen 4 und 10 mm und nur knapp 10 % unter 1 mm. Ca. 4 % der Partikel waren über 10 mm (nicht gezeigt).

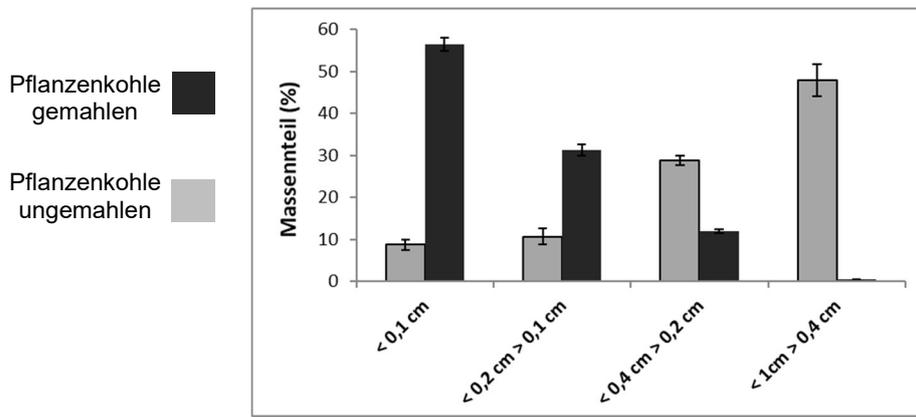


Abb. 3: Korngrößenverteilung der verwendeten Pflanzenkohlen (Abweichungsbalken = SE)

2.3.3 Einfluss der Korngröße auf die Wasseraufnahmefähigkeit

Um herauszufinden, ob sich gemahlene und grobe Kohle in ihrer Wasseraufnahmefähigkeit unterscheiden, wurde ein einfacher Wassersaugtest durchgeführt. 30 g EE0 (Einheitserde) wurde in einen Kunststoffzylinder eingewogen, der unten mit einem feinmaschigen Gewebe verschlossen war, und für 3 h in ein mit Wasser gefülltes Becken gestellt. Der Zylinder wurde danach zum Abtropfen auf Feinsand gestellt (in einem Becken mit wiederverschließbarer Ausflussöffnung). Das Sandbad wurde vorher bei geschlossener Ausflussöffnung vollständig mit Wasser gesättigt. Nach 6 h wurde das Gewicht der vollgesogenen EE0 bestimmt (Wiederholungen zeigten eine nur geringe Abweichung). CM-Holzkohle [49] wurde zunächst getrocknet (10 h bei 105° C). Danach wurden je 10 g abgewogen und vorsichtig im Zylinder mit EE0 gemischt. Das Gemisch wurde für 10 h in das Wasserbecken gestellt und nach 6 h Abtropfzeit erneut gewogen.

Der aus den Gewichtsunterschieden berechnete Wassergehalt stellt die maximale Wasserkapazität des Kohle-Erde-Gemischs unter den Versuchsbedingungen dar. Durch Subtraktion des EE0-Anteils ergab sich die maximale Aufnahmekapazität für die Kohle. Die Ansätze wurden pro Variante 3-mal wiederholt. Wie Abb. 4 zeigt, war gemahlene Kohle in der Lage, das 4-fache und ungemahlene Kohle das 3-fache ihres Eigengewichts aufzunehmen. Beide Kohlen zeigten damit eine höhere Wasseraufnahme als Aktivkohlepellets aus Steinkohle (Aufnahme hier nur 1,5-fach).

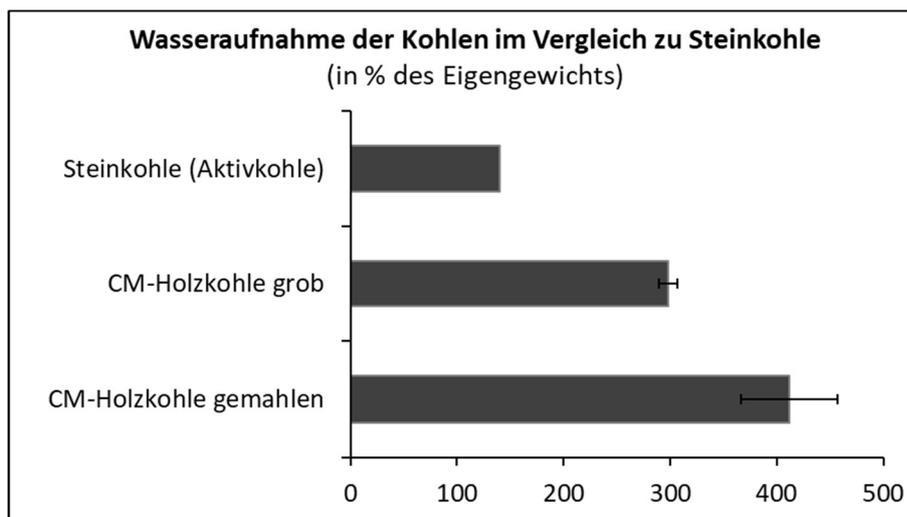


Abb. 4: Fähigkeit der Wasseraufnahme der verwendeten Kohle (grob oder gemahlen) im Vergleich mit Steinkohle (Mittelwert aus 3 WDH, Abweichungsbalken = Min/Max), CM für Carbo-Mob

2.4 Kohle-Kompost-Versuchsvarianten: Herstellung und Applikation

2.4.1 Herstellung

Zu Beginn des Versuchs standen Kohle-Kompost und Kompost zur Verfügung (**Bildtafel 2 d–f**), die an einem Kompostwerk mittels Ko-Kompostierung hergestellt worden waren [51]. Ab November 2015 hatte man hierfür eine 25 cbm-Kompostmiete aufgesetzt und eine Regelkompostierzeit von 6 Monate zugrunde gelegt. Nach Abschluss der Hygienisierungsphase wurden Anfang März 2016 zwei Mal 4 cbm entnommen und in eine der beiden Mini-Mieten 0,84 m³ gemahlene Kohle zugegeben. Bezogen auf das Mischungsvolumen Frischhäcksel zu Kohle lag der Kohleanteil im Ansatz bei 11,4 Vol%. Nach 2 weiteren Monaten Kompostierzeit konnte die Miete beendet und gesiebt werden (Siebverlust etwa 30 %, jedoch ohne Verlust der Kohlepartikel, die sich im Kompost gut in den Hohlräumen verteilten). Bezogen auf das Endvolumen des fertigen Kohle-Kompostes lag der Kohleanteil am Ende bei 23 Vol% und bei ebenso viel Gew%.

Bei der Kompostierung war der Temperaturverlauf der Mini-Mieten insgesamt ähnlich, aber im Fall der Kohle stets um wenige Grade C geringer. Eine weitere Beobachtung war, dass sich die Mieten während der anhaltenden Regenfälle im Frühjahr 2016 etwas verdichteten, im Fall der Miete ohne Kohle jedoch ausgeprägter. Offenbar war die Kohle in der Lage, überschüssiges Wasser aufzunehmen, was dem Zusammensetzen bei Kohle-Kompost entgegenwirkte. Proben von Kohle-Kompost und Kompost wurden einer Kompostanalyse (Analysewerte Tab. 1) und verschiedenen Biotests unterzogen.

Tab. 1: Analyseergebnisse einiger Parameter bei Kompost, Kohle-Kompost und Pflanzenkohle (gemahlen, ungemahlen, Bildtafel 2 b–c).

Parameter	Kompost	Kohle-Kompost	Kohle gemahlen	Kohle ungemahlen	Einheit
Rohdichte	1121	563	-	-	g/l FM
Wassergehalt	60	61	-	-	% FM
Trockenmasse	248*	220*	161*	132*	g/l FM
pH	7,8	7,8	8,8	8,8	-
Phosphat gesamt	0,56	0,47		0,36	% TM
Stickstoff gesamt	1,58	1,49		0,63	% TM
Stickstoff CaCl ₂ -löslich	5	4		5	mg/l FM
davon Ammonium (NH ₄ -N)	2	2		< 1	mg/l FM
davon Nitrat (NO ₃ -N)	3	2		< 1	mg/l FM
5 % anrechenbarer N pro Jahr	3	2		-	kg/ha

Legende: *Eigenbestimmung als Ausnahme, ansonsten durch Labor Lacher (Ehrenkirchen)

2.4.2 Test auf Bioverträglichkeit

Standardisierte Pflanzenverträglichkeitstests (nach BGK, 16h/8 h Gewächshauslicht für 10 Tage unter Einsatz von Einheitserde (EE0) zeigten für die Varianten mit Kohlezusatz allgemein gutes Keimverhalten (Abb. 5). Sommergerste zeigte positive Effekte bei der Keimung auf der Kompost- bzw. Kohle-Kompostmischung auf 50 Vol%. Beim empfindlicheren Chinakohl führte Kohle-Kompost zu keiner Hemmung und der höher dosierte Ko-Kohle-Kompost zu einer Hemmung bei 25 Vol%. Ein ähnliches Verhalten zeigte sich innerhalb einer Bachelor-Arbeit an der Universität Geisenheim [52]. Da der Effekt besonders bei den frischen Kompostproben zum Vorschein kam, kann die Reaktion auf die Vernässung der Komposte am Ende der Mietezeit (2.4.1)

zurückgeführt werden. Interessanterweise schien die Anwesenheit der Kohle die kurzfristig negativen Effekte von Kompost etwas abzdämpfen. Auch im Regenwurmfluchttest nach DIN ISO 17512-1 zeigte sich keine Negativreaktion (analog zu [43]). Feldbeobachtungen von Regenwürmern konnten aus Mangel an Regenwurmlösungen in den wiederholt bearbeiteten Rebzeilen nicht durchgeführt werden.

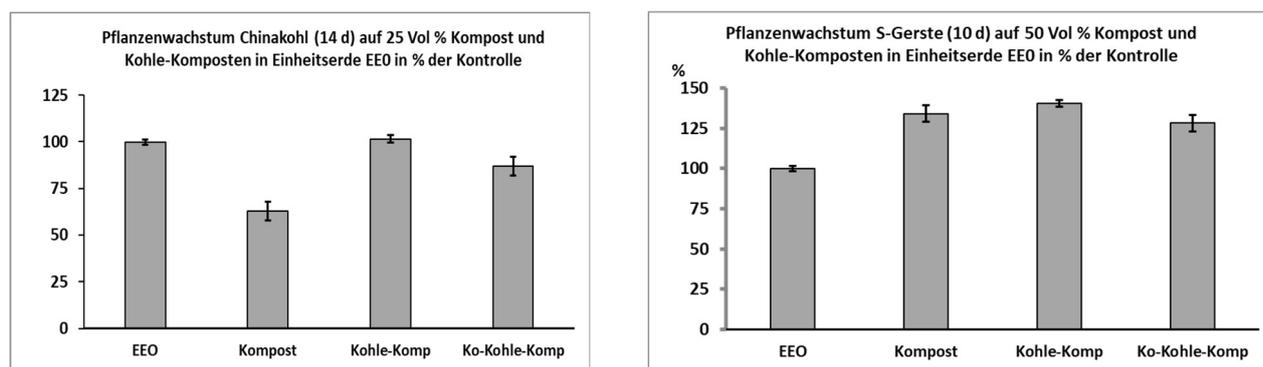


Abb. 5 Pflanzenverträglichkeit der Kompost- und Kohle-Additive bei verschiedenen Keimpflanzen

In einem weiteren Test, bei dem statt Einheitserde der lehmige Boden vom Standort Schönberg mit Ko-Kohle-Kompost gemischt wurde, zeigte sich eine höhere Keimgeschwindigkeit mit dem hochdosierten Ko-Kohle-Kompost als bei „Boden alleine“.

2.4.3 Applikation und Nährstofffrachten der Kohle- und Kompostvarianten

Für die Anwendungen wurden Kompost, verschiedene Kohle-Kompost-Mischungen und unbehandelte Kohle bereitgestellt, die je nach Standort im Frühjahr 2016 bzw. 2017 zugeführt wurden. Die Tabelle 2 enthält die Kurzbezeichnung der Kompostmischungen und die genauen Applikationsmengen auf dem jeweiligen Standort. Weitere Angaben einschließlich der Standortmerkmale sind in Tabelle 3 aufgeführt. Für Ko-Kohle-Kompost wurde Kohle-Kompost mit gemahlener Kohle angereichert. Die Additive wurden jeweils kurz vor der Rebenpflanzung aufgetragen und eingearbeitet. Die Aufwandmengen der Vergleichsvarianten „Kompost mit und ohne Kohle“ in Jechtingen wurden auf Grundlage der Nährstoffanalysen (Tab. 1) angepasst, sodass gleiche Nährstofffrachten bestanden.

Tab. 2: Bezeichnung der Additive mit und ohne Pflanzenkohle, Aufwandmenge und Art der Applikation. J = Jechtingen, M = Merdingen, S = Schönberg, H = Heitersheim. Vergleiche Bildtafel 2.

Standort	Bezeichnung der Additive	Zusatz von Kohle pro l Kohle-Kompost	Aufwandmenge und Applikation	Art der Applikation	Resultierende Kohlemenge am Applikationsort
J	Kohle-Kompost-J	-	16 l pro qm	Aufbringung in Rebzeilen auf 120 cm Breite, Einspaten auf ca. 24 cm Tiefe	7,2 t/ha
	Kompost-J	-	14,4 l pro qm		-
M*	Kohle-Kompost-M	-	Je 9 l auf je 16 l Pflanzlochaushub	Pflanzloch ca. 30 cm tief	45 t/ha
	Ko-Kohle-Kompost-M	+ 180 ml			70 t/ha
S	Kompost-S	-	8 l auf 16 l	Pflanzloch ca. 30 cm tief	-
	Ko-Kohle-Kompost-S	+ 180 ml	9 l auf 16 l Pflanzlochaushub		70 t/ha
H	Kohle-H (pur, ungemahlen)	-	16 l Kohle pro qm in der Gasse	Aufbringung in Gassen auf 1 m Breite, Einarbeiten per Grubber auf 15–20 cm Tiefe	20 t/ha

Tab. 3: Standortmerkmale	Jechtingen (J) (Kaiserstuhl, großer Versuchsumfang)	Merdingen (M) (Tuniberg, Kleinversuch)
Boden	Löss, tiefgründig, pH 7,3, Humus 1,2%	Löss, tiefgründig, pH 7,3 Humus 1,6%
Fragestellung	Effekt geringer PK-Dosis auf Löss	Effekt von hoher PK-Dosis auf Löss
Ausgangssituation Feld	1 J. Brache nach d. Umbruch. Vor der Pflanzung Einarbeitung der im Vorjahr eingesäten Wolff-Blühmischung	Nach 1-jähriger Brache direkter Übergang in die Junganlage
Behandlungstag	9. Mai 2016 (Bildtafel 1 Ja)	14. Mai 2016 (Bildtafel 1 Mb)
Applikationsort	Rebzeile	Pflanzloch
Dosierung am Applikationsort und Variantenbezeichnung	7,2 t/ha (geringdosiert) als „Kohle-Kompost-J“	45 t/ha und 70 t/ha (hoch und extrem dosiert) als „Kohle-Kompost-M“ bzw „Ko-Kohle-Kompost“
	Zum Vergleich: „Kompost“, „betriebsüblich“	Zum Vergleich: „betriebsüblich“
Versuchsdesign und -umfang	170 Reben pro Variante, je 4 WDH über die Fläche verteilt, 1 Rebzeile ist 1 WDH 6 Probetermine/Jahr	7–15 Reben pro Variante, zur Schonung der Wurzeln nur bis 3 Probetermine/Jahr
Auftragsweise	Einspaten der Substrate vor Pflanzung Einarbeitungstiefe 30 cm (Bildtafel 2 o)	Manuelle Einarbeitungstiefe 35 cm (Bildtafel 2 n)
Düngung und Bodenpflege über 3 J. hinweg	Keine N-Düngung, P in 2016, Mulchen der Gassen, Rebzeilenbearbeitung mit Ladurner Kreiselkrümmer, bewässert	Trester jeweils Herbst, Einsaat u. Mulchen der Gassen, Rebzeilenbearbeitung Scheibenegge, bewässert

	Schönberg (S) (FR-St. Georgen, Kleinversuch)	Heitersheim (H) (Markgräflerland, gr. Versuchsumfang)
Boden	Schluffiger bis toniger Lehm, Grundgestein Kalk ab 60 cm, pH 6,3, Humus 4,0 %	Löss-Lehm, sandiger Lehm, tiefgründig, pH 7,5, Humus 2,8 %
Fragestellung	Effekt hoher PK-Dosis auf Lehm	Effekt von PK ohne Kompost, Frage des Verhaltens grober Kohlepartikel (1,5 cm)
Ausgangssituation Feld	Nach 1-jähriger Brache direkter Übergang in die Junganlage	Übergang in die Junganlage ohne Brache
Behandlungstag	11. Mai 2016 (Bildtafel 1 Sa)	19. April 2017 (Bildtafel 1 Ha)
Applikationsort	Pflanzloch	Rebgarbe
Dosierung am Applikationsort und Variantenbezeichnung	70 t/ha (extrem dosiert) als „Ko-Kohle-Kompost“	20 t/ha (mittel-hoch dosiert) als pure, ungemahlene Pflanzenkohle
	Vergl.: „Kompost“, „betriebsüblich“	Zum Vergleich betriebsüblich
Versuchsdesign und -umfang	15 Reben pro Variante, zur Schonung der Wurzeln nur bis 3 Probetermine/Jahr	4 WDH pro Variante (begleitende Zeilen je 120 R. pro Variante), 4 Termine/Jahr
Auftragsweise	Manuelle Einarbeitungstiefe 35 cm	Einarbeitung per Grubber Einarbeitungstiefe < 20 cm (Bildtafel 2 q)
Düngung und Bodenpflege über 3 J. hinweg	Einsaat und Mulchen, Rebzeilenbearbeitung mit Scheibenegge, nicht bewässert	Keine Einsaat, nur Mulchen, Rebzeilenbearbeitung mit Scheibenegge, nicht bewässert

*in Merdingen fiel die geplante Kompostvariante wegen eines Versehens weg

Nährstoffeintrag über die Additive

Kompost und Kohle-Kompost wurden in Jechtingen nur in der Rebzeile verwendet. Die Aufwandmenge von 35 t/ha (als TM) ergibt gemittelt auf den gesamten Schlag einen Aufwand von ca. 19 t/ha und bleibt damit innerhalb der maximal zulässigen Aufwandmenge nach der DüMV (30 t/ha). Bei Kompost darf der aufgebrauchte Gesamt-N im Durchschnitt der landwirtschaftlich genutzten Fläche des Betriebes in einem Zeitraum von drei Jahren 510 kg/ha nicht überschreiten. Berechnet man die N-Frachten für Jechtingen im Rebzeilenbereich, brachten die Additive eine Zufuhr von ca. 530 kg Gesamt-N pro ha (gemittelt auf den Schlag 290 kg/ha) und 0,7 kg Nitrat-N/ha als direkt pflanzenverfügbarer N-Anteil. Als jährliche Nachlieferungsrate, die bei Kompost konventionell auf 5 % des Gesamt-N geschätzt wird, wäre im Rebzeilenbereich mit zusätzlich ca. 26 kg Nitrat-N/ha jährlich zu rechnen.

Auf den Standorten Merdingen und Schönberg wurden die Kohle-Komposte konzentriert, aber nur im Pflanzloch eingebracht, um Extremsituationen zu testen. Als Applikationsfläche im Pflanzloch können 0,09 m² angenommen werden. Direkt im Pflanzloch überstiegen die Gesamt-N-Frachten aufgrund der hohen Kompostmenge die zulässige Menge bei weitem. Gemittelt rangierten sie zwischen 200 und 275 kg/ha. Die im Pflanzlochbereich geschätzte jährliche Nachlieferung von pflanzenverfügbarem N bewegte sich zwischen 150 und 220 kg/ha.

Im Fall der Beaufschlagung von purer, ungemahlener Kohle in Heitersheim betrug die Zufuhr von Gesamt-N in der Rebgasse ca. 125 kg/ha. Der Anteil der von der Pflanzenkohle mitgeführten, direkt pflanzenverfügbaren N-Fracht ist gering. Auch dürfte die jährliche Nachlieferung nicht nennenswert sein.

2.4.4 Einfluss der Additive auf die Bodendichte

Pflanzenkohlen haben meist eine geringe Dichte. In gemahlenem Zustand lag die Dichte der CM-Holzkohle bei 161 g Trockenmasse/l, ungemahlen bei 132 g/l. Da sich durch die Applikation auch die Bodendichte verändern kann, wurde die Bodenlagerungsdichte bestimmt (Stechzylinderproben DIN 18125-2). Die Probenahme erfolgte horizontal aus 10 bis 15 cm Bodentiefe. Die veränderte Bodendichte ist in Tabelle 4 und Abbildung 6 wiedergegeben (s. auch **Bildtafel 2 g-m**). Als Signifikanzniveau gilt $\alpha = 0,05$.

Tab. 4: Veränderung der Lagerungsdichte (dB) des Bodens in der 0–30 cm Schicht nach Zugabe von Pflanzenkohle (gemischt in gemahlener Form, als pure Gabe ungemahlen).

Standort	Additiv	d _B mit Additiv	d _B ohne Additiv	ΔdB		Additiv-Konzentration in Wurzelnähe in g/l Boden
		[g·cm ⁻³]	[g·cm ⁻³]	%	Statistik	Anteile Kohle + Kompost
Jechtingen	Kompost Kohle-Kompost	1,28	1,24	2,6%	n.s.	0 + 9,7
		1,21		-3,1%	n.s.	2 + 7,7
Schönberg	Kompost Ko-Kohle-Kompost	1,11	1,09	1,2%	n.s.	78 + 0
		0,87		-20,5%	sign.	23 + 54
Merdingen	Kohle-Kompost Ko-Kohle-Kompost	1,02	1,18	-11,0%	sign.	14 + 54
		0,94		-20,4%	sign.	23 + 54
Heitersheim	Kohle pur	1,11	1,20	-7,3%	sign.	0 + 5,6

Für die Bestimmung der Nitrat-N-Gehalte pro Hektar und Tiefenstufe wird im Normalfall von Bodendichten von 1,3 g·cm⁻³ für die Schicht 0–30 cm und von 1,5 g·cm⁻³ für die beiden unteren Schichten ausgegangen. Da die obere Schicht im Versuch in Folge der Additive eine geringere Dichte aufwies, war die Überlegung zunächst,

für die Berechnung der Nitrat-N-Gehalte einen Korrekturfaktor einzubeziehen. Da sich die Bodendichten nach einiger Zeit nach dem Umbruch allmählich etwas erhöhten und die Dichteunterschiede zudem keinen Einfluss auf die Vergleichsstatistik der Behandlungen hatten, wurde für die Berechnung der flächenbezogenen Gesamt-N-Gehalte am üblichen Protokoll festgehalten.

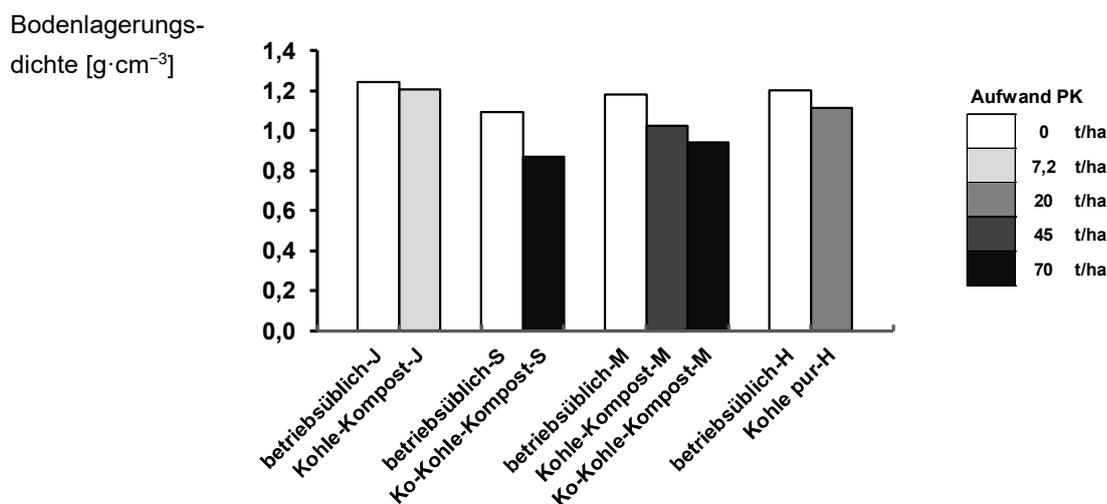


Abb. 6: Bodendichte 0–30 cm für die Standorte J, S, M und H in Abhängigkeit des Kohleaufwands in t TM/ha (Statistik s. Tab. 4). In Mischung mit Kompost lag Kohle gemahlen, in purer Gabe ungemahlen vor.

2.4.5 Einschätzung der Auswaschungsgefahr der Standorte zu Versuchsbeginn

Ein entscheidender Faktor für die Auswaschung von Nitrat ist die Bodenart. Böden mit der Bodenart Schluff, Ton oder Lehm haben eine hohe Wasser- und Nährstoffspeicherkapazität und allgemein ein höheres Rückhaltevermögen für Nitrat als Böden mit einem hohen Sandanteil. Am Standort Schönberg, dessen Boden im Vergleich zu den anderen Standorten (s. Tab. 3) durch den lehmig-tonigen Charakter und durch einen hohen Humusgehalt heraussticht, wurde ein geringeres Auswaschungsrisiko angenommen. Wieviel Nitrat an einem Standort in das Grundwasser ausgewaschen werden könnte, hängt auch davon ab, ob zusätzlich zum natürlichen Nährstoffpotenzial Stickstoff gedüngt wird. Der Stickstoff in bewirtschafteten Böden kommt überwiegend in organischer Form vor (Humus, Proteine, Peptide, Aminosucker). Der Anteil des anorganischen Stickstoffs (im wesentlichen Nitrat und Ammonium) am Gesamt-Stickstoff ist im Allgemeinen unter 5%. Auf den Standorten wurde innerhalb der drei Versuchsjahre nicht gedüngt mit Ausnahme der herbstlichen Trestergabe am Standort Merdingen.

Verlagerungseffekte für Nitrat im Jahresverlauf eines Standorts sind leichter zu verstehen, wenn gleichzeitig Boden- und Witterungseinflüsse betrachtet werden. Eine wichtige Rolle spielen die Höhe des Niederschlags und dessen Zeitpunkt, denn hiervon hängt die Menge des Sickerwassers ab, mit dem Nitrat ins Grundwasser ausgewaschen wird. Veränderungen im Nitratniveau entstehen auch durch Nitrifikation und Denitrifikation durch Bodenbakterien sowie durch N-Immobilisierung (insbesondere nach Einbringen von organischem Material mit einem weiten C:N-Verhältnis) und durch die pflanzliche Aufnahme von Nitrat. Das Auswaschungsrisiko ist zum Beispiel besonders hoch, wenn in den Wintermonaten auf Ackerstandorten keine Haupt- oder Zwischenfrucht vorhanden ist und die Niederschläge entsprechende Sickerwassermengen erzeugen.

Mehrere Arbeiten am WBI und anderswo bewiesen Begrünungen in Rebassen als vorteilhafte Maßnahme zum Schutz gegen Nitratverlagerungen [14–15; 17]. Werden Rebflächen in der Wachstumsphase auf Nitrat beprobt, zeigen begrünte Gassen meist auffällig geringe Gehalte, während in Rebzeilen oder -gassen mit Bodenbearbeitung oft hohe herrschen. Grund ist, dass der Unterstockbereich und in vielen Neuanlagen auch jede 2. Rebgasse zum Freihalten von Konkurrenzpflanzen immer wieder bearbeitet wird (z.B. per Kreiselkrümmler oder Scheibenegge) und so die Mineralisierung immer wieder angeregt wird. In teilweise mehrjährigen Abständen wird auch in Jung- oder Ertragsanlagen in die Pflanzendecke der Gasse eingegriffen (z.B. durch Fräsen, Grubbern). Kurz nach solchen Maßnahmen steigt der Nitratgehalt für eine Weile an.

2.5. Ergebnisse

2.5.1 Nährstoffsituation des Bodens: Humus, C_{org}, Gesamt-N, Spurenelemente

Die erste Bestimmung der Humus- und Nährstoffgehalte erfolgte noch vor der Anwendung der Kohle- und Kompostadditive. Auf den meisten Standorten wurde etwa im Jahresabstand wiederholt gemessen. Die Tabellen 5–8 geben die Werte in den verschiedenen Tiefenstufen wieder, sofern analysiert.

Tab. 5: Jechtingen, Humuswerte, organischer Kohlenstoff (C_{org}) und Gesamt-N nach Anwendung von Kompost und Kohle-Kompost (PK zu 7,2 t/ha) in einer Rebenneuanlage ab 2016. Probenahmen am 15.7.15 (*Brache vor der Anwendung), am 22.8.17, am 17.5.18 und am 13./14.3.19.

Jechtingen	2015*	2017	2018	2019	2015*	2017	2018	2019	2015*	2017	2018	2019
Humusgehalt (%)	0–30 cm				30–60 cm				60–90 cm			
betriebsüblich	1,2	1,3	1,9	1,6	0,7	1,0	0,8	1,4	0,5	0,7	–	0,7
Kompost		1,6	1,9	1,9		0,8	0,7	1,0		1,4	–	1,0
Kohle-Kompost		1,6	2,2	2,2		0,8	1,0	1,1		0,7	–	0,8
Gasse		1,4	1,6	1,8		0,8	1,0	1,1		0,6	–	0,7
C_{org} (%)	0–30 cm				30–60 cm				60–90 cm			
betriebsüblich	0,7	0,78	1,1	0,93	0,41	0,6	0,49	0,81	0,29	0,43	–	0,41
Kompost		0,92	1,11	1,10		0,57	0,42	0,58		0,45	–	0,58
Kohle-Kompost		0,94	1,3	1,28		0,49	0,6	0,64		0,43	–	0,47
Gasse		0,8	0,9	1,05		0,5	0,6	0,64		0,3	–	0,41
Gesamt-N (%)	0–30 cm				30–60 cm				60–90 cm			
betriebsüblich	0,067	0,082	0,099	–	0,054	0,059	0,033	–	0,035	0,046	–	–
Kompost		0,087	0,085	–		0,052	0,026	–		0,044	–	–
Kohle-Kompost		0,093	0,093	–		0,048	0,039	–		0,043	–	–
Gasse		0,083	0,078	–		0,046	0,042	–		0,036	–	–
C/N	0–30 cm				30–60 cm				60–90 cm			
betriebsüblich	10,4	9,5	11,1	–	7,5	10,2	14,8	–	8,3	9,3	–	–
Kompost		10,6	13,1	–		11,0	16,2	–		10,2	–	–
Kohle-Kompost		10,1	14,0	–		10,2	15,4	–		10,0	–	–
Gasse		10,1	11,9	–		10,0	13,8	–		9,2	–	–
pH	0–30 cm				30–60 cm				60–90 cm			
betriebsüblich	7,3	7,7	–	–	7,5	7,7	–	–	7,6	7,9	–	–
Kompost		7,7	–	–		7,7	–	–		7,8	–	–
Kohle-Kompost		7,6	–	–		7,8	–	–		7,9	–	–
Gasse		7,6	–	–		7,8	–	–		7,9	–	–

Wie für Jechtingen aus Tabelle 5 und Abbildung 7 ersichtlich ist, waren die Humusgehalte in der oberen Schicht gegenüber dem Anfangsgehalt (ca. 1,2 % Humus) sowohl bei der Kohle- als auch Kompostvariante bis November 2017 um 33 % angestiegen. Bis zur nächsten Probenahme 2018 stiegen die Gehalte weiter an, aber nur im Fall von Kohle-Kompost überdurchschnittlich (um 83 %), während die Anstiege im Fall von Kompost und betriebsüblich flacher verliefen (betriebsüblicher Wert evtl. Artefakt). Im 3. Beprobungsjahr behielten die kohlenstoffreichen Additive ihren Humusgehalt, während der von betriebsüblich sank.

Am stärksten stieg der Humusgehalt in Merdingen (Tab. 6, Abb. 7). Während im Boden ohne Additive keine Kohlenstoffanreicherung gemessen wurde, hielt sich das Niveau der Ko-Kohle-Kompostvariante, das den Anfangswert von 1,6% um mehr als das Doppelte überstieg, bis zum 3. Jahr.

Tab. 6: Merdingen, Humuswerte und Gesamt-N nach der Anwendung von Kohle-Kompost und Ko-Kohle-Kompost (PK zu 45 bzw. 70 t/ha) in einer Rebenneuanlage ab 2016. Probetermine 9.1.16 (*vor Anwendung), 13.3.18 und 22.2.19.

Merdingen	2016*	2018	2019	2018	2019
Humusgehalt (%)	0–30 cm			30–60 cm	
betriebsüblich	1,6	1,4	1,5	0,24	0,5
Kohle-Kompost		3,4	2,6	0,47	0,5
Ko-Kohle-Kompost		3,6	3,7	0,8	0,9
Corg (%)	0–30 cm			30–60 cm	
betriebsüblich	0,93	0,82	0,90	0,15	0,29
Kohle-Kompost		1,96	1,49	0,28	0,27
Ko-Kohle-Kompost		2,10	2,13	0,47	0,51
Gesamt-N (%)	0–30 cm			30–60 cm	
betriebsüblich	0,086	0,086	0,085	0,016	0,025
Kohle-Kompost		0,15	0,12	0,034	0,022
Ko-Kohle-Kompost		0,12	0,12	0,048	0,051
C/N	0–30 cm			30–60 cm	
betriebsüblich	10,8	9,5	10,6	9,4	11,6
Kohle-Kompost		13,1	12,4	8,2	12,3
Ko-Kohle-Kompost		17,5	17,8	9,7	10,0
pH	0–30 cm			30–60 cm	
betriebsüblich	7,3	7,5	–	–	–
Kohle-Kompost		7,5	–	–	–
Ko-Kohle-Kompost		7,5	–	–	–

Tab. 7: Schönberg, Humuswerte und Gesamt-N nach Anwendung von Kompost und Ko-Kohle-Kompost (PK zu 70 t/ha) in einer Rebenneuanlage ab 2016. Probetermine: 24.11.15 (*vor Anwendung), 23.3.18 und 21.3.19.

Schönberg	2015*	2018	2019	2015*	2018	2019
Humusgehalt (%)	0–30 cm			30–60 cm		
betriebsüblich	4,0	4,0	3,4	2,7	2,9	1,6
Kompost		4,7	3,5		2,8	1,3
Ko-Kohle-Kompost		6,1	4,3		3,0	2,6
Corg (%)	0–30 cm			30–60 cm		
betriebsüblich	2,33	2,33	1,98	1,57	1,69	0,93
Kompost		2,73	2,03		1,63	0,76
Ko-Kohle-Kompost		3,55	2,50		1,74	1,51
Gesamt-N (%)	0–30 cm			30–60 cm		
betriebsüblich	0,25	0,23	–	0,17	0,18	–
Kompost		0,29	–		0,15	–
Ko-Kohle-Kompost		0,26	–		0,19	–
C/N	0–30 cm			30–60 cm		
betriebsüblich	9,3	10,1	–	9,2	9,4	–
Kompost		9,4	–		10,9	–
Ko-Kohle-Kompost		13,6	–		9,2	–
pH	0–30 cm			30–60 cm		
betriebsüblich	6,30	–	–	6,40	–	–

Tab. 8: Heitersheim, Humuswerte und Gesamt-N nach Anwendung von Pflanzenkohle (pur und ungemahlen zu 20 t/ha) in einer Rebenneuanlage ab 2017. Probetermine: 22.2.17 (*vor Anwendung), 12.3.18 und 25.2.19

Heitersheim	2017*	2018	2019	2018	2019
Humusgehalt (%)		0–30 cm		30–60 cm	
betriebsüblich	2,8	2,4	2,7	1,5	1,4
Kohle		3,0	2,6	1,5	1,5
Corg (%)		0–30 cm		30–60 cm	
betriebsüblich	1,6	1,42	1,54	0,85	0,84
Kohle		1,77	1,47	0,85	0,84
Gesamt-N (%)		0–30 cm		30–60 cm	
betriebsüblich	–	0,14	0,14	0,090	0,082
Kohle		0,14	0,13	0,089	0,081
C/N		0–30 cm		30–60 cm	
betriebsüblich	–	10,1	11,0	9,4	10,2
Kohle		12,6	11,8	9,6	10,4
pH		0–30 cm		30–60 cm	
betriebsüblich	7,5	7,4	–	7,6	–
Kohle		7,4	–	7,5	–

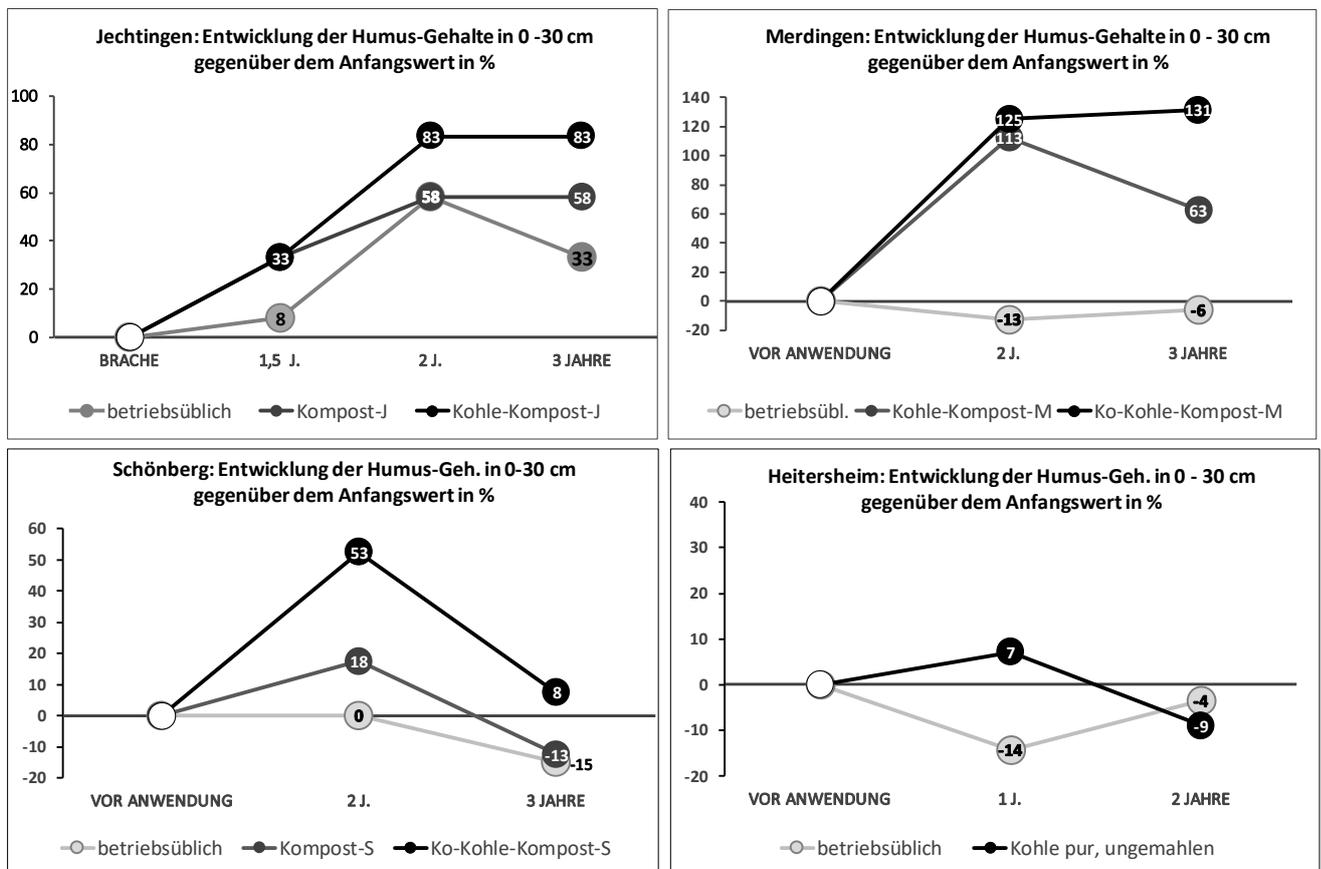


Abb. 7: Entwicklung der Humus-Gehalte nach Anwendung von Kompost, Kohle-Komposten und Kohle pur in vier Rebenjungenanlagen innerhalb von 3 Jahren. Angaben in % gegenüber dem Anfangswert (s. auch Tab. 5–8).

Am Standort Schönberg war der Humusgehalt von Haus auf hoch (4%, Tab. 7, Abb. 7). Der Gehalt blieb ohne Additiv gleich. Mit Additiv nahm er bis 2018 bei Kompost um 18% und bei Ko-Kohle-Kompost um 50% zu, fiel aber im Zuge des allgemeinen Rückgangs bis 2019 sehr stark ab, in unbehandeltem Boden und bei Kompost sogar unter den Anfangswert.

In Heitersheim wurde zwar direkt nach der Zufuhr ungemahlener Kohle ein höherer Kohlenstoffgehalt gemessen, aber sonst kein weiterer Anstieg (Tab. 8, Abb. 7).

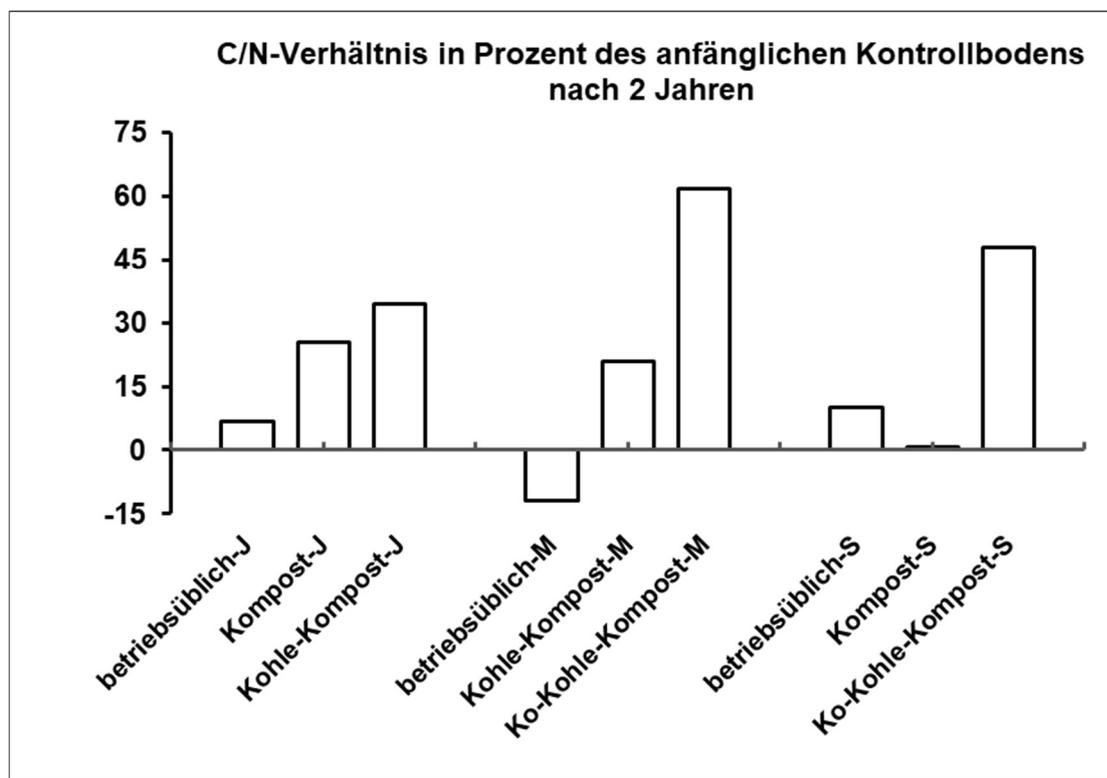


Abb. 8: Verhältnis von C_{org} zu Gesamt-N im Boden 2 Jahre nach Zufuhr von Kompost/Kohle-Komposten in Prozent des Anfangswertes vor Versuchsbeginn (für 0–30 cm); nicht an Standort H. S. auch Abb. 7.

Seltener als in der 0–30 cm Bodenschicht waren die Gehalte für Humus in Folge der Pflanzenkohleanwendungen in der 30–60 cm Schicht angestiegen. Ausschließlich die sehr hohen Gaben der Pflanzloch-anwendung wiesen deutlich erhöhte Gehalte auf, was auf das Einmengen der Additive bis 35 cm Bodentiefe (die oberen Zentimeter der Bohrkerne aus 30–60 cm waren kohle-gefärbt) sowie auf den Transfer von Partikeln kleinerer Fraktionen in noch tiefere Bereiche zurückgeht (vgl. Abb. 3).

Die Zufuhr von Pflanzenkohle führte im Fall der Kohle-Komposte auch zu einer leichten Erhöhung der Gesamt-N-Gehalte. Dies lief in etwa parallel zu den Veränderungen des Humusgehalts. Analog dazu fiel auch das **C/N-Verhältnis** aus (Abb. 8). Insbesondere nach hohen Gaben von Kohle-Kompost nahm das C/N-Verhältnis im Vergleich zu Kompost auch in den Folgejahren weiter zu (vgl. Tab. 5–8, Abb. 7). Betrachtet man die Abbaustabilität der Kohle-Komposte auf den verschiedenen Standorten über 3 Jahre hinweg, tritt der Zusammenhang mit der Kohlefracht deutlich hervor.

Für Nährstoffe wie Kalium, Phosphor, Bor, Magnesium, Eisen, Zink, Kupfer und Mangan lässt sich in vielen Fällen ein leichter Anstieg durch die Zufuhr der Kohle-Komposte ablesen (s. Tab. 9). Dies gilt insbesondere für K_2O , Zn und Cu, im Fall von Kohle in purer Gabe auch für Bor. Ein Einfluss der Additive auf den Boden-pH war nicht erkennbar.

Tab. 9: Pflanzenverfügbare Nährstoffgehalte im Boden verschiedener Rebenneuanlagen gemessen in 0–30, 30–60 und 60–90 cm 1–2 Jahre nach der Anwendung von Kompost, Kohle-Komposten und Kohle pur (am Standort S nur *, d.h. vor der Anwendung gemessen).

Jechtingen	P2O5 mg/100g			K2O mg/100g			Mg mg/kg			Fe mg/kg		
	30	60	90	30	60	90	30	60	90	30	60	90
betriebsüblich 2015*	11	7	5	22	21	19	11	11	10	14,8	17	19,5
betriebsüblich 2017	16	16	11	24	20	22	15	12	11	–	–	–
Kompost 2017	16	13	11	27	22	23	14	11	11	–	–	–
Kohle-Kompost 2017	17	13	10	27	21	21	13	11	10	–	–	–
Gasse 2017	16	14	11	27	22	19	11	11	9	–	–	–
	B mg/kg			Mn mg/kg			Zn mg/kg			Cu mg/kg		
	30	60	90	30	60	90	30	60	90	30	60	90
betriebsüblich 2015*	0,21	0,19	0,19	–	–	–	–	–	–	6,7	6,5	8,5
betriebsüblich 2017	0,13	0,10	<0,1	8,4	7,1	7,8	5,0	3,6	2,0	8,7	12	13
Kompost 2017	0,15	<0,1	<0,1	8,4	6,6	7,5	5,8	2,9	1,9	8,3	9,4	11
Kohle-Kompost 2017	0,16	<0,1	<0,1	9,0	7,7	7,0	6,6	2,7	1,6	10	11	13
Gasse 2017	0,14	<0,1	<0,1	8,1	6,5	7,1	5,9	2,7	1,4	9,3	11	11

Merdingen	P2O5 mg/100g			K2O mg/100g			Mg mg/kg			B mg/kg		
	30	60	90	30	60	90	30	60	90	30	60	90
betriebsüblich 2016*	13	–	–	17	–	–	11	–	–	0,12	–	–
betriebsüblich 2018	15	–	–	15	–	–	9	–	–	0,20	–	–
Kohle-Kompost 2018	27	–	–	28	–	–	14	–	–	0,45	–	–
Ko-Kohle-Kompost 2018	23	–	–	32	–	–	13	–	–	0,38	–	–

Schönberg	P2O5 mg/100g			K2O mg/100g			Mg mg/kg			Fe mg/kg		
	30	60	90	30	60	90	30	60	90	30	60	90
(nur betriebsüblich)	15	11	7	27	23	18	15	15	13	179	135	39
	B mg/kg			Mn mg/kg			Zn mg/kg			Cu mg/kg		
	30	60	90	30	60	90	30	60	90	30	60	90
	0,33	0,33	0,14	134	231	34	33	28	16	69	69	32

Heitersheim	P2O5 mg/100g			K2O mg/100g			Mg mg/kg			Fe mg/kg		
	30	60	90	30	60	90	30	60	90	30	60	90
betriebsüblich 2017*	33	30	22	27	24	19	13	13	12	–	–	–
betriebsüblich 2018	26	21	–	51	22	–	13	13	–	–	–	–
Kohle 2018	26	21	–	34	25	–	13	13	–	–	–	–
	B mg/kg			Mn mg/kg			Zn mg/kg			Cu mg/kg		
	30	60	90	30	60	90	30	60	90	30	60	90
betriebsüblich 2017*	0,33	0,33	0,14	134	231	34	33	28	16	69	69	32
betriebsüblich 2018	0,26	0,21	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Kohle 2018	0,27	0,24	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–

2.5.2 Entwicklung der Nitrat-Stickstoff-Gehalte im Boden

Probenumfang. Zum Erfassen der Nitrat-N-Gehalte wurden die Standorte in 3 Bodentiefen (0–30, 30–60 und 60–90 cm) jährlich zu mehreren Terminen pro Jahr beprobt. Im Hauptversuch in Jechtingen mit 18 Terminen wurden die Rebzeilen maschinell beprobt (**Bildtafel 3h**) und zwar in jeder der vier Wiederholungszeilen pro Variante an 7 bis 10 Einstichstellen (von Termin zu Termin um etwa 1,5 m versetzt). Die Einzelentnahmen zählten 37–40 je Variante und Bodenschicht. Auf den anderen Standorten erfolgte die Beprobung per Hand (Bohrstock) mit einer Entnahmefrequenz von 2–5 pro Variantenzeile und einem Umfang von 8 Einzelentnahmen je Variante und Bodenschicht in Heitersheim und 4–5 in Merdingen bzw. am Schönberg. In Heitersheim lagen 4 Wiederholungsgassen pro Variante vor, bei den Pflanzlochversuchen war für jede Variante nur je 1 Rebzeile behandelt worden. An jedem Probetag erfolgten auch in begrünten bzw. unbegrünten Gassen 2–4 Entnahmen. Im gesamten Untersuchungszeitraum wurden die Standorte Jechtingen 18-mal, Merdingen 7-mal, Schönberg 5-mal und Heitersheim 9-mal beprobt. Für spezielle Fragen wurden zusätzliche Probetage eingelegt.

Bestimmungsmethode Nitrat-N und Ammonium-N im Boden. Die feldfrischen Proben wurden in Kühlboxen gesammelt und in Tiefkühltruhen aufbewahrt. Die Untersuchung erfolgte ähnlich zur VDLUFA-Methode (A 6.1.4.1): gefrorenes Probenmaterial wird angetaut und homogenisiert (feldfrische Proben werden direkt eingesetzt). 20 g werden mit 100 ml 0,0125 mol CaCl₂-Lösung versetzt (**Bildtafel 3i**) und eine Stunde im Horizontalschüttler geschüttelt. Nach Filtration über Faltenfilter (MN 615 1/4) werden die Filtrate mit einem Fließinjektionsanalysator (FIAstar™ 5000 Analyzer) der Fa. FOSS (Hillerød, Dänemark) analysiert. Abweichend von der Anwendungsbeschreibung der Fa. FOSS (AN 5206, AN5226) wird H₂O (reinst.) als Carrier verwendet. Die Nitratbestimmung erfolgt photometrisch nach Reduktion mit Cadmium. Die Ammoniumbestimmung erfolgte mittels Gasdiffusion photometrisch. Das Messergebnis in mg/l wird jeweils in eine flächenbezogene Menge umgerechnet, sodass die Nitrat-N- und Ammonium-N-Gehalte in kg pro ha für jede Bodenschicht vorlagen.

Für die Entwicklung der Nitrat-N-Gehalte in Neuanlagen ist ein starker Anstieg im Pflanzjahr von Frühjahr bis Sommer typisch. Im Bereich bearbeiteter Rebzeilen nimmt Nitrat-N durch die vermehrte mikrobielle Tätigkeit in der oberen Bodenschicht stark zu an (Nitrifikation durch Bakterien). Der Anstieg in 0–30 cm kann bei ausreichendem Niederschlag eine Anreicherung in den darunterliegenden Schichten bewirken (30–60 und 60–90 cm und tiefer). Durch das hohe Nitratanfängsniveau kann es in den ersten Jahren verstärkt zu einer Auswaschung kommen. In den oberen Schichten nehmen die hohen Gehalte i.d.R. nach den Niederschlägen über die Wintermonate wieder ab.

Die Entwicklung der Nitratgehalte auf den vier Standorten ist im Folgenden in der Reihenfolge Jechtingen, Merdingen, Schönberg und Heitersheim dargestellt. Die Beobachtungen werden zunächst anhand der Zeitreihendiagramme beleuchtet und in Abschnitt 2.5.3 (Bodenwassergehalt) in wichtigen Punkten und in der Zusammenschau mit dem Faktor Wasser erneut dargestellt (Niederschlag, Bewässerung).

2.5.2.1 Nitrat-N Jechtingen

In Jechtingen wurden im Pflanzjahr 2016 im Gesamtprofil (0–90 cm) Maximalwerte von 200–260 kg Nitrat-N/ha erreicht (Abb. 9). Mit Blick auf die Bodentiefe zeigten die 3 Varianten grundsätzlich ein ähnliches Verteilungsmuster. Die 0–30 cm Schicht enthielt bis zu 110 kg, die 30–60 cm Schicht bis zu 160 kg und die 60–90 cm Schicht bis zu 60 kg Nitrat-N/ha. Über die Wintermonate 2016/2017 schienen die Gehalte der oberen Schicht in die zweite überzuwechseln (vgl. 9.11.16 und 22.2.17). Bis zum Ende des Untersuchungszeitraums fiel das Nitratniveau überall kontinuierlich ab und war am 14.3.19 bei ca. 40 kg/ha angelangt. Zuwächse im Nitrat-niveau in 60–90 cm deuten auf eine Verlagerung aus der darüberliegenden Schicht. Die Abnahme am Übergang 2017/2018 deutet auf eine Verlagerung in noch tiefere, nicht mehr beprobte Bodenschichten. In begrünten Gassen blieben die Nitratgehalte stets auf einem geringen Niveau (s. jeweils 4. Säulen).

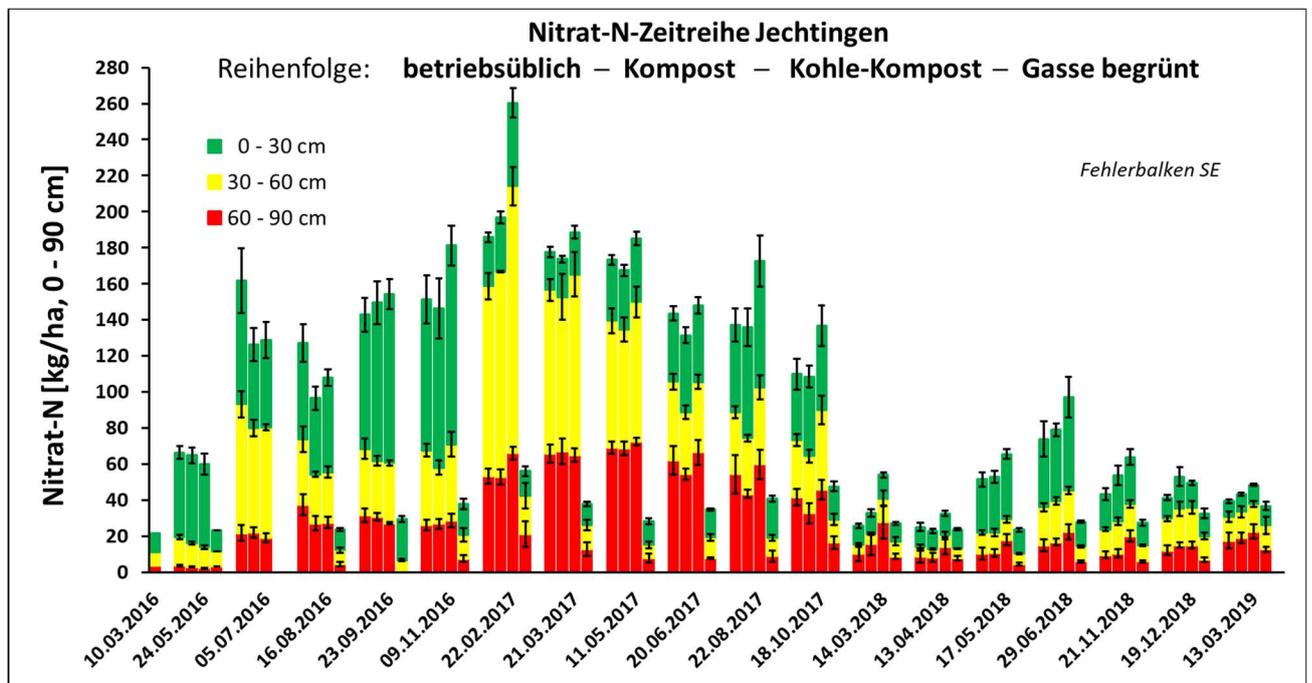


Abb. 9: Jechtingen, Nitrat-N-Gehalte im Boden der 2016 gepflanzten Rebanlage gemessen im Rebzeilenbereich in 0–30, 30–60 und 60–90 cm für die Varianten *betriebsüblich*, *Kompost-J* und *Kohle-Kompost*, letzteres mit Pflanzenkohle zu 7,2 t/ha. Rechte Säulen jeweils begrünte Gassen. Im Gesamtprofil und den Einzelschichten sind im Variantenvergleich die häufigsten Gehaltsunterschiede am 22.2.17 und 14.3.18. Abweichungsbalken = SE.

Eine gemischte lineare Regressionsanalyse unter Einbezug aller 540 Einzelwerte bestätigte, dass sich Kohle-Kompost in allen Schichten, Kompost aber nur in der oberen Schicht bei einem Signifikanzniveau von $\alpha=0,05$ signifikant von *betriebsüblich* unterscheidet (Kändler/Stelzer, FVA, April 2019).

Tab. 10: Jechtingen, Ergebnis der gemischten linearen Regression für Nitratgehalte im Boden einer Rebanlage gemessen an 15 Probeterminen zwischen September 2016 und März 2019, aufgeteilt nach Bodenschichten und Behandlungsvarianten (*betriebsüblich*, *Kompost* und *Kohle-Kompost*).

Gemischte lineare Regressionsanalyse	Wert [kg/ha]	95% Konfidenzintervall	p-Wert
GESAMTPROFIL 0-90 cm			
Referenz (<i>betriebsüblich</i>)	33,856	[27.691; 40.022]	<0.001
Behandlung: <i>Kompost</i>	0,581	[-3.654; 4.815]	0,788
Behandlung: <i>Kohle-Kompost</i> (PK 7,2 t/ha)	7,449	[3.214; 11.684]	0,001
BODENTIEFE 0-30 cm			
Referenz (<i>betriebsüblich</i>)	32,729	[25.285; 40.173]	<0.001
Behandlung: <i>Kompost</i>	4,141	[0.59; 7.692]	0,023
Behandlung: <i>Kohle-Kompost</i> (PK 7,2 t/ha)	9,309	[5.759; 12.86]	<0.001
BODENTIEFE 30-60 cm			
Referenz (<i>betriebsüblich</i>)	36,178	[27.5; 44.856]	<0.001
Behandlung: <i>Kompost</i>	-1,417	[-4.793; 1.959]	0,407
Behandlung: <i>Kohle-Kompost</i> (PK 7,2 t/ha)	7,403	[4.027; 10.779]	<0.001
BODENTIEFE 60-90 cm			
Referenz (<i>betriebsüblich</i>)	32,662	[26.841; 38.484]	<0.001
Behandlung: <i>Kompost</i>	-0,982	[-3.451; 1.487]	0,432
Behandlung: <i>Kohle-Kompost</i> (PK 7,2 t/ha)	5,635	[3.166; 8.103]	<0.001

Legende: Die Werte neben den Varianten (Behandlung *Kohle-Kompost* und *Kompost*) geben jeweils an, um welchen Nitratgehalt die betreffende Variante im Beobachtungszeitraum höher (niedriger) lag als *betriebs-üblich*. Der Wert von 9,309 bei *Kohle-Kompost* in 0–30 cm gibt z.B. an, dass diese Variante die Kontrolle im Mittel um 9,3 kg/ha übertraf, wobei für die Kontrolle ein durchschnittlicher Wert von 32,7 kg/ha zu verzeichnen war usw.

Auf das Gesamtprofil gesehen lag die *Kohle-Kompost*variante im Mittel über alle Termine um 7 kg/ha Nitrat-N/ha höher als *betriebsüblich*, der Nitratgehalt der *Kompost*variante lag im Mittel um nur 0,6 kg/ha höher als *betriebsüblich* (Tab. 10). Betrachtet man die Anteile der einzelnen Schichten am jeweiligen Plus, liegen diese für *Kohle* von oben nach unten bei 44, 29 und 27 %. Ein starker Kontrast dazu ist das Ergebnis

für Kompost. Hier geht das Plus zu 100 % auf die 0–30 cm Schicht zurück und hat einen nur halb so starken Effekt wie die Kohlevariante.

Zusätzlich wurde untersucht, ob sich Unterschiede zwischen den Varianten an einzelnen Probetagen häufen (Student's t-Test für die Schichten 0–30, 30–60, 60–90, 0–60 und 0–90 cm). In der Tabelle 11 sind 13 Zeitpunkte aufgeführt, an denen die Varianten voneinander abweichen (ab p-Werten von 0,1). Die Daten 22.2.17 und 14.3.18 fallen durch hohe Werte bzw. Signifikanzen auf (Signifikanzniveau $\alpha = 0,05$). Da die Probestermine jeweils nach der Winterperiode liegen, wurde geprüft, ob sich die Nitratgehalte nach dem Winter, d.h. am 22.2.17, 14.3.18 und 13.3.19, häufiger unterscheiden als an anderen Terminen.

Tab. 11: Jechtingen, Termine mit Nitrat-N-Gehaltsunterschieden im Variantenvergleich in verschiedenen Bodenschichten nach Anwendung von Kompost und Kohle-Kompost zu PK 7,2 t/ha (Student's t-Test). Es sind nur solche Termine aufgeführt, an denen sich die drei Vergleichspaare in mindestens einem Fall unterscheiden (p -Wert $< 0,1$).

Nitrat-N-Gehaltsunterschiede im Variantenvergleich Jechtingen [kg/ha]				
Zeitraum	Schicht [cm]	Kohle-Kompost zu betriebsüblich	Kohle-Kompost zu Kompost	Kompost zu betriebsüblich
05.07.2016	0–30	-20,1 n.s.	2,2 n.s.	-22,4 n.s.
23.09.2016		19,3 *	6,0 n.s.	13,3 n.s.
09.11.2016		26,4 *	22,0 n.s.	4,4 n.s.
22.02.2017		19,0 **	15,9 **	3,1 n.s.
14.03.2018		2,3 *	2,4 n.s.	-0,1 n.s.
13.03.2019		2,0 *	0,9 n.s.	1,1 n.s.
09.11.2016	30–60	0,9 n.s.	11,2 *	-10,27 *
22.02.2017		42,7 ****	34,1 ****	8,61 n.s.
22.08.2017		8,3 n.s.	11,6 *	-3,35 n.s.
18.10.2017		12,6 *	12,5 *	0,10 n.s.
14.03.2018		7,5 *	7,1 *	0,39 n.s.
13.04.2018		1,2 n.s.	2,3 *	-1,07 n.s.
21.11.2018	16,1 **	12,5 *	3,53 *	
16.08.2016	60–90	-9,9 *	0,48 n.s.	-10,4 *
22.02.2017		12,8 **	13,31 ***	-0,5 n.s.
18.10.2017		4,3 n.s.	13,11 *	-8,8 n.s.
14.03.2018		17,9 ***	12,37 ***	5,5 n.s.
17.05.2018		7,5 *	7,3 *	0,2 n.s.
21.11.2018		10,4 ***	9,7 ***	0,7 n.s.
05.07.2016	0–60	-30,2 n.s.	5,5 n.s.	-35,7 n.s.
09.11.2016		27,3 n.s.	33,2 n.s.	-5,9 n.s.
22.02.2017		61,7 ****	50,0 ****	11,7 n.s.
22.08.2017		30,1 n.s.	20,2 n.s.	9,8 n.s.
14.03.2018		10,5 *	8,8 *	1,7 n.s.
21.11.2018		22,7 **	13,0 n.s.	-9,7 n.s.
19.12.2018	5,5 *	-3,4 n.s.	-8,9 n.s.	
05.07.2016	0–90	-32,9 n.s.	2,6 n.s.	-35,5 n.s.
16.08.2016		-19,0 n.s.	11,4 n.s.	-30,4 n.s.
09.11.2016		29,7 n.s.	34,9 n.s.	-5,2 n.s.
22.02.2017		74,5 *****	63,3 ****	11,1 n.s.
11.05.2017		11,9 n.s.	17,7 *	-5,8 n.s.
22.08.2017		35,5 n.s.	36,6 n.s.	-1,1 n.s.
18.10.2017		26,7 n.s.	28,1 n.s.	-1,4 n.s.
14.03.2018		28,3 *	21,1 n.s.	7,2 n.s.
17.05.2018		17,4 *	15,8 *	1,6 n.s.
29.06.2018		26,5 n.s.	21,4 n.s.	5,2 n.s.
21.11.2018		33,1 ***	22,7 *	10,4 n.s.
19.12.2018		8,3 *	-3,4 n.s.	11,8 n.s.

Zeichen für p-Werte: * $p < 0,1$, ** $p < 0,05$, *** $p < 0,025$, **** $p < 0,01$, ***** $p < 0,005$. Negativzeichen bedeutet Rückgang. Signifikante Werteunterschiede sind fett gedruckt (p -Werte $< 0,05$).

Die Nitratgehalte der Kohlevariante überragten die betriebsüblichen Gehalte in insgesamt 12 Fällen ($p < 0,05$), davon fielen 5 auf den 22.2.17 und einer auf den 14.3.18. Zählt man Unterschiede bei p -Werten $< 0,1$ mit, waren es 22 Fälle, darunter der 22.2.17 und 14.3.18 je 5-mal und der 13.3.19 einmal vertreten. Unter

gleichzeitiger Betrachtung der Anfangstermine der Winterperioden (9.11.16, 18.10.17 und 21.11.18 bzw. 19.12.18), waren die Wintermonate insgesamt 18-mal vertreten von 36 möglichen Fällen. Die übrigen Termine bzw. Kombinationen mit Unterschieden ab p-Werten < 0,1 kamen nur 1-mal oder höchstens 2-mal vor. Die Kohle-Kompostvariante überragte auch die Kompostvariante häufiger an den Vor- und Nachwinterterminen als an anderen Tagen. Kompost und betriebsüblich unterscheiden sich an diesen Tagen nicht.

An den Terminen 5.7. und 16.8.2016, d.h. wenige Monate nach der Aufbringung der Komposte, weisen beide Behandlungsvarianten gegenüber betriebsüblich Negativwerte auf (vgl. jeweils kürzere Säulenlängen in Abb. 9). Die Unterschiede sind jedoch nicht signifikant ($p < 0,2$).

In der Tabelle 12 sind die Nitrat-N-Gehaltsänderungen aller Varianten über die Winterperioden aufgeführt. Im 1. Winter hatten in Jechtingen die Nitratgehalte in der oberen Schicht (0–30 cm) um 58–68 % abgenommen, in 30–60 cm aber um das 1,5 bis 2,5-fache zugenommen. Vergleicht man die Nettozuwächse in 0–60 cm als Ganzes, waren die Gehalte bei Kompost und Kohle-Kompost nennenswert um 25 bzw. 42 kg/ha gestiegen, aber nur bei der Kohlevariante war der Werteunterschied annäherungsweise signifikant ($p < 0,1$). Im zweiten Winter fielen die Nitratgehalte in 0–60 cm und 60–90 cm gegenüber dem Vorjahrestermin überall ab, allerdings prozentual bei Kohle-Kompost weniger stark. Die Unterschiede fallen vor allem im Vergleich der unteren Schicht auf. Im 3. Winter ist das Nitratniveau so gering, dass kein Vergleich mehr möglich ist.

Tab. 12: Jechtingen, Nitrat-N-Gehaltsänderungen in den Bodenschichten der Varianten betriebsüblich, Kompost und Kohle-Kompost (PK 7,2 t/ha) über die Winterperioden (absolut und in %), für Zeichenerklärung s. Tab. 11.

Zeitraum	Schicht [cm]	betriebsüblich		Kompost		Kohle-Kompost	
		[kg/ha]	[%]	[kg/ha]	[%]	[kg/ha]	[%]
1. Winter- periode 9.11.16 – 22.2.17	Δ 0–30	-57	****	-58	***	-64	****
	Δ 30–60	64	****	83	****	106	****
	Δ 60–90	27	****	26	****	37	****
	Δ 0–60	7,2	n.s.	25	n.s.	42	*
2. Winter- periode 8.10.17 – 14.3.18	Δ 0–30	-26	**	-32	****	-33	***
	Δ 30–60	-26	****	-26	****	-31	***
	Δ 60–90	-31	****	-17	*	-18	*
	Δ 0–60	-53	*****	-58	*****	-65	****
3. Winter- periode 19.12.18 – 22.2.19	Δ 0–30	-2,8	*	-8,0	*	-2,9	*
	Δ 30–60	-4,5	n.s.	-5,7	n.s.	-5,8	*
	Δ 60–90	5,4	n.s.	4,1	n.s.	7,6	*
	Δ 0–60	-7,2	*	-14	n.s.	-8,7	**

2.5.2.2 Nitrat-N Merdingen

Der Standort Merdingen ist ebenfalls wie Jechtingen von tiefgründigem Löss geprägt. Der betriebsüblichen Kontrolle standen die zwei Kohle-Komposte gegenüber (**Bildtafel 2 k–m**), Wie in der Tabelle 2 beschrieben, enthielten Kohle-Kompost gleiche Anteile Kompost, aber Pflanzenkohle in zwei Konzentrationen.

Wie aus der Abbildung 10 hervorgeht, war die Nitratgehaltsentwicklung in Merdingen stärker als in Jechtingen. Die Gründe dürften in der Vorgeschichte der Fläche liegen, die am 10.3.16 gespatet (50 cm tief) und kurz vor dem Pflanzen auf ca. 12 cm Tiefe mit einer Kreiselegge und dann mehrfach im Zeilenbereich bearbeitet wurde (Flachschar, Scheibe, Handhacke). Die Maßnahmen setzten Nitrat frei (Nitrifikation). Zudem wurde im Frühherbst 2016 jede 2. Gasse mit Traubentrestler gedüngt. Die Gasseneinsaat war zunächst schlecht aufgegangen, sodass die Begrünung erst ab 2017 vollständig war und der Nitratgehalt unter 50 kg/ha blieb.

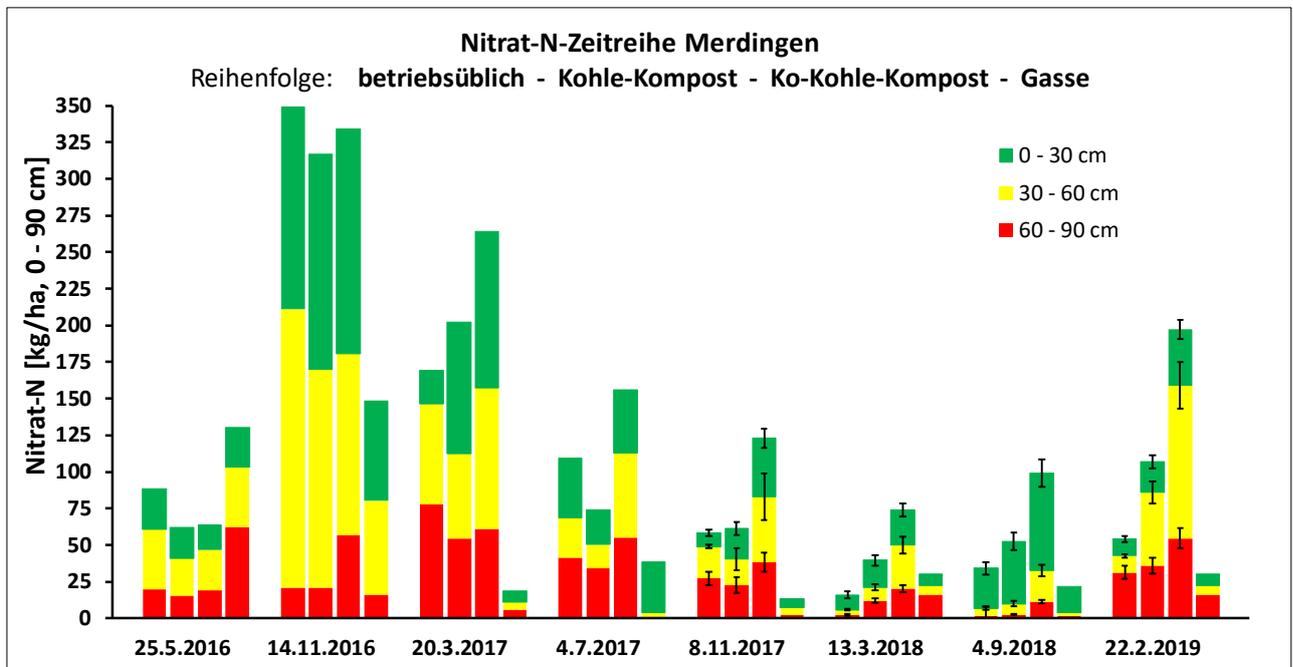


Abb. 10: Merdingen, Nitrat-N-Gehalte im Boden der 2016 gepflanzten Rebenneuanlage gemessen in 0–30, 30–60 und 60–90 cm gemessen an der Pflanzstelle für die Varianten betriebsüblich, Kohle-Kompost-M und Ko-Kohle-Kompost (PK zu 45 bzw. 70 t PK pro ha). Rechte Säulen jeweils begrünte Gassen. Statistik erst ab 8.11.17 möglich (mind. 4 stocknahe Einstiche), vorher Mischproben aus 3–4 Einstichen. Abweichungsbalken = SE.

Die Nitratgehalte von bis zu 350 kg/ha am 14.11.16 spiegeln die hohe Freisetzung im Pflanzjahr wieder. Während sich die Varianten hier ähnelten, verhielten sie sich beim Rückgang über den Winter sehr unterschiedlich (s. die vergleichsweise viel kürzere Gesamtsäule für betriebsüblich am 20.3.17). Ein Jahr später lag das Nitratniveau unter 75 kg/ha im Gesamtprofil 0–90 cm. Bei den Behandlungsvarianten war über die letzte Winterperiode 2018/2019 ein erneuter Anstieg bis 200 kg/ha zu verzeichnen.

Die Tabelle 13 zeigt das Ergebnis des Variantenvergleichs für alle 8 Probetermine, an denen alle 3 Schichten stocknah beprobt wurden. Die Varianten unterschieden sich an den 6 Vor- und Nachwinterterminen häufig ($p < 0,025$). Von den 45 Wertekombinationen, die sich statistisch auswerten lassen (s. Legende Tab. 13), wurden die betriebsüblichen Nitratgehalte und die von Kohle-Kompost 12- bzw. 13-mal von der konzentrierten Variante übertroffen. Kohle-Kompost übertroffen betriebsüblich in 7 Fällen, aber nie die konzentrierte Kohlevariante. Die Kohlevarianten zeigten im betriebsüblichen Vergleich in insgesamt nur 11 Fällen geringere Werte, wovon 7 auf die Hemmwirkung der frischen Komposte zurückführen können (s. 25.5.16). Am 14.11.16 rangierte der Nitratgehalt der Kohlevarianten in der 30–60 cm Schicht um 41–67 kg/ha unter dem betriebsüblichen Gehalt, während der Gehalt in 0-30 cm um nur 9–15 kg/ha unterschritten wurde.

Tab. 13: Merdingen, Termine mit Nitrat-N-Gehaltsunterschieden im Variantenvergleich in verschiedenen Bodenschichten nach Anwendung von Kohle-Kompost (M) und Ko-Kohle-Kompost zu 45 bzw. 70 t PK pro ha (Student's t-Test). Es sind nur solche Termine aufgeführt, an denen sich die drei Vergleichspaare in mindestens einem Fall unterscheiden (p -Werte $< 0,1$).

Nitrat-N-Gehaltsunterschiede im Variantenvergleich Merdingen [kg/ha]				
Zeitraum	Schicht [cm]	Ko-Kohle-Kompost zu betriebsüblich	Kohle-Kompost (M) zu betriebsüblich	Ko-Kohle-Kompost zu Kohle-Kompost (M)
25.05.2016		-10,9 -	-7,1 -	-3,9 -
14.11.2016		15,3 -	8,8 -	6,5 -
20.03.2017		83,9 -	66,4 -	17,4 -
08.11.2017	0–30	27,7 *****	8,6 ****	19,1 ***
13.03.2019		13,7 ***	8,2 *	5,5 n.s.
04.09.2018		34,5 ****	14,9 **	19,6 n.s.
22.02.2019		23,8 *****	9,3 *****	14,6 *

25.05.2016		-13,4 -	-15,2 -	1,8 -
14.11.2016		-66,5 -	-41,4 -	-25,1 -
<u>20.03.2017</u>		27,5 -	-10,6 -	41,0 -
08.11.2017	30–60	26,6 **	-0,5 n.s.	27,1 *
13.03.2019		26,2 *****	5,3 ***	20,9 *****
04.09.2018		14,5 *****	2,7 n.s.	11,8 **
<u>22.02.2019</u>		86,4 *****	41,6 *****	44,8 ***
25.05.2016		-0,7 -	-4,4 -	3,7 -
14.11.2016		36,2 -	0,2 -	36,0 -
<u>20.03.2017</u>		-16,5 -	-23,2 -	6,6 -
08.11.2017	60–90	15,9 n.s.	0,6 n.s.	15,3 n.s.
13.03.2019		18,0 *****	10,0 *****	8,0 ***
04.09.2018		8,2 *****	0,8 **	7,4 *****
<u>22.02.2019</u>		25,0 *****	11,5 ****	13,5 *
25.05.2016		-24,4 -	-22,3 -	-2,1
14.11.2016		-51,2 -	-32,6 -	-18,6
<u>20.03.2017</u>		111,4 -	55,8 -	55,5 -
08.11.2017	0–60	54,2 *****	8,1 n.s.	46,2 *****
13.03.2019		39,9 *****	13,5 **	26,4 ***
04.09.2018		49,0 *****	17,6 **	31,4 **
<u>22.02.2019</u>		110,2 *****	50,8 *****	59,4 *****
25.05.2016		-25,0 -	-26,6 -	1,6 -
14.11.2016		-15,0 -	-32,4 -	17,4 -
<u>20.03.2017</u>		94,9 -	32,7 -	62,2 -
08.11.2017	0–90	70,1 *****	8,6 n.s.	61,5 **
13.03.2019		57,9 *****	23,4 *****	34,5 *****
04.09.2018		57,2 *****	18,4 **	38,8 **
<u>22.02.2019</u>		135,2 *****	62,3 *****	72,8 ***

Legende: Statistik erst ab 8.11.17 möglich, vorher einzelne Mischproben aus 3–4 Einstichen. Anzahl Einstiche bzw. Wiederholungen pro Variante am 8.11.17 je 3–4, am 13.3.18 je 4, am 4.9.18 je 7–9 und am 22.2.19 je 6–9.

Zeichen für p-Werte: *p < 0,1, **p < 0,05, ***p < 0,025, ****p < 0,01, *****p < 0,005.

Negativvorzeichen bedeutet Abnahme. Probetermine am Winterende unterstrichen.

Die Tabelle 14 zeigt die Nitrat-Gehaltsänderungen der Varianten in Merdingen über die Winterperioden.

Im 1. Winter nahmen die Gehalte in den oberen Schichten stark ab, am stärksten bei betriebsüblich (Tab. 14a, vgl. betriebsübliche Abnahme um 83% gegenüber 30–39% bei den Kohlevarianten). In der unteren Schicht nahmen die Gehalte dagegen überall zu, jedoch war die Zunahme gegenüber dem Vortermi betriebsüblich wieder viel höher, sowohl absolut betrachtet als auch prozentual (vgl. 57 kg mit 34 bzw. 4 kg Nitrat-N pro ha bei den Kohlevarianten).

Betrachtet man die 0–60 cm Schicht als Ganzes und vergleicht die Bilanzen im 2. Winter (Tab. 14a), ist erkennbar, dass der Nitratgehalt bei Ko-Kohle-Kompost stärker absank als bei Kohle-Kompost oder betriebsüblich. Legt man aber das Ausgangsniveau des Wintertermins zu Grunde, ist die prozentuale Gehaltsabnahme in den oberen Schichten 0–60 cm betriebsüblich erneut am größten (hier Abnahme um 54%, bei den Kohlevarianten um 29 bzw. 36%). Im 3. Winter war der Nitratgehalt in der 0-30 cm Schicht überall etwas abgesunken und in den beiden unteren Schichten angestiegen, während betriebsüblich nur die untere Schicht 60–90 cm einen Zuwachs erfuhr. Betrachtet man die 0–60 cm Schicht als Ganzes, war das Nitratniveau bei den Kohlevarianten signifikant um 21 bzw. 50 kg Nitrat-N pro ha gestiegen und betriebsüblich um 12 kg gesunken.

Tab. 14: Merdingen, a) Nitrat-N-Gehaltsänderungen über die Winterperioden in 3 Bodenschichten nach Anwendung von Kohle-Kompost und Ko-Kohle-Kompost (zu 45 bzw. 70 t PK pro ha) aufgezeigt als absolute und prozentuale Unterschiede zum jeweiligen Gehalt am Vorwintertermin, **b) Änderungen des Prozentverhältnisses** zwischen den Gehalten in 60–90 cm ("unten") und den Gehalten in 0–60 cm ("oben").

a) Nitrat-N-Gehaltsänderungen über die Winterperioden in Merdingen (absolut und in %)										
Zeitraum	Schicht [cm]	betriebsüblich		Kohle-Kompost		Ko-Kohle-Kompost				
		[kg/ha]	[%]	[kg/ha]	[%]	[kg/ha]	[%]			
1. Winter- periode 14.11.16 – 20.3.17	Δ 0–30	-115	-	-83	-57	-	-39	-46	-	-30
	Δ 30–60	-122	-	-64	-91	-	-61	-28	-	-22
	Δ 60–90	57	-	275	34	-	161	4,3	-	8
	Δ 0–60	-237	-	-72	-148	-	-50	-74	-	-27
2. Winter- periode 8.11.17 – 13.3.18	Δ 0–30	-2,0	n.s.	-17	-2,4	n.s.	-12	-16	*	-40
	Δ 30–60	-15	**	-80	-8,7	**	-49	-15	n.s.	-33
	Δ 60–90	-20	***	-90	-11	**	-47	-18	*	-47
	Δ 0–60	-16,5	**	-54	-11,1	*	-29	-30,9	**	-36
3. Winter- periode 4.9.18 – 22.2.19	Δ 0–30	-16	****	-58	-22	***	-51	-27	**	-43
	Δ 30–60	3,8	***	79	43	*****	569	76	*****	391
	Δ 60–90	23	*****	1249	33	*****	1288	39	*****	393
	Δ 0–60	-12,3	***	-38	21,0	**	42	48,9	**	60
b) Änderung des Prozentverhältnisses zwischen "Gehalt unten" und "Gehalt oben"										
Zeitraum	unten/ oben	Datum			Datum			Datum		
		1	2	2./1.	1	2	2./1.	1	2	2./1.
1. Winter	60–90 / 0–60	6,3	85	13,4	7,1	37	5,2	21	30	1,5
2. Winter		73	16	0,22	59	45	0,75	45	38	0,83
3. Winter		5,6	121	21,7	5,2	50	9,8	12	38	3,1

Legende: Vergleichsstatistik *p < 0,1, **p < 0,05, ***p < 0,025, ****p < 0,01, *****p < 0,005. Ein Wert mit Negativvorzeichen bedeutet Abnahme.

Um das Verlagerungspotenzial von „oben nach unten“ innerhalb eines Zeitraums zu vergleichen, wurde das Prozentverhältnis zwischen der unteren Schicht (60–90 cm) und den oberen Schichten (0–60 cm) an allen 6 Probestermine der Winterperioden berechnet (Tab. 14b). Ein kleinerer Wert als 100 unter Datum 1 oder 2 zeigt an, dass der Nitratgehalt der unteren Schicht im Verhältnis zu oben geringer war. Der Prozentsatz unter Datum 2 zeigt an, in welche Richtung sich das Verhältnis verschoben hat. Steigt der Nitratgehalt unten an und bleibt der Gehalt oben gleich, steigt der Prozentsatz. Steigt der Nitratgehalt unten an und sinkt der Gehalt oben, steigt der Prozentsatz noch mehr. Im Winter, wo i.d.R. Verlagerung von oben nach unten stattfindet, heißt ein wachsender Prozentsatz mit großer Wahrscheinlichkeit, dass eine Nitratverlagerung von oben nach unten stattgefunden hat. Diese Entwicklung drückt der Quotient aus dem Verhältnis am 2. und 1. Datum aus (s. jeweils 3. Spalte neben den Datenspalten).

Die Entwicklung einzelner Varianten kann auf Basis dieses Quotienten verglichen werden. Im Variantenvergleich unter Tab. 14b bedeutet der betriebsübliche Quotient von 13,4 im 1. Winter, dass das Verhältnis „unten/oben“ über die 1. Winterperiode 2,5- bzw. 9-mal so stark zunahm wie das der Behandlungsvarianten. Der Wert 0,22 im zweiten Winter zeigt eine Abnahme des Verhältnisses um etwa ein Fünftel an. Die Abnahme des Verhältnisses bei den Pflanzenkohlevarianten war ca. 4-mal schwächer. Im 3. Winter nahm das Verhältnis betriebsüblich um das 22-fache zu, bei den Behandlungen jedoch 2- bzw. 7-mal weniger stark.

2.5.2.3 Nitrat-N Schönberg

Am Standort Schönberg mit schluffig-tonigem Lehm wurde neben konzentriertem Kohle-Kompost auch Kompost eingesetzt (**Bildtafel 2 g-i**). Wie in Merdingen wurden die Substrate nur an der Pflanzstelle zugeführt. Der Boden war aufgrund des anstehenden Grundgesteins (Kalk) nur 60 cm tief beprobungsfähig.

Die Nitratgehaltsentwicklung wich von den bisherigen Standorten zum Teil stark ab (Abb. 11). Nach dem ersten starken Anstieg auf 180 kg Nitrat-N pro ha im Gesamtprofil 0–60 cm (12.11.16) und dem Rückgang über Winter auf ein Niveau von 40 kg/ha (10.3.17) gab es einen erneut Anstieg (10.11.17), der ebenso stark war im Pflanzjahr. Ein so großer 2. Anstieg wurde bei den übrigen Standorten nicht beobachtet.

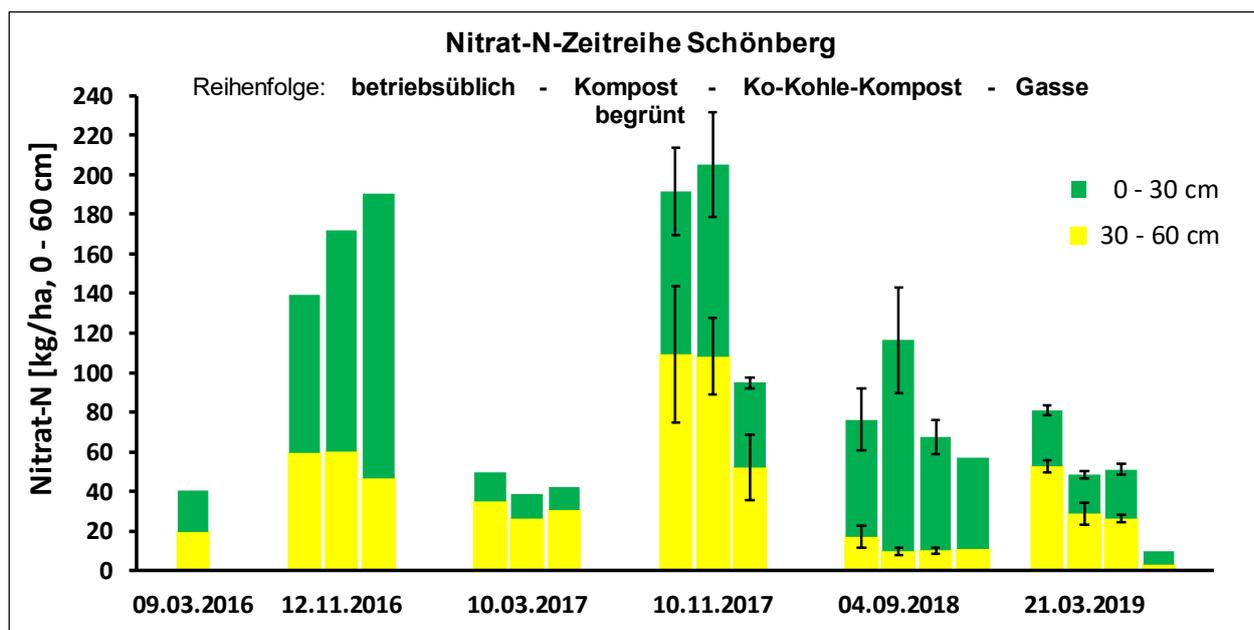


Abb. 11: Schönberg, Nitrat-N-Gehalte im Boden der 2016 gepflanzten Rebenjunganlage gemessen an der Pflanzstelle in den beprobungsfähigen Schichttiefen von 0–30 und 30–60 cm für die Varianten betriebsüblich, Kompost-S und Ko-Kohle-Kompost (zu 70 t PK pro ha). Statistik erst ab 10.11.17 möglich (mind. 4 stocknahe Einstichen), vorher Mischproben aus 3–4 Einstichen. Für den Nitratrückgang im 2. Winter liegen nur Messungen außerhalb der Pflanzstelle vor). Abweichungsbalken SE.

Die Kohlevariante zeigte im Pflanzjahr in der 0–30 cm Schicht einen um 64 bzw. 33 kg/ha höheren Nitrat-N-Anstieg als die Standortkontrolle und die Kompostvariante (12.11.16). Nach dem Jahreswechsel 2016/2017 stiegen die Nitratgehalte im Gesamtprofil überall auf ca. 200 kg/ha mit Ausnahme der Kohlevariante mit nur halb so hohem Gehalt (10.11.17). Am Ende der 2. Winterperiode (27.3.18) lag das Nitratniveau in den Rebzeilen allgemein bei 50 kg/ha 0–60 cm (Daten nicht gezeigt, Beprobung außerhalb der Pflanzstelle).

Für den 4.9.18 ist aufgrund der Werteschwankung innerhalb der 4–5 Wiederholungsproben (s. Fehlerbalken) statistisch nur die Aussage gleich hoher Nitratgehalte zwischen betriebsüblich und der Kohlevariante möglich (beide Schichten). Kompost liegt zu diesem Zeitpunkt um 40–50 kg Nitrat-N pro ha höher, aber mit geringer Signifikanz ($p < 0,1$). Nach der 3. Winterperiode lag das Nitratniveau der Gesamtschicht 0–60 cm bei 40–80 kg/ha (21.3.2019). Betriebsüblich lag der Gehalt zu diesem Zeitpunkt um 40 kg Nitrat-N pro ha höher als bei den Behandlungen ($p < 0,05$). Im Boden begrünter Gassen wurden meist sehr geringe Nitrat-N-Gehalte gemessen (10–20 kg Nitrat-N pro ha im Gesamtprofil; am 27.3.18 ca. 50 kg).

Für Schwankungen und andere Unregelmäßigkeiten, die am Standort Schönberg beobachtet wurden und die die Aussagemöglichkeit für Nitrat-N erschweren, könnten bestimmte Bodenverhältnisse verantwortlich sein (s. näheres in Kapitel 2.5.5).

2.5.2.4 Nitrat-N Heitersheim

In Heitersheim (mit tiefgründigem Löss, Bodenart lehmiger Sand bis schluffiger Lehm) war die Anwendung erst 2017 erfolgt und nicht in Rebzeilen, sondern im Gassenbereich (**Bildtafel 1 Ha**). Pflanzenkohle war weder behandelt noch gemahlen worden (**Bildtafel 2b**). Die Versuchsgassen wurden nicht eingesät (nur Spontanvegetation). Weil die Nitratbestimmungsmethode große Partikel ausschließt, wurden die bis 1,5 cm großen Kohlestücke den Bodenproben vor der Bestimmung entnommen, zu Pulver gemörsert und wieder zugegeben.

Die Messung von Nitrat-N ergab im Pflanzjahr am 16.8.17 Werte von maximal 300 kg/ha im Gesamtprofil 0–90 cm (Abb. 12). Der Gehalt ging bis zum 9.11.17 auf 120–150 kg/ha zurück und über den 1. Winter auf ca. 75 kg/ha (12.3.18). Das Niveau lag Ende 2018 bei ca. 140 kg/ha und schien bis zum letzten Aufnahmetag unverändert (26.2.19).

An den 9 Messtagen der 2-jährigen Beobachtungszeit zeigten die Varianten nur in wenigen Fällen unterschiedliche Nitratgehalte in den einzelnen Schichten. Im Pflanzjahr lagen die Abweichungen bis einschließlich 16.8.17 selten über 5% (in beide Richtungen) oder wenn doch, dann bei geringer Wahrscheinlichkeit ($p < 0,1$). In der 0–30 cm Schicht blieben die Unterschiede unter p-Werten $< 0,2$, jedoch schienen sich Fälle mit etwas höherem Nitrat-N bei Pflanzenkohle zum Laufzeitende hin zu häufen. So zeigte die Kohlevariante am 4.7. und 20.12.18 sowie am 26.2.19 gegenüber betriebsüblich in 0–30 cm ein Plus von 15–19%. In der untersten Schicht (60–90 cm) wies die Kohlevariante am 8.6.17 (direkt nach der Anwendung) sowie am 9.11.17 jeweils 21 bzw. 13% weniger Nitrat-N auf als betriebsüblich ($p < 0,1$). Geringere Gehalte bei der Kohlevariante waren auch in der 30–60 cm Schicht zu beobachten, was sowohl auf den 9.11.17 und die beiden Probetage danach als auch auf den 20.12.18 zutrifft. Die Unterschiede lagen bei 19–21% und zeigten nur am 9.11.17 ausreichende Signifikanz ($p < 0,05$). Die Unterschiede 12.3.18 und 18.5.18 haben keine Signifikanz und am 20.12.18 nur eine geringe ($p < 0,1$). Am 4.7.2018 lag ausnahmsweise der Nitratgehalt in der 30–60 cm Schicht betriebsüblich höher als bei der Kohlevariante (Prozentunterschied bei 21%, $p < 0,1$).

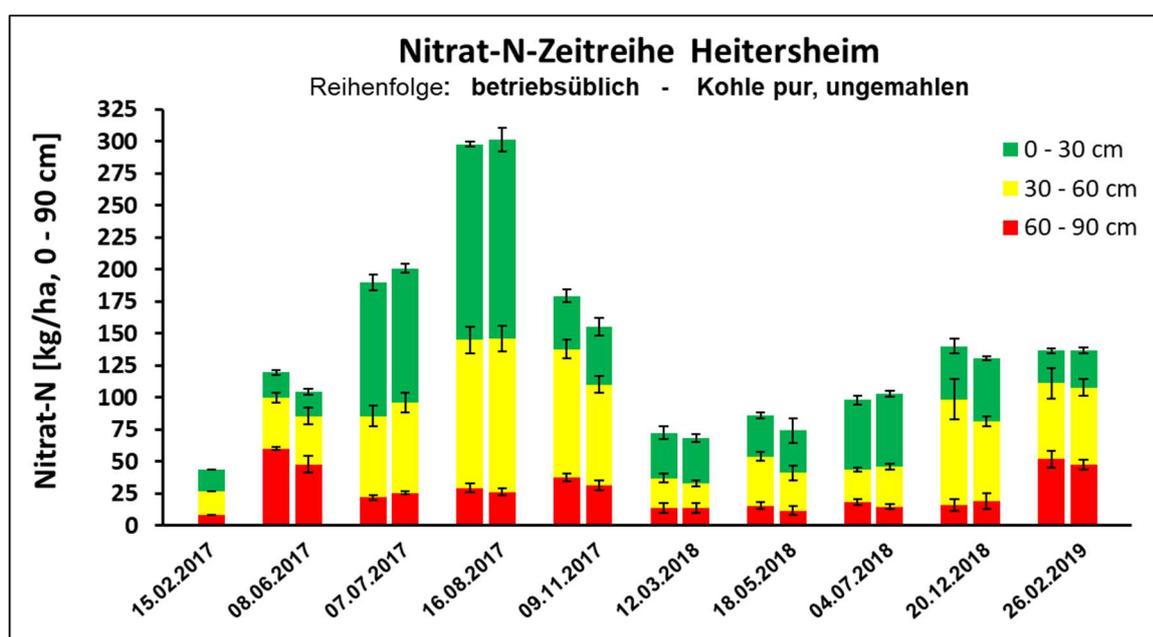


Abb. 12: Heitersheim, Nitrat-N-Gehalte im Boden der 2017 gepflanzten Rebenjunganlage gemessen im Gassenbereich in 0–30, 30–60 und 60–90 cm für die Varianten betriebsüblich und Kohle (in ungemahlener, purer Form zu 20 t/ha). Unterschiede erst nach getrennter Bestimmung für die 0–15 und 15–30 cm Schicht sichtbar, s. Abb. 13. Abweichungsbalken = SE.

Die Tatsache, dass die Nitratgehalte der Kohlevariante im betriebsüblichen Vergleich zum Ende hin etwas anzusteigen schienen zusammen mit der Beobachtung, dass auch noch im 2. Jahr auffällig viele Kohlepartikel auf der Bodenoberfläche lagen und die Hauptverteilungszone nur ca. 10 cm tief reichte (**Bildtafel 2q**), war Anlass für eine unterteilte Probenahme der oberen 0–30 cm (durchgeführt an den Probetagen 4.7. und 20.12.18). Wie sich nach der getrennten Bestimmung der Nitratgehalte herausstellte, enthielt die 0–15 cm Schicht der Kohlevariante an beiden Tagen signifikant mehr Nitrat als betriebsüblich (Abb. 13). Die

Unterschiede lagen bei 12 bzw. 55 % ($p < 0,025$ bzw. $0,05$). Vergleicht man die oben/unten-Gehalte innerhalb einer Variante, waren es am 4.7.18 im Fall der Kohlevariante oben 56% mehr als unten ($p < 0,0005$). Betriebsüblich waren es oben nur 40% mehr ($p < 0,025$). Am 20.12.18 war das Verhältnis innerhalb der Schichten umgekehrt. Hier hatte betriebsüblich in den unteren 15 cm doppelt so viel Nitrat-N wie in den oberen 15 cm, während das Plus in der unteren Schicht der Kohlevariante bei einem Drittel lag ($p < 0,025$). Im Variantenvergleich zeigte die untere Hälfte selbst keine Unterschiede.

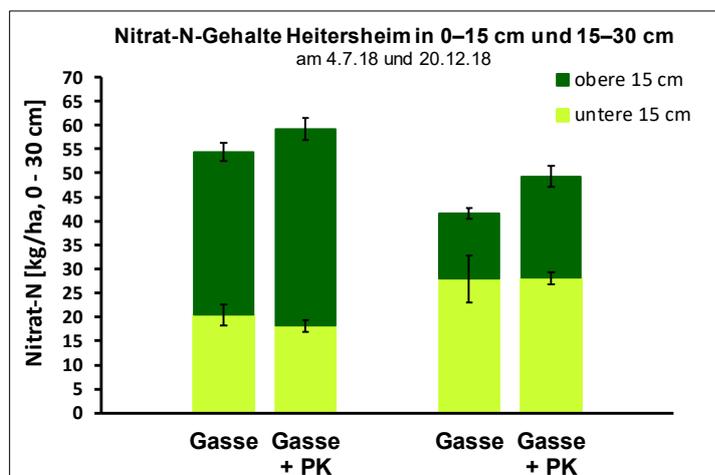


Abb. 13: Heitersheim, Nitrat-N-Gehalte im Boden der 2017 gepflanzten Rebenjunganlage gemessen in 0–15 und 15–30 cm im Gassenbereich nach Anwendung von Pflanzenkohle zu 20 t Trockenmasse pro ha (ungemahlen).
Für die Verteilungszone der Pflanzenkohle s. **Bildtafel 2q.**

Der **Ammonium-N-Gehalt** lag in Jechtingen im Mittel der Untersuchungstermine pro Jahr im Jahr 2017 bei 14 und im Jahr 2018 bei 15 kg Ammonium-N/ha in der gesamten Bodenschicht 0–90 cm. In den Jahren 2017 und 2018 wurden im Mittel aller Untersuchungstermine in Merdingen und Heitersheim jeweils 6 bis 7 kg Ammonium-N/ha in 0–90 cm und am Schönberg 7 bis 9 kg Ammonium-N/ha in 0–60 cm Bodentiefe gemessen.

2.5.3 Bodenwassergehalt, Niederschlagssummen und Bewässerung

Mit dem Wassergehalt stehen fast alle Vorgänge, die die Nitratfreisetzung und -verlagerung betreffen, in engem Zusammenhang. Ein zu einem gegebenen Zeitpunkt gemessener Nitratgehalt ist bei gut durchlüfteten Böden das Ergebnis aus der Freisetzung von Nitrat (durch Abbauvorgänge), der pflanzlichen Aufnahme, der Adsorption an Bodenpartikel und der Verlagerung von Nitrat in tiefere Schichten mit dem Sickerwasser. In Phasen mit hohen Niederschlagsmengen ist das Potenzial für Nitratverlagerungen erhöht. Die Wirkung eines Sorbens für Nitrat kann in solchen Phasen am besten hervortreten. Veränderungen des Bodenwassergehalts nach Anwendung der Pflanzenkohle-Komposte werden im Folgenden vor dem Hintergrund der Faktoren Temperatur, Niederschlag, Bewässerung und Nitratgehalte dargestellt.

Methode der Wassergehaltsbestimmung im Boden. Der Wassergehalt des Bodens in Prozent, d.h. in g pro 100 g Boden bezogen auf trockenen Boden) wurde zu Beginn jeder Bodenanalyse auf Nitrat und Ammonium im Labor bestimmt. Hierfür wurden jeweils 20 bis 40 g Boden in Wägegläser eingewogen und bei 105 °C bis zur Massenkonstanz getrocknet und erneut gewogen. 1 g mehr Wasser pro 100 g Boden sind bei einer Boden-dichte von 1,3 kg/l rechnerisch 13 ml mehr Wasser pro l Boden. In der 0–30 cm Schicht sind unter diesen Verhältnissen 3,9 l mehr Wasser pro m² enthalten. Die Menge entspricht 3,9 mm Niederschlag.

Bodenwassergehalt Jechtingen

Nach den Wintern 2017/2018 waren die Wassergehalte im Boden am Standort Jechtingen hoch (Abb. 14). Vorausgegangen waren hohe Niederschläge von Oktober bzw. November 2017 bis März 2018 (Abb. 15). Im selben Zeitraum gingen die Nitratgehalte zurück. Gingen einem Messzeitpunkt geringe Niederschläge und hohe Temperaturen voraus, ist der Bodenwassergehalt meist gering (z.B. 18.10.17, Abb. 14). Wurde bewässert, kann der Bodenwassergehalt auch trotz hoher Sommertemperaturen und weit zurückliegender Niederschläge kurzfristig ansteigen (s. 16.8.16). Der Variantenvergleich ergab keine signifikanten Unterschiede in den drei Bodenschichten (Abb. 14, $p < 0,4$). Minima und Maxima waren ähnlich, nur in 0–30 cm lagen die Minimumwerte der Kompost- und der Kohle-Kompostvariante um 6 bzw. 8 % höher als betriebsüblich (Tab. 17 auf S. 12).

Innerhalb einer Variante war die Bodenfeuchte der oberen Schicht im Vergleich zu den beiden unteren Schichten am höchsten und eine allgemeine Beobachtung. Betriebsüblich lag der Durchschnittsgehalt aller 18 Messtage bei 17,3 g Wasser pro 100 g Boden und überragte damit den Gehalt der darunterliegenden Schicht um 14,5%, allerdings nicht signifikant ($p < 0,1$). Die 0–30 cm Schicht der Varianten Kompost und Kohle-Kompost (mit 17,5 bzw. 17,4 g Wasser pro 100 g Boden) zeigte aber um 18,5 bzw. 18,7% höhere Wassergehalte als die 30–60 cm Schicht darunter ($p < 0,05$). Vergleicht man die obere mit der jeweils untersten Schicht, war das Plus der Behandlungsvarianten im Vergleich zu betriebsüblich ähnlich (hier 20,9% bzw. 19,8%, dort 20,1% ($p < 0,05$)).

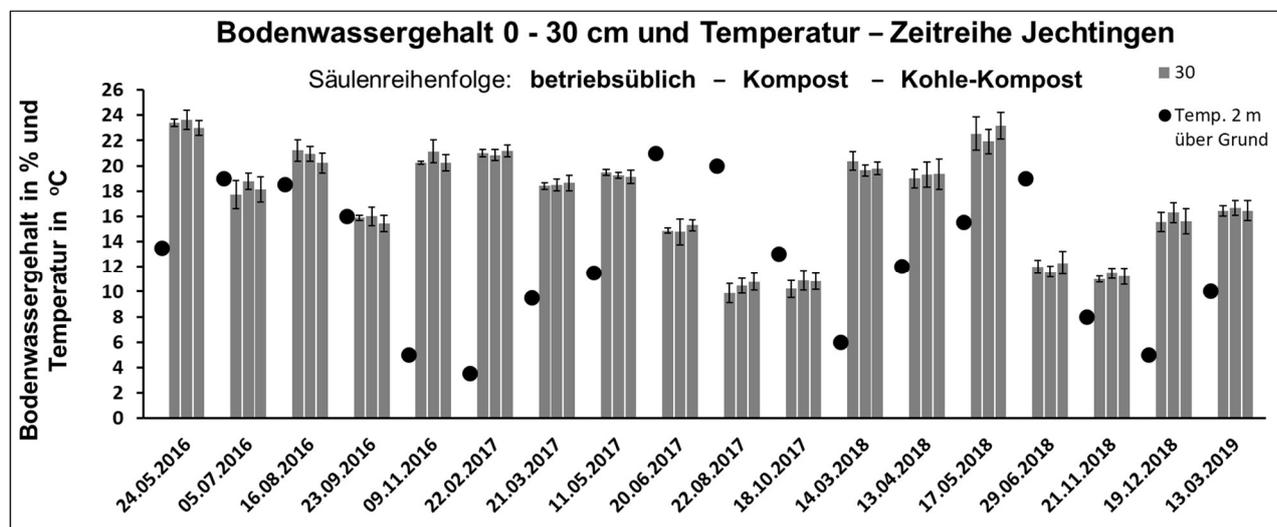


Abb. 14: Jechtingen, Bodenwassergehalte (bez. auf trockenen Boden) in 0–30 cm Der schwarze Punkt kennzeichnet das Temperaturmittel der letzten 14 Tage (vitimeteo, KSHausen). Siehe auch Abb. 15 und Tab. 15.

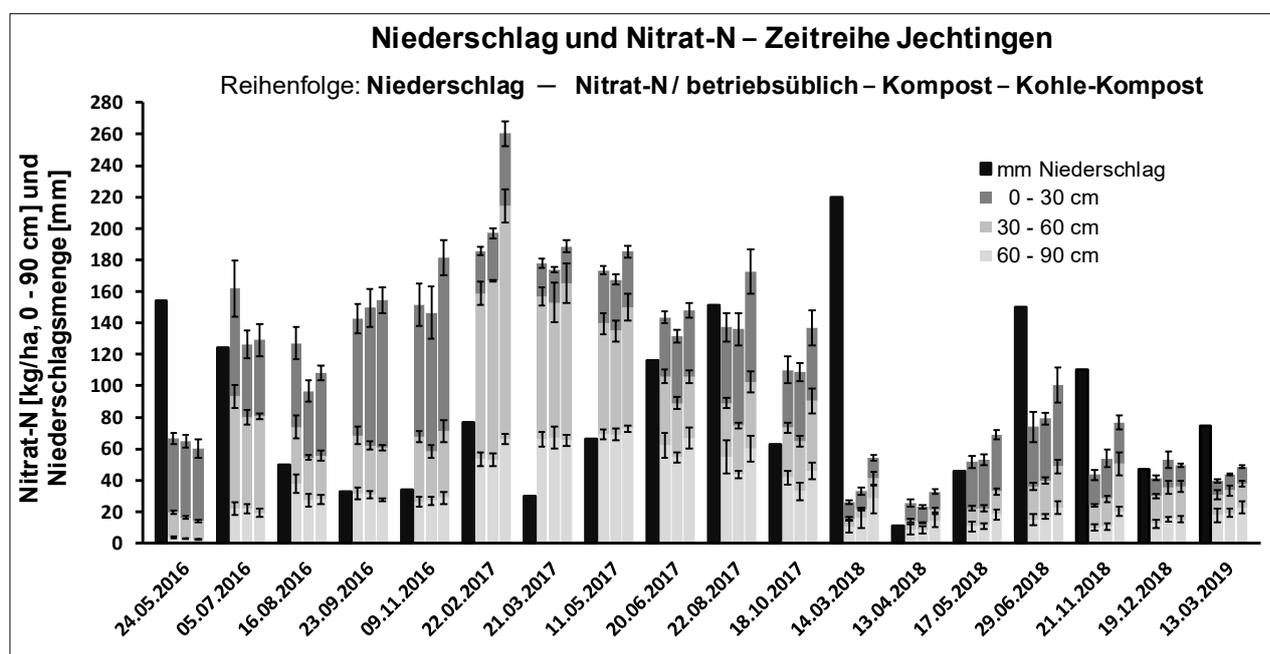


Abb. 15: Jechtingen, Niederschlagsmengen und Nitrat-N-Gehalte in der 2016 angelegten Rebenjunanlage nach Anwendung von Kompost und Kohle-Kompost (zu 7,2 t PK pro ha). Regensummen (erste schwarze Säule) jeweils seit letztem Probenentnommen (vitimeteo, KSHausen). Für Wassergehalt s. Abb. 15, für Bewässerung Tab. 15, weitere Angaben Abb. 9.

Tab. 15: Jechtingen, Wasserzufuhr (und Nitratfracht) durch Tropfbewässerung in den ersten 3 Sommern der Rebenneuanlage im Rebzeilenbereich (Bildtafel 3 g). Abschätzung der Nitratfracht anhand Brunnenwasserprobe von Sept. 2018 mit 22,9 mg Nitrat/l.

Bezogen auf 0–30 cm	6. Juli – 3. Aug. 2016	16. Juni – 8. Juli 2017	7. Juli – 8. Aug. 2018
Gießwasserzufuhr [mm]	75	65	50
Gießwasserzufuhr in g/100 g Boden [%]	19	17	13
Nitratzufuhr im Gießwasser [kg/ha]	17	15	11

Auch im Einzelterminvergleich ragten manche Vergleichspaare bzw. Tage heraus. Zum Beispiel war der Wassergehalt bei der Kohlevariante in den Schichten 0–30, 30–60 und 60–90 cm am 22.8.17 um jeweils 9, 9 und 11% höher als im unbehandelten Boden ($p < 0,2$). Gegenüber der Kompostvariante lag das Plus bei 3, 4 und 7%.

Zur Verdeutlichung sind die Abweichungen der Wassergehalte für die drei Variantenpaare getrennt dargestellt (Abb. 16–18). In Abb. 16 ist am 22.8.17 das führende Säulentriplett der Kohlevariante erkennbar, just an dem Tag, an dem der Bodenwassergehalt einen Tiefstand von ca. 10% erreichte und die Temperaturen hoch waren. An der Temperaturkurve wird auch die lange Trockenperiode vor dem Augusttermin erkennbar. Die letzte Bewässerung (10 mm im Sommer 2017 s. Tab. 15, **Bildtafel 3g**) lag schon über 5 Wochen zurück. In der Zwischenzeit war der Boden bearbeitet worden (Mulchen 14.7.17, Kreiselkrümmer 28.7.17).

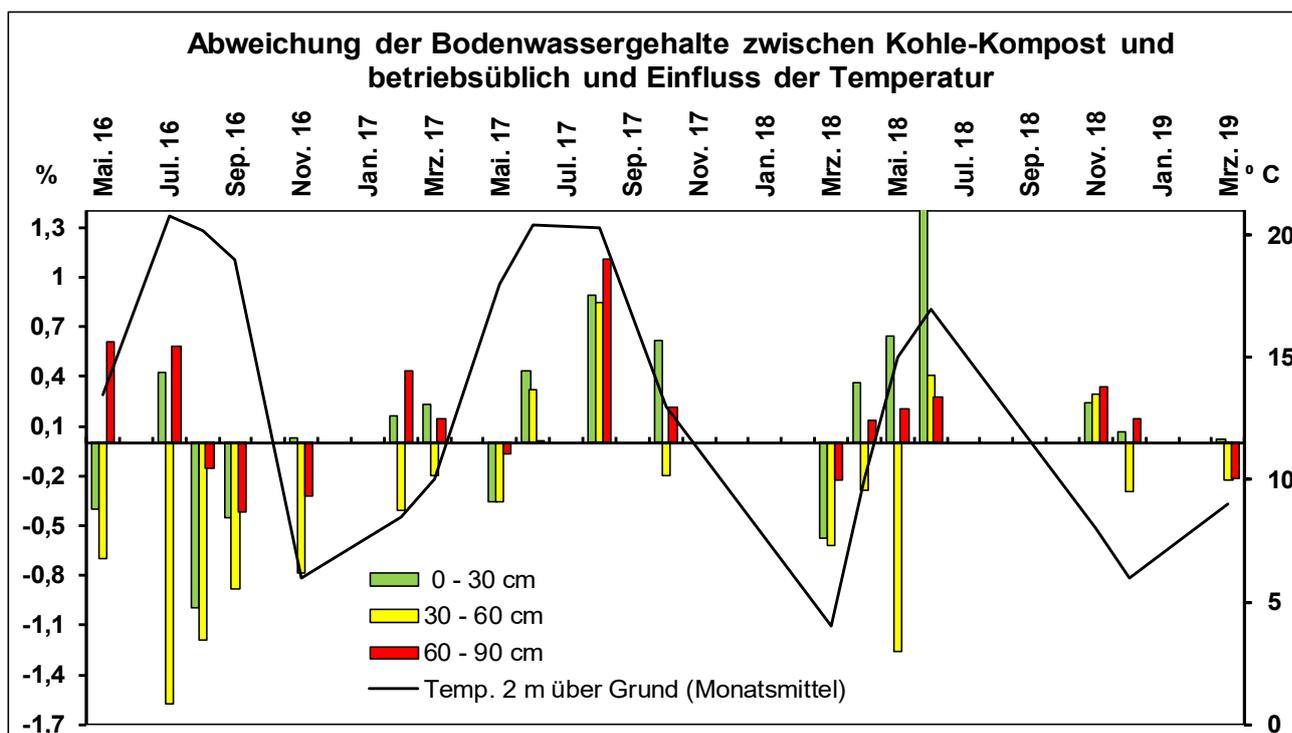


Abb. 16: Jechtingen, Abweichung der Bodenwassergehalte (bez. auf trockenem Boden) zwischen Kohle-Kompost und betriebsüblich (bezogen auf trockenem Boden); auf Sekundärachse Temperaturverlauf als Tagesmittelwerte (vitimeteo, KSHausen), vgl. Abb. 14.

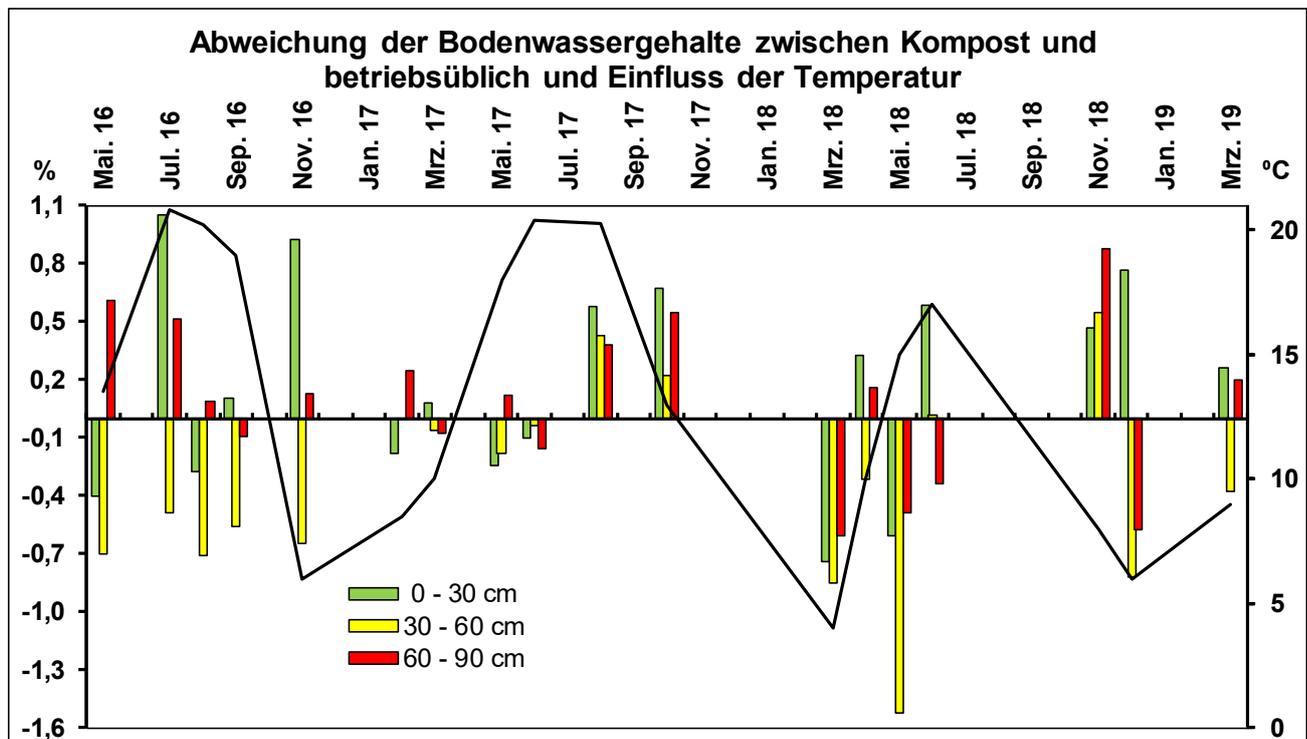


Abb. 17: Jechtingen, Abweichung der Bodenwassergehalte (bez. auf trockenem Boden) zwischen Kompost und betriebsüblich; auf Sekundärachse Temperaturverlauf als Tagesmittelwerte (vitimeteo, KSHausen), vgl. Abb. 14.

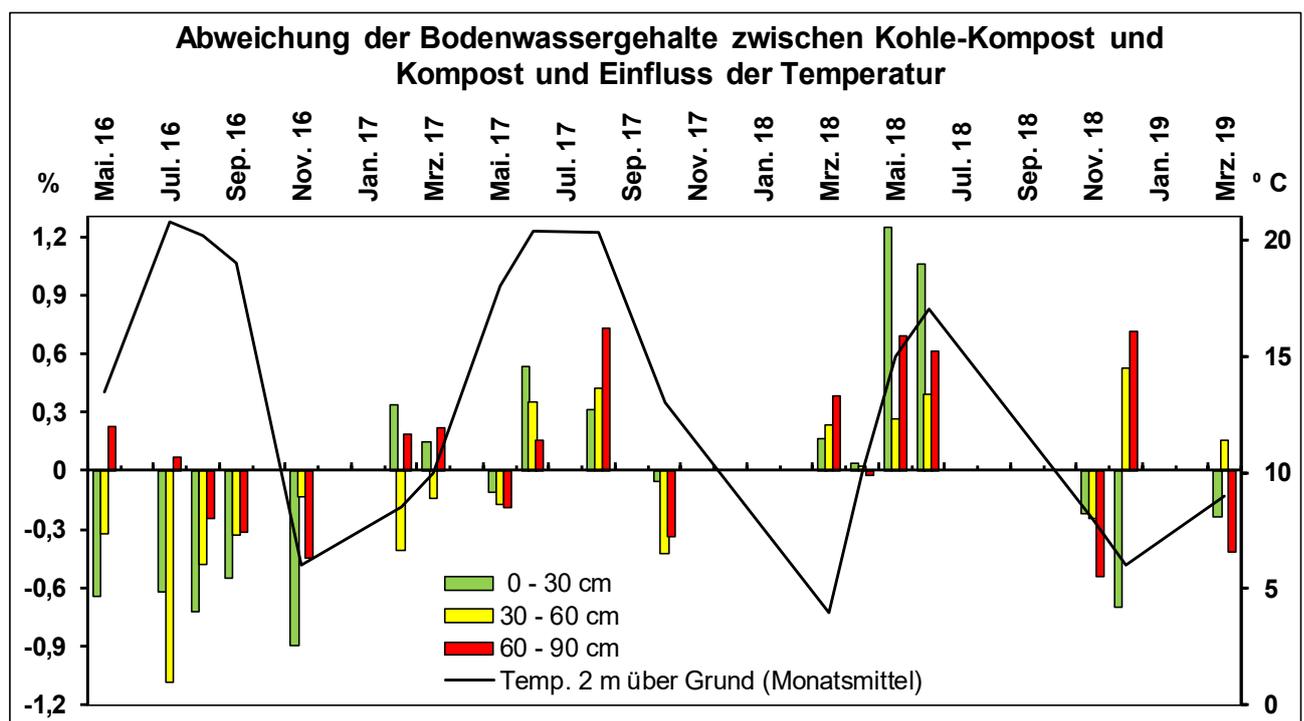


Abb. 18: Jechtingen, Abweichung der Bodenwassergehalte zw. Kohle-Kompost und Kompost; auf Sekundärachse Temperaturverlauf als Tagesmittelwerte (vitimeteo, KSHausen), vgl. Abb. 14.

Aus den Abweichungsdiagrammen gehen noch andere Tendenzen hervor. So lagen die Wassergehalte der Kohlevariante in der 30–60 cm Schicht häufig unter den betriebsüblichen Gehalten und den Gehalten bei Kompost, wenn auch nicht signifikant (s. gelbe Negativsäulen in Abb. 17 und 18). Ein weiterer Aspekt war, dass die Zunahme des Wassergehalts in der 0–30 cm Schicht im Frühjahr 2018 bei Kohle-Kompost deutlicher und regelmäßiger war bei der Kompostvariante (vgl. Abb. 17 und 18).

Bodenwassergehalt Merdingen

In Merdingen mit der Bodenart Löss nahm der Wassergehalt nach der Anwendung der Kohle-Komposte in der 0–30 cm Schicht teilweise stark zu (Abb. 19). Die Wassergehalte der Kohlevarianten waren hier um 16–67 % höher als betriebsüblich ($p < 0,005$), wobei das Plus der konzentrierten Kohle-Kompostvariante das der einfachen Kohle-Kompostvariante regelmäßig um ca. 6–10 % übertraf. Herausragende Tage waren der 8.11.17 und der 4.9.2018. Für die Synopsis mit Niederschlag und Bewässerung s. Abb. 20 und Tab. 16.

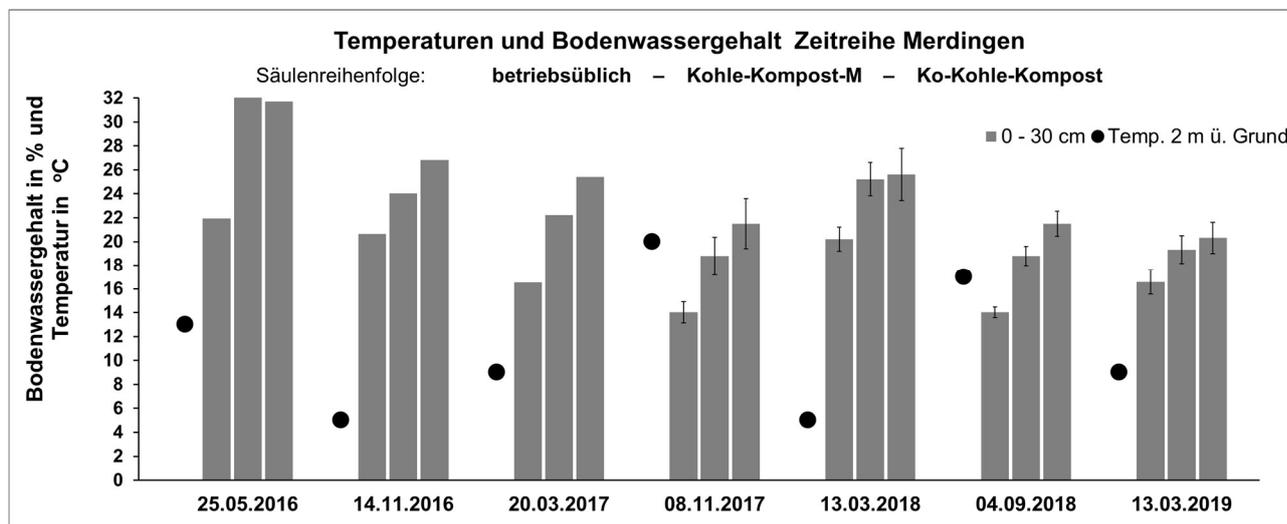


Abb. 19: Merdingen, Bodenwassergehalte (bezogen auf trockenen Boden) in der 2016 gepflanzten Rebenneuanlage gemessen in 0–30 cm an der Pflanzstelle nach Anwendung von Kohle-Kompost (M) und Ko-Kohle-Kompost (zu 45 bzw. 70 t PK pro ha). Schwarzer Punkt: **Temperaturmittel** der letzten 14 Tage (vitimeteo, Opfingen). Vgl. Niederschlag/Nitrat-N Abb. 20, Bewässerung Tab. 16. Weitere Angaben Abb. 10.

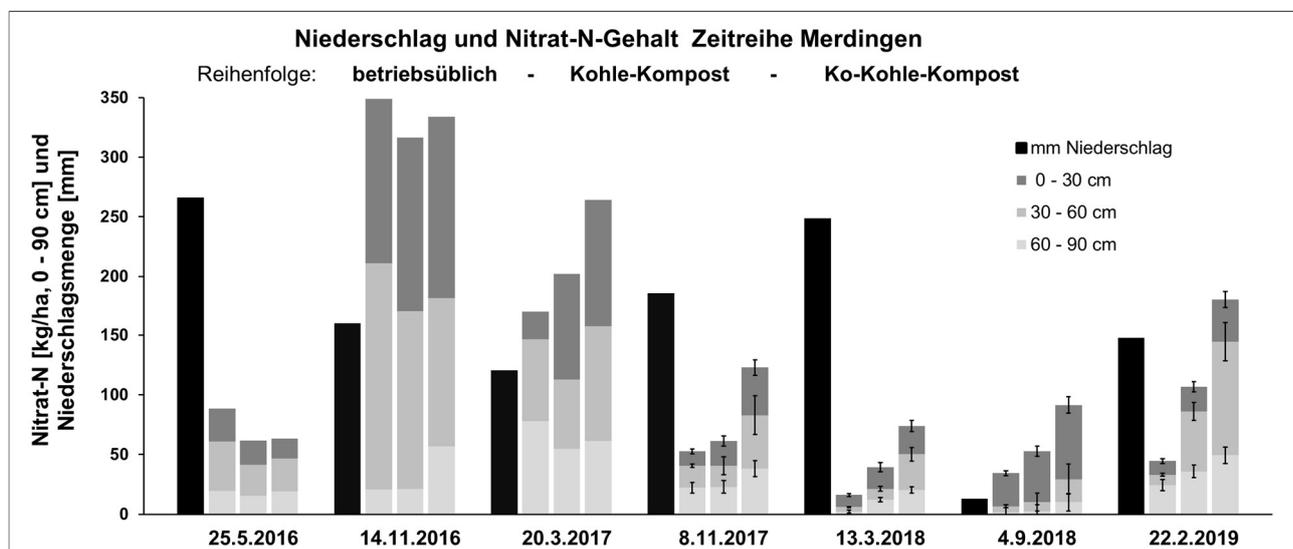


Abb. 20: Merdingen, Niederschlagsmengen und Nitrat-N-Gehalte in der 2016er Rebenjunganlage (nähere Angaben s. Abb.10). **Regensummen** (schwarze Säulen) jeweils seit letztem Probesternin mit Ausnahme 14.11.16 und 8.11.17, dort jeweils seit 3 Monaten (vitimeteo, Opfingen). Wassergehalte/Bewässerung s. Abb. 19/Tab. 16.

Tab. 16: Merdingen, Wasserzufuhr (und Nitratfracht) durch Tropfbewässerung in den ersten 3 Sommern der Rebenneuanlage im Rebzeilenbereich. Vgl. Abb. 19/20. Für Nitratgehalt s. Brunnen Hausen: 25,7 mg Nitrat/l.

Bezogen auf 0–30 cm	Sommer 2016	Juli – Anfang August 2017	30. Juli – 3. Aug. 2018
Gießwasserzufuhr in g/100 g Boden [%]	–	8	8
Gießwasserzufuhr [mm]	–	30	30
Nitratzufuhr über Gießwasser [kg/ha]	–	2	2

Im internen Vergleich wies zwar die konzentrierte Behandlungsvariante an den meisten Tagen höhere Wassergehalte auf als die einfache, aber der Unterschied war nur selten signifikant. Minima und Maxima waren in fast allen Schichten zu fast allen Zeiten stärker ausgeprägt als betriebsüblich, insbesondere in der 0–30 cm Schicht (Tab. 17 auf S. 36).

Die Abstufung der Wassergehalte der 3 Bodenschichten zeigte im Variantenvergleich einige Unterschiede. Der Wassergehalt über alle Messwerte der oberen Schicht hinweg lag betriebsüblich bei ca. 12 g pro 100 g Boden und überragte damit den Gehalt der 60–90 cm Schicht um 38% ($p < 0,1$). Analog dazu überragten Kohle-Kompost und Ko-Kohle-Kompost ihre jeweilige unterste Schicht um 64–68% ($p < 0,05$). Mit durchschnittlich 16 bzw. 17 g pro 100 g Boden in 0–30 cm enthielt ihre obere Bodenschicht 30% mehr Wasser als betriebsüblich (Ko-Kohle-Kompost mit $p < 0,1$; Kohle-Kompost n.s.).

Bodenwassergehalt Schönberg

Der Standort Schönberg (Abb. 21) mit der Bodenart schluffiger bis toniger Lehm hatte von Grund auf eine hohe Bodenfeuchte. Die Wassergehalte waren nicht nur in der oberen Schicht, sondern auch in 30–60 cm sehr hoch (s. Min/Max in Tab. 17 auf S. 36). Bei der Ko-Kohle-Kompostvariante waren sie in der oberen Schicht um 17–39% höher als betriebsüblich ($p < 0,05$, Einzelterminvergleich ab 10.11.17). Im Vergleich zu Kompost lag Ko-Kohle-Kompost um 2,5–4,4% höher ($p < 0,05$, nur am 4.9.18 nicht signifikant). Für die Synopsis mit Niederschlag und Bewässerung s. Abb. 22.

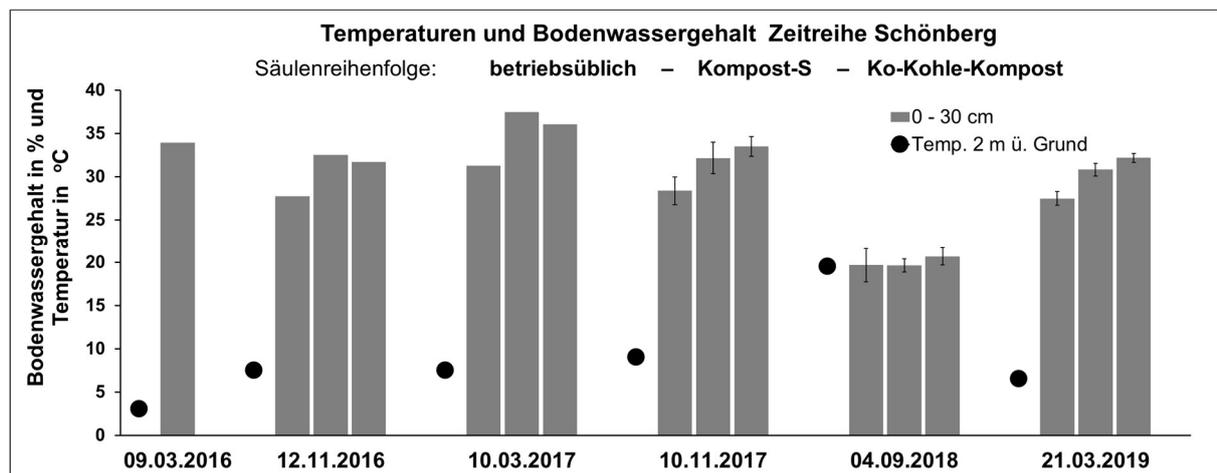


Abb. 21: Schönberg, Bodenwassergehalte (bez. auf trockenen Boden) in der 2016er Rebenneuanlage gemessen in 0–30 cm an der Pflanzstelle. Der schwarze Punkt vor den Terminen kennzeichnet das **Temperaturmittel** der jeweils letzten 14 T. (vitimeteo, FR-Jesuitenschloss). Niederschlag/Nitrat-N Abb. 22. Weitere Angaben Abb. 11.

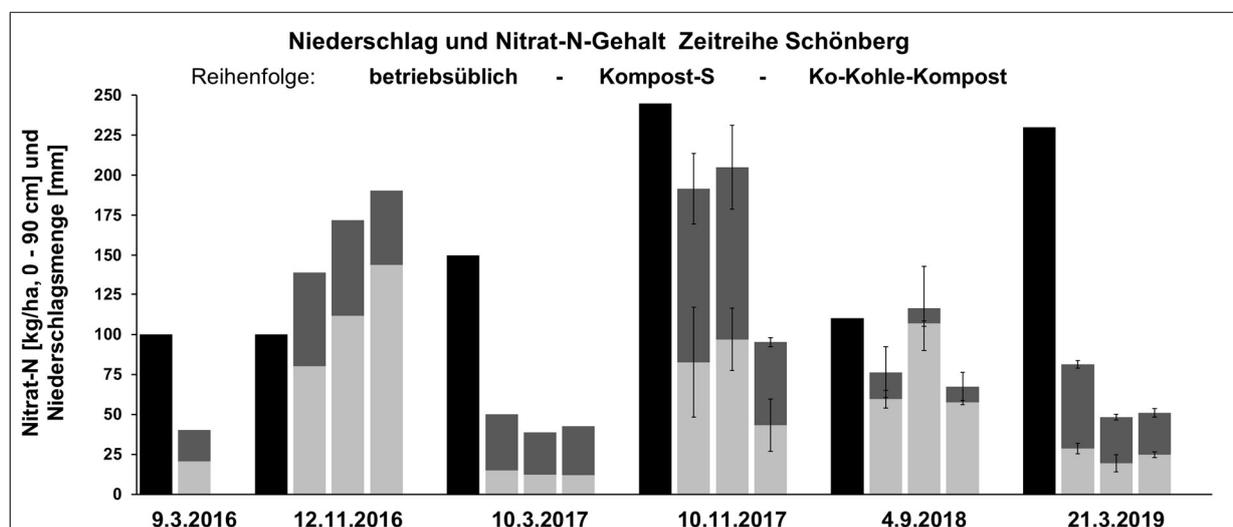


Abb. 22: Schönberg, Niederschlagsmengen und Nitrat-N-Gehalte in der Rebenjunganlage. Niederschlagssummen jeweils seit letztem Probenentern mit Ausnahme der Herbsttermine 2016/2017, dort jeweils seit August (vitimeteo, FR-Jesuitenschloss). Bodenwassergehalte und Temperatur s. Abb. 21. Weitere Angaben Abb. 11.

Bodenwassergehalt Heitersheim

Am Standort Heitersheim mit der Bodenart Löss-Lehm bzw. sandiger Lehm zeigten die Bodenwassergehalte im Varianten- und Schichtenvergleich auf Basis der 20 g Einwaage (s. Messung Bodenwassergehalt S. 29) keine signifikante Unterschiede ($p < 0,2$) bis auf den 18.5.18 mit einem Unterschied von 4,5 % ($p < 0,05$). Boden aus Stechzylinderproben der 0–30 cm Schicht (vgl. 2.4.4) vom 9.11.17 und 22.5.2018 hatte eine um 14 bzw. 8% höhere Bodenfeuchte ergeben ($p < 0,025$, bei $n = 4$). Die Entwicklung der Wassergehalte, gemessen an 9 Tagen für die Dauer von 2 Jahren ab der Rebepflanzung in 2017, ist in Abbildung 23 dargestellt. Für Min/Max-Werte s. Tab. 17 auf S. 36.

Beim Vergleich der Varianten auf Basis der Durchschnittsgehalte einzelner Bodenschichten wurden Unterschiede deutlicher. Der durchschnittliche Wassergehalt in der 0–30 cm Schicht lag betriebsüblich bei ca. 21,8 g pro 100 g Boden (trocken) und damit um 48% höher als in der untersten Schicht (60–90 cm). Analog war der Durchschnittsgehalt der Kohlevariante (22,5 g pro 100 g Boden) zwar im Vergleich zum betriebsüblichen Gehalt nur um 3% höher ($p < 0,6$), überragte aber die unterste Schicht um 53% ($p < 0,005$).

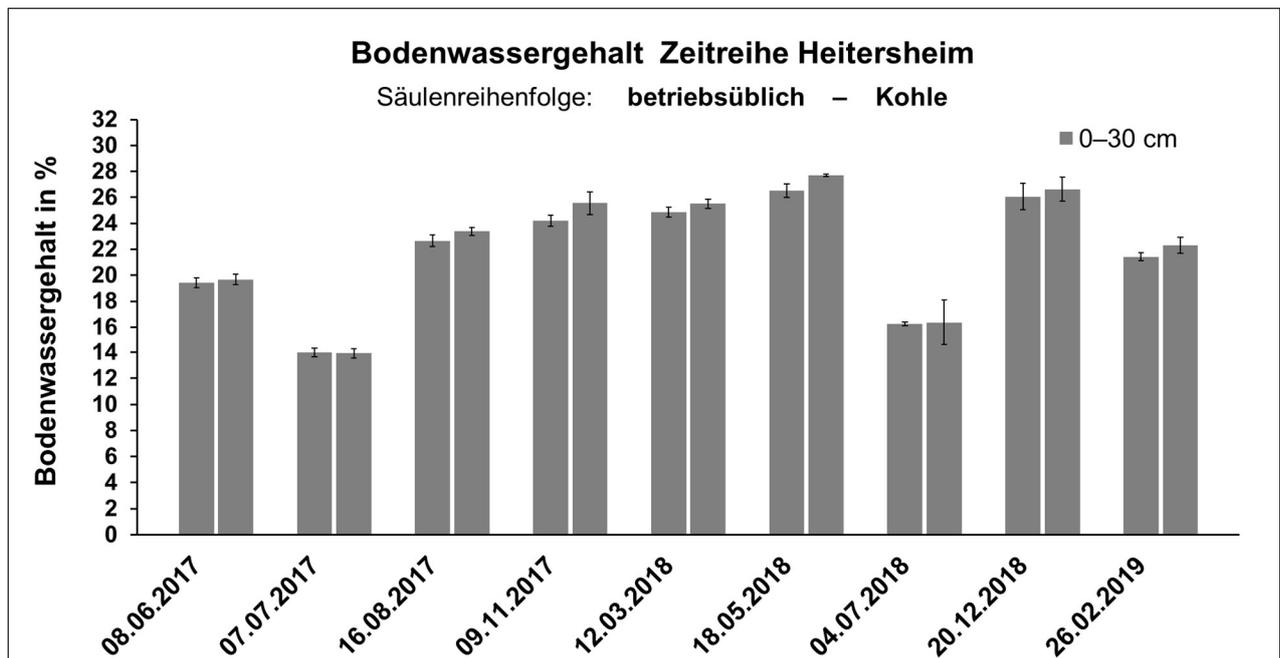


Abb. 23: Heitersheim, Bodenwassergehalte (bezogen auf trockenen Boden) in der 2017 gepflanzten Neuanlage gemessen in 0–30 cm in Rebassen nach Anwendung von Pflanzenkohle zu 20 t/ha. Die Bodenfeuchte gemessen anhand von Stechzylinderproben (Bodenvolumen 100 cm³) hatte am 9.11.17 und 22.5.2018 für betriebsüblich 25,5 bzw. 27,1% ergeben und für Pflanzenkohle 29 bzw. 29,2%. Für Nitrat-N s. Abb. 12.

Temperatur- und Niederschlagsdaten wurden nur für den 15 cm-Schichtenvergleich am 4.7.18 und 20.12.18 (Abb. 13) eingesehen. Dem Julitermin waren zwischen 18.5.18 bis 12.6.18 Niederschläge in Höhe von 90 mm vorausgegangen. Die knapp 3-wöchige Periode direkt vor dem Termin war niederschlagsfrei mit Durchschnittstemperaturen von 20 °C. In der 3-wöchigen Periode vor dem 20.12.18 waren es 70 mm Niederschlag und 7 °C.

Für die einzelnen 15 cm-Schichten wurde auch der Wassergehalt bestimmt. In den oberen 15 cm war dieser allgemein geringer als in der darunterliegenden 15–30 cm Schicht. Am 4.7.18 betrug der Abstand zu unbehandeltem Boden sogar 48% ($p < 0,005$). Der Abstand bei Pflanzenkohle war ebenso signifikant ($p < 0,005$), aber mit 39% um 9% weniger weit als bei unbehandeltem Boden. Die Gehalte in den jeweils oberen und unteren Schichten unterschieden sich im Variantenvergleich nicht ($p < 0,3$). Betriebsüblich lagen die Werte bei 13,1 bzw. 19,4 g Wasser pro 100 g Boden, in Gegenwart von Pflanzenkohle bei 13,4 bzw. 18,6 g. Am 20.12.18 war der Wassergehalt generell hoch und die Verhältnisse analog zum Sommer mit Wertepaaren von 27,8 bzw. 24,3 g betriebsüblich und 28,2 g bzw. 24,8 g bei Pflanzenkohle.

Tab. 17: Maximal- und Minimalwerte der Bodenwassergehalte an den Standorten J, M, S und H seit der Rebenpflanzung (2016 bzw. 2017 in H) nach Anwendung verschiedener Kohle-Kompostsubstrate, Kompost und Kohle pur (PK in t TM pro ha) gemessen in verschiedenen Bodenschichten.

Bodentiefe	Min/Max	Bodenwassergehalt in [%] bzw. [g/100 g trockener Boden]		
JECHTINGEN		betriebsüblich	Kompost (J)	Kohle-Kompost, PK 7,2
0–30 cm	Max	23,4	23,6	23,2
	Min	9,9	10,5	10,8
30–60 cm	Max	19,5	19,1	18,8
	Min	7,7	8,2	7,9
60–90 cm	Max	18,5	18,9	19,1
	Min	6,7	7,6	7,1
MERDINGEN		betriebsüblich	Kohle-Kompost (M), PK 45	Ko-Kohle-Kompost, PK 70
0–30 cm	Max	21,9	32,3	31,7
	Min	10,8	10,6	11,1
30–60 cm	Max	15,3	16,4	17,7
	Min	4,1	6,5	6,7
60–90 cm	Max	15,2	15,3	15,1
	Min	3,7	4,5	6,0
SCHÖNBERG		betriebsüblich	Kompost (S)	Ko-Kohle-Kompost, PK 70
0–30 cm	Max	29,0	32,1	33,5
	Min	18,2	19,6	18,3
30–60 cm	Max	28,3	29,0	30,9
	Min	15,6	16,7	16,8
HEITERSHEIM		betriebsüblich	Kohle, grob/pur, PK 20	–
0–30 cm	Max	26,5	27,7	–
	Min	13,9	13,9	–
30–60 cm	Max	21,4	21,0	–
	Min	15,8	16,6	–
60–90 cm	Max	16,7	16,7	–
	Min	9,9	9,4	–

2.5.4 Rebenwachstum

2.5.4.1 Erstaustrieb nach der Rebenpflanzung

Zwischen Juli und Oktober 2016 wurden mehrmals die Triebblängen der Jungreben gemessen (ab der Austriebstelle, **Bildtafel 3 j**). An den Standorten Jechtingen und Heitersheim (großer Stichprobenumfang) lagen auf einem Signifikanzniveau von $\alpha = 0,05$ keine Variantenunterschiede vor ($p < 0,1$).

In den Pflanzlochversuchen zeigte die hochkonzentrierte Anwendung von Ko-Kohle-Kompost anfänglich einen bremsenden Einfluss auf den Erstaustrieb. Im Merdinger Pflanzlochversuch blieb der Erstaustrieb im Fall der beiden hochdosierten Kohle-Kompostvarianten deutlich hinter dem unbehandelten Reben zurück (25–43%), allerdings aufgrund des kleinen Stichprobenumfangs nur wenig oder nicht signifikant ($p < 0,1$). Kohle-Kompost und Ko-Kohle-Kompost unterschieden sich nicht.

Am Standort Schönberg blieb das Triebwachstum bei der Kohle-Kompostvariante gegenüber betriebsüblich bzw. Kompost um 23–33 % bzw. 18–46 % zurück ($p < 0,05$). Während die Triebblängenunterschiede zwischen Ko-Kohle-Kompost und betriebsüblich von Termin zu Termin in 2016 abnahmen, blieben sie deutlich unter den Triebblängen von Kompost. Die Triebblängen bei Kompost übertrafen auch das Wachstum unbehandelter Reben. Im Juli 2017 wurden die Reben, die zu dem Zeitpunkt schon Mehrfachtriebe hatten, erneut gemessen (jeweils längster Trieb). Dieses Mal hatten die Reben der Ko-Kohle-Kompostvariante im betriebsüblichen Vergleich ein um 18 % höheres Wachstum ($p < 0,01$). Gleichzeitig toppte die Kompostvariante die Kohle- und die betriebsübliche Variante um 17 bzw. 38% ($p < 0,025$). Das ungewöhnliche Verhalten der Reben, die mit Kompost behandelt wurden, fällt aus Standortgründen heraus und wird unter Punkt 2.5.5 näher erklärt.

Standortsabhängige Ausfallquoten

Bei einer Neuanlage muss üblicherweise ein gewisser Prozentsatz Reben nachgepflanzt werden. Die Frage war, ob die Behandlungen die Ausfallquote der Standorte beeinflussten. In Jechtingen wurden am 20.9.2016 jeweils 90 Reben pro Variante in den 4 Wiederholungszeilen auf Ausfall oder zurückgebliebenes Wachstum geprüft. Betriebsüblich waren hier im Durchschnitt 26 %, bei Kompost 35 % und bei Kohle-Kompost 20 % der Reben ausgefallen oder schlecht gewachsen (d.h. Triebblängen unter 1 m, selten bis 1,5 m, im Gegensatz zur normalen Wuchshöhe über 2,5 m). Die Jungreben der Variante Kohle-Kompost bildeten zwar um 6% kürzere Triebblängen als betriebsüblich ($p < 0,05$), hatten aber eine um 25% geringere Ausfallquote.

Am Standort Schönberg war im Pflanzjahr 2016 nur bei der Kompostvariante eine von 15 Pflanzen ausgefallen. Nach den weit verbreiteten Frostschäden im Frühjahr 2017 mussten dort in allen drei Varianten ca. 20 % der Jungreben nachgepflanzt werden. In Merdingen war der Ausfall aufgrund von Frost höher. Die vorderen Versuchsglieder waren zum Weg hin sogar zu 30–40 % geschädigt. In Jechtingen waren keine Frostschäden aufgetreten. Am Standort Heitersheim wurden die Reben erst 2017 gepflanzt. Es gab keine Ausfälle.

2.5.4.2 Blattgrün

Ab dem Austrieb der Jungreben (Juni 2016) wurde die Grünfärbung der Blätter an 2 bis 3 Terminen jährlich jeweils zwischen Juni und Oktober gemessen (Chlorophyllmeter SPAD-502 von Minolta oder Yara N-Tester).

In Jechtingen war das Blattgrün in allen Varianten gleich (Aufnahmen am 13.7.16, 15.8.16, 20.9.16, 14.6.17, 4.9.17, 5.6.18 und 20.8.18). In Heiterheim traten ebenfalls keine Unterschiede auf (Aufnahmen am 16.8.17, 5.6.18, 8.8.18 und 27.8.18).

In den Pflanzlochversuchen mit jeweils 3 Varianten changierten die Abweichungen in beide Richtungen. Eine Betrachtung der Häufigkeiten ließ die Unterschiede klarer erkennen. Von 8 Probeterminen am Schönberg (Aufnahmen am 22.6.16, 12.8.16, 13.9.16, 14.10.16, 4.7.17, 4.9.17, 13.6.18 und 27.8.18), an denen die Unterschiede zwischen 2,5 und 17 % lagen, hob sich die Ko-Kohle-Kompostvariante von betriebsüblich nur 2-mal signifikant in positiver Richtung ab (am 22.6.16 um 8,6 % und am 4.9.2017 um 4,2 %). Umgekehrt übertraf die Kontrolle die Ko-Kohle-Kompostvariante 3-mal um einen ähnlichen Prozentsatz (jeweils am letzten Termin eines Jahres).

Bei Kompost überragte das Blattgrün das der anderen Varianten deutlicher und häufiger. An insgesamt 7 Terminen war das Blattgrün bei Kompost in 11 Fällen höher als bei den übrigen Varianten. In 14 von 17 beobachteten Unterschieden lag Signifikanz vor. Der erste Probetermin muss aufgrund der Anfangssituation der Junganlage getrennt betrachtet werden. 1,5 Monate nach der Applikation (Mai 2016) hatten sowohl die Kompostvariante als auch ihr Kohlependant einen um 8,6 % höheren Blattgrünwert als betriebsüblich, wenn auch dieser von letzterer nicht weiter gehalten wurde. Die Übereinstimmungen wie auch Unterschiede im Verhalten der Additive könnten auf die Düngewirkung des direkt pflanzenverfügbaren Stickstoffs hinweisen, der in den Additiven anfänglich noch vorhanden war (Tab. 1).

In Merdingen mit fast übereinstimmenden Probetagen zum Standort Schönberg (bis auf den fehlenden Juni-Termin direkt nach der Pflanzung) bewegten sich die Variantenunterschiede zwischen betriebsüblich, Kohle-Kompost und Ko-Kohle-Kompost in einer Spannweite von 2,5 bis 14 %. Es zeichnete sich eine Vorzugsrichtung für die Kohle-Kompostvarianten ab. An den 8 Probetagen wurde die unbehandelte Kontrolle insgesamt 7-mal von den Kohle-Kompostvarianten überragt, und zwar von Kohle-Kompost an 3 Tagen und von Ko-Kohle-Kompost an 4 Tagen. Das Umgekehrte kam nur an 3 Tagen und insgesamt 4-mal vor. In nur 4 Fällen waren die Unterschiede aller Varianten signifikant, wieder mit deutlicher Vorzugsrichtung für die Kohle-Kompostvarianten. Im internen Vergleich schnitt die Kohle-Kompostvariante im Blattgrün besser ab, zumindest für die erste Hälfte des Beobachtungszeitraums. Insbesondere für Merdingen ist zu vermuten, dass ohne den Spätfrost 2017 die Unterschiede im Blattgrün deutlicher hervorgetreten wären.

2.5.4.3 Beereninhaltsstoffe

Ab dem 2. Standjahr (**Bildtafel 3 m**) konnte die Mostqualität der Weintrauben analysiert werden (Ergebnisse s. Tab. 18–21). Die Bestimmung (hauptsächlich mittels Infrarot-Spektroskopie FTIR per WineScan) gibt

Aufschluss über den Ernährungszustand der Beeren sowie Anhaltspunkte zur Beurteilung der Gärqualität des Mostes. Zur Probenahme, die immer kurz vor der Traubenernte ist, wurden ca. 120 Beeren pro Variante und pro Wiederholungszeile gesammelt (jeweils gleichmäßig auf die Rebenanzahl der Stichprobe verteilt) und in Kühlboxen aufbewahrt. Bei der weiteren Behandlung im Labor erfolgt die Beerenpressung zu Most, der anschließend auf folgende Parameter geprüft wird: Mostgewicht (umgerechnet auf Oechsle), verschiedene Zucker, pH, flüchtige Säuren, Aminosäuren und Ammonium.

Bedeutung der Inhaltstoffe und NOPA

Der Zuckergehalt setzt sich aus der Summe der Gehalte für Glucose und Fructose zusammen und rangiert meist bei über 200 g/l. Das Vorhandensein flüchtiger Säuren (u.a. Essigsäure) und Gluconsäure könnte auf Fäulnisprozesse hinweisen, was unerwünscht wäre. Ein Alkoholgehalt > 0 würde anzeigen, dass die Gärung schon eingesetzt hat.

Ausschlaggebend für den ungestörten Gärverlauf ist die Konzentration von Stickstoffverbindungen im Most, insbesondere die der hefeverfügbaren N-Verbindungen Ammonium und Aminosäuren. Bei zu geringen N-Gehalten im Most kann es zu Gärstockungen kommen. Während Ammonium sehr schnell von der Hefe umgesetzt wird, erfolgt die Verwertung der Aminosäuren langsamer. Sie sind mitentscheidend für eine komplett verlaufende Gärung. Den aus Aminosäuren stammenden Stickstoffanteil des Mostes kann man analytisch durch eine Farbreaktion mit ortho-Phthalaldehyd (OPA) erfassen. Der NOPA-Wert gibt diesen N-Gehalt in mg pro Liter Most an.

Geringe NOPA-Werte könnten zum Beispiel auf eine zu geringe Stickstoffversorgung der Rebe während der Reifung hindeuten. Sind die Werte aller Parameter in der Gesamtschau unauffällig und das Mostgewicht im angestrebten Bereich, ist ein angehobener NOPA-Wert meist ein positives Qualitätsmerkmal für den Most. Allgemein werden Werte von mindestens ca. 150 mg/l angestrebt (gilt für Burgunderrebsorten, bei Müller-Thurgau rangiert der favorisierte Mindestgehalt meist niedriger, pers. comm. Rainer Amann, WBI).

Tab. 18: Jechtingen, Beereninhaltsstoffe zur Reifezeit (Grauburgunder) im 2./3. Standjahr (2017/2018) nach Anwendung von Kompost und Kohle-Kompost (zu 7,2 t/ha), (Bildtafel 3 m).

Jechtingen	2017			2018			Einheit
	betriebsüblich	Kompost	Kohle-Kompost	betriebsüblich	Kompost	Kohle-Kompost	
Alter der Reben	1,5	1,5	1,5	2,5	2,5	2,5	Jahre
Mostgewicht	86	85	87	87	87	88	°Oechsle
Glucose	104	103	105	111	112	112	g/l
Fructose	107	106	108	109	110	110	g/l
Säure	6,7	6,5	6,5	6,2	5,9	5,9	g/l
pH	3,2	3,2	3,2	3,1	3,1	3,1	-
Weinsäure	5,1	4,9	5,0	5,3	5,2	5,2	g/l
Äpfelsäure	3,8	3,8	3,7	2,6	2,6	2,7	g/l
flüchtige Säuren	0	0	0	0	0	0	g/l
Gluconsäure	0	0	0	0	0	0	g/l
Alkohol	0	0	0	0	0	0	g/l
Glycerin	0	0	0	0	0	0	g/l
NOPA	224	232	238	152	169	183	mg/l
NH ₄	123	121	125	120	119	128	mg/l

Bei den Beerenproben von 2017 und 2018 aus Jechtingen lagen die NOPA-Werte der Kohle-Kompostvariante um 6 bzw. 20 % höher als betriebsüblich, während Ammonium keine Unterschiede zeigte (Tab. 18 und 20). Auch in der Kompostvariante war für NOPA im Vergleich zu betriebsüblich ein leichter Anstieg zu beobachten. Bei einem Signifikanzniveau von $\alpha = 0,05$ war der Unterschied allerdings noch ohne Signifikanz ($p < 0,2$). Im Jahr 2018 war der NOPA-Wert der Kohle-Kompostvariante erneut höher als bei betriebsüblich und zeigte einen engeren Zusammenhang als im Jahr davor ($p < 0,1$).

Tab. 19: Beereninhaltsstoffe zur Reifezeit 2018 in verschiedenen Rebenneuanlagen nach Anwendung von Kohle-Kompost (PK zu 45 t/ha) in Merdingen (Müller-Thurgau), Ko-Kohle-Kompost (PK zu 70 t/ha) am Schönberg (Johanniter) jeweils im 3. Standjahr. In Heitersheim enthielten die benachbarten Rebassen Pflanzenkohle (pur) zu 20 t/ha (1. Standj. Spätburgunder)

Parameter	Merdingen		Schönberg			Heitersheim		Einheit
	betriebs- üblich	Kohle- Kompost	betriebs- üblich	Kompost	Ko-Kohle- Kompost	betriebs- üblich	Kohle	
Alter der Reben	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	1,5	1,5	Jahre
Beerengewichte	1,8	1,9	1,3	1,4	1,3	1,2	1,3	g/Beere
Mostgewicht	73	76	86	86	84	90	91	°Oechsle
Glucose	90	94	108	108	105	113	116	g/l
Fructose	94	98	109	108	106	114	116	g/l
Säure	5,1	4,8	5,6	5,4	5,5	6,0	5,7	g/l
pH	3,1	3,1	3,1	3,2	3,1	3,2	3,2	-
Weinsäure	4,9	4,7	6,1	6,2	6,2	6,2	5,9	g/l
Äpfelsäure	1,7	1,8	1,0	1,0	1,1	1,7	1,7	g/l
flüchtige Säuren	0	0	0	0	0	0	0	g/l
Gluconsäure	0	0	0	0	0	0	0	g/l
Alkohol	0	0	0	0	0	0	0	g/l
Glycerin	0	0	0	0	0	0	0	g/l
NOPA	76	89	49	76	60	134	135	mg/l
NH ₄	43	52	18	42	29	65	67	mg/l

Am Standort Merdingen wurden gegenüber betriebsüblich bei der Kohle-Kompostvariante um 17% höhere NOPA-Werte und um 20 % höhere Ammonium-Werte gemessen, letztere mit Signifikanz bei einer Wahrscheinlichkeit von 92% (Tab. 19 und 21). Die Werteschwankungen waren aufgrund der Spätfolgen des Frosts von 2017 insgesamt hoch, sodass die Signifikanz der Gehaltsunterschiede, die für die sehr hoch dosierte Ko-Kohle-Kompostvariante gemessen wurden – gegenüber betriebsüblich und Kohle-Kompost um 16% bzw. 36%) – sehr verschieden war ($p < 0,1$ bzw. 0,005).

Tab. 20: Jechtingen, hefeverfügbarer Stickstoff in Beeren zur Reifezeit im 3. Standjahr 2018 (Grauburgunder, 3. Standjahr) nach Anwendung von Kompost- und Kohle-Kompost-Anwendung (PK zu 7,2 t/ha).

Jechtingen		Beeren 12.9.2017		Beeren 20.8.2018	
Variantenvergleich	Einheit	NOPA	NH ₄	NOPA	NH ₄
betriebsüblich	Konz. in mg/l	224	123	152	120
Kohle-Kompost		238	125	183	128
Kompost		232	121	169	119
<i>betriebsüblich</i>	Standard- fehler	3,16	3,50	11,03	4,91
<i>Kohle-Kompost</i>		8,00	4,48	11,23	6,54
<i>Kompost</i>		7,30	5,82	8,45	2,50
Kohle-Kompost / betriebsüblich	Anstieg in %	6,4	0	20,1	7,1
Kompost / betriebsüblich		3,7	0	10,9	0,0
Kohle-Kompost / Kompost		2,6	2,9	8,3	7,8
<i>Kohle-Kompost / betriebsüblich</i>	Vergleichs- statistik	<i>p = 0,15</i>	<i>n.s.</i>	<i>p = 0,10</i>	<i>n.s.</i>
<i>Kompost / betriebsüblich</i>		<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>
<i>Kohle-Kompost / Kompost</i>		<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>

Tab. 21: Merdingen, hefeverfügbarer Stickstoff in Beeren zur Reifezeit 2018 (Müller-Thurgau, 3. Standjahr) nach Anwendung von Kohle-Kompost-M (PK zu 45 t/ha).

Merdingen		Beeren 20.8.2018	
Variantenvergleich	Einheit	NOPA	NH4
betriebsüblich Kohle-Kompost	Konz. in mg/l	76 89	43 52
<i>betriebsüblich Kohle-Kompost</i>	<i>Standardfehler</i>	9,86 3,75	2,84 3,83
Kohle-Kompost gegenüber betriebsüblich	Anstieg in %	17,2	20,2
<i>Kohle-Kompost/betriebsüblich</i>	<i>Vergleichs- statistik</i>	<i>p = 0.20</i>	<i>p = 0.08</i>

Am Schönberg zeigte das Beeresergebnis für die mit Kompost und Ko-Kohle-Kompost beaufschlagten Rebzeilen um 36–37 % höhere NOPA- und um 79 % höhere Ammonium-Werte als betriebsüblich (für Inhaltsstoffe s. Tab. 19). Die Abweichungen waren hoch signifikant ($p < 0,05$). Die Rebzeile mit der reinen Kompostvariante unterschied sich dagegen nicht von der mit Kohleauftrag, hatte aber am Beerenprobentag (27.8.2019) andere Auffälligkeiten, die ihre Vergleichbarkeit mit betriebsüblich und Ko-Kohle-Kompost etwas in Frage stellen (Besonderheiten Standort Schönberg s. 2.5.5). In Heitersheim wiesen die Beereninhaltsstoffe keine Unterschiede auf, unabhängig davon, ob sie benachbart zu Kontroll- oder Kohlegassen waren.

2.5.5 Einflüsse spezifischer Standortbedingungen

Probenahme an der Pflanzstelle. Bei den Pflanzlochversuchen war die Bodenentnahme nah am Rebstock. Um die Rebwurzeln zu schonen und die Bodenverluste an der Pflanzstelle gering zu halten, war es gut, weniger häufig zu beproben. Im Vergleich zu den Standorten Jechtingen und Heitersheim war zwar am Schönberg und insbesondere in Merdingen nur ein geringer Versuchsumfang möglich (vgl. Tab. 3), aber die beobachteten hohen Effektstärken kompensierten diese Manko. Zudem waren die Vor- und Nachwintertermine, die sich hinsichtlich der Fragestellung als besonders kritisch herausstellten, überall abgedeckt.

Besonderheiten am Standort Merdingen. Für den Merdinger Versuch war die Kooperation so spontan zustande gekommenen, dass die schon gepflanzten Reben für die Zugabe der Additive ins Pflanzloch herausgenommen werden mussten. Anders als am Schönberg wurde die Kontrollreben von dieser Prozedur ausgespart, was deren Start- und Wachstumsbedingungen etwas verbessert haben könnte und die anfänglichen Unterschiede im Rebenwachstum der Varianten erklärbar macht

Besonderheiten am Standort Schönberg. Ab dem 2. Jahr wurden Anzeichen deutlich, dass sich die westlich gelegenen Rebzeilen etwas vom allgemeinen Zustand des Feldes abhoben: üppigeres Wachstum der Gasseneinsaat und Anschein einer etwas stärkeren Blatentwicklung der Reben. Eine Erklärung bot die Streuobstwiese in westlicher Richtung, da sie während der Sommertrockenheit durch den Schatten- und Kühleffekt am Nachmittag günstig auf die Wuchsbedingungen der nächstliegenden Feldabschnitte wirkte. Die Tatsache, dass die Variante Kompost im westlichen Teil lag schwächt die Aussagekraft des Vergleichs mit ihr etwas ab. Die beobachteten Unterschiede zwischen der betriebsüblichen und der Kohlevariante bleiben davon unberührt.

Frostschäden. Der Frühjahrsfrost 2017, der fast nur Merdingen betraf, könnte eine Störung der Rebwurzeln hervorgerufen haben (s. 2.5.4, Rebenwachstum) sodass die Entnahme von Nitrat geringer ausgefallen sein könnte oder Nachpflanzungen, die im Einzelfall nötig waren, die Kohlemischung an der Pflanzstelle verdünnte. Die Werteunterschiede für Nitrat-N waren jedoch so groß, dass über das Ergebnis kein Zweifel bestand.

2.5.6 Diskussion zum Einfluss von Pflanzenkohle auf die Nitrat-N-Gehalte im Boden und die Nitratauswaschung

Die Einflüsse von Pflanzenkohle heben sich ab von Kompost

Der kurzzeitige Rückgang des Nitratgehalts in den Anfangsmonaten (2016, Abb. 9 und 10) war vermutlich eine anfängliche Hemmwirkung der Komposte. Aufgrund des weiten C/N-Verhältnisses können frische Komposte bekanntlich zu einer vorübergehenden N-Immobilisierung führen.

Abgesehen von dieser Parallele divergierten die Effekte von Kompost mit und ohne Kohle in entscheidenden Punkten. Zunächst war die Feststellung wichtig, dass die alleinige Kompostzufuhr die mobile N-Fraktion nur wenig über das betriebsübliche Niveau hinaushob (Jechtingen). Dass der Anstieg von Nitrat-N bei Kompost nicht halb so hoch war wie der bei Kohle-Kompost, war ein entscheidendes Resultat aus der Regressionsanalyse. Ein weiterer Beleg für die Trennschärfe der Substrate war, dass der Nitrat-N-Zuwachs bei Kompost ganz auf die Applikationsschicht beschränkt blieb, während die Effekte bei Kohle-Kompost auch in den tiefer gelegenen Bodenschichten auftraten (30–60 und 60–90 cm).

Auch am Standort Merdingen, wo Kompost ausschließlich in Mischung mit Pflanzenkohle vorlag, waren die Effektunterschiede vor allem auf die Pflanzenkohle zurückzuführen. Zusammen mit dem hohen Ausschlag war die Konzentrationsabhängigkeit ein weiteres Indiz für den Zusammenhang.

Einschätzung der N-Retention durch Pflanzenkohle in den Winterperioden

Dass schichtenspezifische Unterschiede insbesondere während der feuchtkalten Jahreszeit mit wasser-gesättigtem Boden und entsprechendem Niederschlag sichtbar waren, entsprach dem Erwarteten. Auf die Gabe von Pflanzenkohle reagierten beide Lössböden mit Nitrat-Gehaltsunterschieden, die über die Winter hervortraten (Tab. 11–14).

Die Unterschiede entsprechen vermutlich nur annäherungsweise der tatsächlich verlagerten Nitratmenge bzw. mit der N-Retention, denn das N-Ausgangsniveau ist schwer einzuschätzen. Je näher die Probetermine an die Vegetationszeit rücken, desto schwieriger wird der Rückschluss auf die N-Verlagerung. Ursache sind biologische Prozesse (Wurzelaktivität, Aufnahme bzw. Freisetzung durch mikrobielles N-Cycling bzw. Mineralisierung). Zum Beispiel könnte in Jechtingen der Nitratgehalt nach dem 18.10.17 witterungsbedingt noch gestiegen sein (Abb. 9). Die in den Tabellen angegebene Gehaltsdifferenz zwischen Datum 1 und 2 ist daher oft nur ein Mindestwert. Die 1. Winterperiode in Jechtingen liegt etwas zentraler in der kalten Jahreszeit und hat daher bessere Voraussetzungen für einen Rückschluss, nur war der Niederschlag bis zum Probetag am 22.2.17 relativ gering (Abb. 15). Seit letztem Messtermin 9.11.16 war insgesamt 78 mm Regen gefallen (Wetterstation KSHausen), davon aber 32 mm zwischen 1.2.17–21.2.17, wovon wiederum 10–11 mm innerhalb der 5 Tage vor dem Termin fielen. Die Bodenfeuchte war am 9.11.16 wie auch am 22.2.17 für den Standort sehr hoch (Abb. 14). Unter diesen Umständen (durchgehend hoher Bodenwassergehalt, geringe Temperaturen, keine Wurzelaktivität, Niederschläge kurz vor dem Messtermin) könnte eine Verlagerung mit dem Sickerwasser stattgefunden haben, die den Nitratgehaltsunterschied erklärt.

Dass der erhöhte Nitratgehalt in den oberen Schichten binnen eines Monats auf das betriebsübliche Niveau absank (s. 21.3.17, Abb. 9), könnte mit den erneuten Niederschlägen erklärt werden (30 mm zwischen 22.2. und 8.3.17). Denkbar wäre auch der Entzug von Nitrat durch einsetzende Wurzelaktivität nicht zuletzt durch den (Vorjahres)-Bewuchs im Unterstockbereich (im Foto Jb auf der Bildtafel 2 zeichnet sich am 20.9.16 Spontanvegetation unter den Reben ab; die nächste Bodenbearbeitung per Ladurner Kreiselkrümler erfolgte erst wieder am 4.4.2017). Trifft dies zu, wäre jedoch zu begründen, warum z.B. betriebsüblich kein Rückgang stattfand ($p < 0,1$ sowohl in 0–30 als auch 30–60 und 0–60 cm). Die Ursache könnte aber das ohnehin geringe Nitratniveau sein (21–27 kg/ha in der oberen Schicht). Überwiegt hier die reine Sorption des Bodens, ist die Entnahme durch Pflanzen nicht möglich, auch wenn die Temperaturen höher werden.

Standortsbedingte Unterschiede und Besonderheiten

Dass das Nitrat-Plus der Kohlevarianten in Merdingen über dem Gehaltsniveau des Vorterminals lag (14.11.16, Abb. 10), aber in Jechtingen darunter (9.11.16, Abb. 9), könnte an einer schnelleren und stärkeren

Freisetzung von Nitrat in Merdingen gelegen haben, die u.a. durch die unterschiedliche Bodenfeuchte beeinflusst worden sein könnte (vgl. Abb. 14 und 19).

Der Versuch in der Neuanlage bei Heitersheim zeigte bei der Auflösung in der üblichen 30 cm-Schichtdicke keine signifikanten Unterschiede für Nitrat-N (Abb. 12). Unterschiede traten erst bei höherer Auflösung in den oberen 15 Zentimetern auf, wo die Kohleanwendung einen Anstieg um 21–55% zeigte (Abb. 13). Der auf die oberste Zone konzentrierte Effekt ist vermutlich die Folge des Zusammenwirkens von Partikelgröße (Abb. 3), Einarbeitungstechnik der Pflanzenkohle und Zufuhr in unbehandelter Form (vgl. **Bildtafel 1Ha, 2b, 2q**). Wie schon in Punkt 2.1 dargelegt, wird die Aufnahmefähigkeit von Pflanzenkohlen für Nährstoffe durch die Vorbehandlung z.B. mit Kompost verbessert. Die Vorbehandlung blieb hier aus, um die Wirkung purer Kohle verfolgen zu können. Durch das Eingrubbern waren die Partikel aber nur flach eingearbeitet worden (Hauptverteilung in den oberen 10 cm s. **Bildtafel 2q**). Das oben Aufliegen verringerte den Bodenkontakt, was eingeschränkte Aufnahmefähigkeit bedeuten könnte. Aufgrund ihrer Größe wurden die Partikel teilweise schlechter vom Bohrstock erfasst. Durch das Zusammenspiel von geringer Dichte (vgl. Tab. 1) und grober Körnung schwemmten viele Kohlestücke ab (**Bildtafel 3a**) oder landeten bei der Bodenbearbeitung in der benachbarten Rebzeile (**Bildtafel 3b**), sodass die Abdrift einen Verdünnungseffekt hervorrief. Die Schlussfolgerung für die Anwendung von Pflanzenkohle wäre hier eine tiefere Einarbeitung sowie Vorbehandlung (im besten Fall unter vorherigem Mahlen).

Der Heitersheimer Versuch zeigte zum anderen, dass die verwendete Pflanzenkohle auch in purer Form und ohne Vorbehandlung keine Nährstoffkonkurrenz zum Pflanzenwachstum hervorrief. An allen 9 Messtagen war der optische Eindruck der Pflanzendecke eine gleicher und eine Probemessung der Wuchshöhe von Amaranth am 8.6.17 hatte keinen Unterschied ergeben (**Bildtafel 3c**, Daten nicht gezeigt).

Neben den standortsbedingten Besonderheiten am Schönberg (Boden wenig tiefgründig und mit hohen Werten hinsichtlich Lehmanteil, Humusgehalt, Bodenfeuchte, Niederschlag) verursachte die Pflanzenkohlebehandlung teilweise einen Nitrat-N-Rückgang statt Anstieg, der unabhängig von der anfänglichen Hemmwirkung der frischen Komposte war (Abb. 11, v.a. 10.11.17). Eine Erklärung bietet der Zusammenhang von Bodenfeuchte und Nitratenwicklung. Schon im Grundzustand enthielt der Boden oft hohe Wassergehalte mit bis zu 34 g pro 100 g Boden (Abb. 21). Aufgrund der Aufnahmefähigkeit der Pflanzenkohle (Wassersaugtest Abb. 4) könnten theoretisch 50 g Wasser hinzukommen (für Dichte und Aufwand der Pflanzenkohle s. Tab. 1 bzw. 2). Ab dem 10.11.17 war die Bodenfeuchte bei Pflanzenkohle-Kompostmischung immer etwas höher als bei reinem Kompost. Durch das hohe Rückhaltevermögen der Pflanzenkohle sind vor allem längere wassergesättigte Phasen vorstellbar. Dass unter solchen Bedingungen Denitrifikationsprozesse zunehmen und dadurch Nitrat abgebaut wird [53], wäre eine Erklärung des Phänomens. Dass im Oktober, also wenige Zeit vor dem 10.11.17, die üppige Gassenbegrünung eingearbeitet worden war (**Bildtafel 3d**), mag den Effekt noch verstärkt haben. Denitrifizierende Mikroorganismen sind C-heterotroph und sprechen sehr auf die Zufuhr frischer organischer Substanz an (zumindest bis in 40 cm Bodentiefe).

Bodenwassergehalt. Während in Merdingen und am Schönberg erhöhte Wassergehalte bei hochdosierter Pflanzenkohleanwendung auftraten, zeichnete sich die höhere Bodenfeuchte in Jechtingen und Heitersheim nur richtungsweise bzw. selten ab. In Jechtingen können als Grund die mäßige Gabe sowie Überlagerungseffekte durch die Tropfbewässerung in Frage kommen (Tab. 15), im zweiten Fall u.a. die oberflächlich verteilte Pflanzenkohle (s.o.). Die 15 cm Zonierung der oberen Bodenschicht in Heitersheim, die an zwei Probetagen durchgeführt wurde, brachte weitere Hinweise. Der verringerte Abstand im Bodenwassergehalt zwischen unten und oben, der für Pflanzenkohle beobachtet wurde und von den 2 Terminen insbesondere am Sommertag 4.7.18 exponiert war, könnte ein Hinweis auf eine geringere Austrocknung des Bodens in Gegenwart von Pflanzenkohle sein. In den vorherigen Wochen war es trocken bei hohen Temperaturen.

Pflanzenkohle für verminderte N-Verlagerung dort, wo die Gründecke fehlt

Wie stark die Wurzelaufnahme auf das Nitratniveau im Boden wirkt, bestätigte sich in begrüntem Gassen [17]. In Jechtingen war nach der Brache 2015 eine Blümmischung eingesät worden (**Bildtafel 3k**). Vor der Rebenpflanzung Anfang Mai 2016 war diese im Gassenbereich nur gemulcht und nicht gefräst worden (**Bildtafel 3e**), sodass die Pflanzendecke sich bald regenerierte. Wie eine Grünprobe (n = 2) kurz vor dem Mulchen im April 2016 gezeigt hatte (**Bildtafel 3f**), waren allein in der oberirdischen Biomasse 108 kg Stickstoff pro ha enthalten. Der Leguminosenanteil verursachte offenbar keine problematisch hohen Nitratstickstoffgehalte. 2017 und 2018 wurden die Gassen nur gemulcht (5- bzw. 4-mal). Im Gegensatz dazu war der Zeilenbereich mehrfach mechanisch bearbeitet worden (Ladurner Kreiselkrümler je 3-mal in 2017

und 2018, vgl. **Bildtafeln 1b, c, 3g**). Der Boden in den bald wieder bewachsenen Gassen wies immer die geringsten Nitrat-N-Gehalte auf (deutlich unter 50 kg N/ha in 0–90 cm).

Wenn es darum geht, mithilfe von Pflanzenkohle Nitratverluste und die Auswaschung von Nitrat im Weinbau zu reduzieren, wäre vor dem Hintergrund der Aufnahmeleistung von Nitrat in der begrüneten Rebmasse die Anwendung weniger dort, sondern primär in der Rebzeile gefragt, die normalerweise nicht begrünt ist.

In den offenen Rebzeilen wird dem Boden zwar Nitrat durch die Reben entzogen, doch ist der Effekt im Boden in der Anfangszeit noch gering. Angesichts der Klimaerwärmung könnten beim Winter/Frühjahrs-Übergang die Wurzelaktivität und Entnahme von Nitrat schon früher beginnen, sodass auch schon Mitte März geringere Nitratgehalte in den oberen Bodenschichten auftreten könnten. Die gilt insbesondere, wenn Pflanzenbewuchs im Unterstockbereich vom Vorjahr vorhanden ist (vgl. **Bildtafel 1c**). Im Rückschluss könnte dieser Umstand Unterschiede erklären, die an den zeitlich verschiedenen Nachwinterterminen für Nitrat-N im Boden auftraten.

Eine Beschränkung des Substrats auf das Pflanzloch ist in Betrieben mit Handpflanzung zwar denkbar, aber vom Aspekt der Nitratverlagerung untergeordnet aufgrund des geringen Wirkungsradius. Auch der Bodenverbesserungsgedanke ist begrenzt, da die Jungreben durch lateralen Wurzeltrieb schnell aus der Behandlungszone herausgewachsen sind.

Können außer Adsorption andere Gründe zu einem Nitrat-Plus bei Kohle-Kompost führen?

Wenn Mineralisierungseffekte durch den Kompost ausgeschlossen werden können, wäre die Frage, ob nicht die Pflanzenkohle selbst den Abbau organischer Substanz beschleunigen könnte, z.B. aufgrund der verringerten Bodenlagerungsdichte (s. 2.4.4), die zu einer besseren Durchlüftung führt. Als alleiniger Grund für die Wirkungsunterschiede in Jechtingen kommt dies aus Dimensionsgründen jedoch nicht in Frage, denn in der bodenbiologisch bedeutsamsten Schicht war die Effektstärke bei Kohle-Kompost doppelt so hoch wie bei Kompost. Die große Abweichung allein mit der Kohle zu begründen, indem sie die Mikrobiologie anregt, scheint nicht plausibel, da die Nitratgehalte der Kohle-Kompostvariante gerade in der kalten Jahreszeit gegenüber Kompost auf ein höheres Niveau kletterten (22.2.2017, Abb. 9).

Im Gegenteil, die Kombination von Kohleoberfläche, organischer Substanz und Mikrobiologie könnten Synergien bedeuten, die über die rein physikalisch-chemische Sorption von Nitrat an der Kohleoberfläche hinausgehen. Guereña et al. [54] argumentierten, dass die nach Kohlegaben gemessene N-Retention eine Folge der erhöhten Adsorption von organischen N-Verbindungen an der Kohleoberfläche sei und ein beträchtlicher Teil des zurückgehaltenen Stickstoffs in die mikrobielle Biomasse eingebaut wurde. Mikroskopische Studien aus jüngster Zeit unterstützen die Vorstellung eines *coating*-Effekts durch die Organik in Kompost und Boden [55]. Die Nährstoffabgabe wird sozusagen verlängert dadurch, dass die Oberflächen der Kohle-Hohlräume von organischen Verbindungen ummantelt werden. Diese können aus Kompost- oder Boden stammen.

Als Indiz für einen solchen Mechanismus in der vorliegenden Studie können vielleicht die Humusgehalte am Standort Merdingen gewertet werden. Der langsamere Abbau bei der Kohle-Kompostvariante im Vergleich zu Ko-Kohle-Kompost hatte überrascht, denn für den mikrobiellen Abbau wären eigentlich gleiche Verhältnisse anzunehmen (gleiche Kompostmengen vgl. Tab. 2). Der *coating*-Effekt wäre eine mögliche Erklärung für das Phänomen, da hiernach der Abbau der Organik (unter schneller Freisetzung der Abbauprodukte) durch die Anwesenheit der Kohle geringer wäre. Der „Habitateneffekt“ der Pflanzenkohle für Bakterien und Pilze würde in Sinn bedeuten, dass der Stickstoffpool im Zuge des N-Cyclings in dieser Lebendmasse stärker in Richtung stabilerer Verbindungen gelenkt wird.

Mögliche Einflüsse auf die Adsorption von Nitrat-N und das Analyseergebnis

Verschiedene Studien legen dar, dass die Sorptionsfähigkeit von Pflanzenkohlen für Nitrat (NO_3^-) und Ammonium (NH_4^+) sowohl von der Wahl der Ausgangssubstanz, der Pyrolysetemperatur sowie vom pH-Wert der Umgebungslösung abhängt und die Sorption selbst primär durch Ionenaustausch passiert [56–57]. Während die Sorption von NH_4^+ an Pflanzenkohle im alkalischen Milieu steigt [58], kann NO_3^- mit steigendem pH-Wert schwächer von Kohle gebunden werden [58]. In Heitersheim könnte der relativ hohe pH-Wert der reinen Kohle von 8,8 die Adsorption von Nitrat daher eingeschränkt haben und eine weitere Erklärung für die nur geringen Gehalte sein. Da sich offenbar die Sorption von NO_3^- an reiner, unbehandelter Kohle mit

steigender Acidität anheben lässt (s. Waschvorgang mit Säure [59]), könnte bei fortschreitender Äquilibrierung der Kohleoberfläche zukünftig mit einem Anstieg der Adsorption gerechnet werden.

Aufschlussmethoden mit stärkeren Reagenzien sind offenbar in der Lage, mehr Nitrat von Pflanzenkohlen abzulösen, die zuvor mit einer nitrathaltigen (Boden-)Lösung zusammengebracht worden waren [60]. Die absolute Nitratmenge könnte in der aktuellen Studie daher unterschätzt worden sein.

Vergleich zu Studien weltweit

N-Retention durch *biochar* wurde weltweit für unterschiedliche Böden und Klimate beobachtet [61]. Die meisten Untersuchungen beruhen auf Säulen- oder Gewächshausstudien über Wochen oder Monate, in denen eine bestimmte Menge N-Dünger zugegeben wurde. Beispielsweise zeigte sich in einem Säulenaufbau mit Ackerboden aus dem mittleren Westen der USA ein Rückgang des *leachings* um 40 bis 60% [62]. In einer anderen Studie, bei der Lehm Boden eingesetzt wurde, lag der Rückhalteeffekt bei 5% [63]. Freilandstudien gibt es nur wenige. Dort wurde teilweise ein sehr starker Rückgang des Nitrat-*leachings* beobachtet, z.B. um 75 % in einer Apfelplantage auf schluffigem, tonigem Lehm im Po-Tal nach Anwendung von 10 t Pflanzenkohle/ha [20] oder um 82 % in einem Maisfeld auf Feinlehm bei einer Aufwandmenge von bis zu 30 t Pflanzenkohle/ha im Nordosten der USA, wo das Problem der Grundwasserbelastung mit Nitrat aus der Landwirtschaft besonders groß ist [54].

Die Betrachtungsgrenze der Bodentiefe lag in den bisherigen Untersuchungen innerhalb von 60 cm, so auch in einer jüngsten 2-jährigen Studie aus China [64], wo die Anwendung von 20 t Pflanzenkohle/ha auf Löss mit Jahresniederschlägen von 599 mm neben verstärktem Wachstum von Weizen eine N-Retention von 13.2–74.7% ausgelöst hatte. Hohe Tonnagen von 40 t/ha führten zu einem erhöhten Rückhalteeffekt, aber auch zu Einbußen beim Biomasseertrag von Weizen.

Ab einer sehr hohen Dosis Pflanzenkohle (70 t/ha) wurden auch im vorliegenden Feldversuch Einschränkungen beim Rebenwachstum beobachtet (s. 2.5.4). Enthielten die Kompostmischungen eine geringere aber immer noch hohe Dosis von 45 t/ha (oder darunter, 7,2 t/ha) reagierten die untersuchten Wachstumsparameter wie z.B. Triebblängen, Blattgrün und NOPA neutral oder mit positivem Ausschlag. Wegen Frostschäden war der Vergleich jedoch erschwert. In einem Versuch am Weincampus Neustadt von 2014 hatte eine ähnlich hohe Pflanzenkohlegabe (60 t/ha) signifikant höhere NOPA-Werte ergeben [65]. Das Pflanzenkohlegemisch enthielt zudem 45 Gewichts% Vinsasse (mit einem N-Gehalt von 5 %) und war mit einer EM-Lösung versetzt worden. In 2017 waren die NOPA-Gehalte noch immer hoch.

In der aktuellen Studie wurde der Rückhalteeffekt von Nitrat durch Pflanzenkohle erstmalig für eine Bodentiefe von 90 cm beschrieben. Im Vergleich zu den genannten Studien wurde insbesondere am Standort Jechtingen zeitlich engmaschig beprobt und ein verhältnismäßig geringer Pflanzenkohleaufwand eingesetzt. Unter gleichzeitiger Betrachtung der Niederschlagsdaten der Bodenwassergehalte ließ sich der Rückhalteeffekt insbesondere über die Winterperioden beobachten und lag bei einer Dosis von 7,2 t Pflanzenkohle/ha bei etwa 20%. Ein anderer Lössstandort mit anderen Bodenverhältnissen und anderem Pflanzenkohleaufwand wies Parallelen auf, aber mit höherem Ausschlag, und er veranschaulichte den Fortbestand des Effekts.

Modell der N-Retention als verzögerter Transport

N-Retention heißt bildhaft gesprochen der „schichtbezogen verlängerte Aufenthalt von Nitrat auf der Wanderung in die darunterliegenden Bodenschichten“. In einem Modell (NITREC), das dieses Bild in zeitlicher Dimension darstellt, konnte der sukzessive Anstieg der Nitratgehalte in den verschiedenen Schichten als Folge der Kohleanwendung erklärt werden (s. Punkt 3 „Kurzberichte intern“). Die Regressionsanalyse auf der breiten Datenbasis des Standorts Jechtingen unterstützte das Modell. Dass die Nitratgehalte der Kohlevariante die der betriebsüblichen Kontrolle im Mittel übertrafen, sowohl in der Applikationsschicht (0–30 cm) als auch den beiden Schichten darunter, kontrastierte das Verhalten der Kompostvariante. Diese hatte nur in der Applikationsschicht einen Effekt gezeigt und diesen relativ schwach. Wäre das Nitrat-Plus bei Kompost der mikrobiellen Anregung und Adsorption an der Organik zuzurechnen, wäre der Anstieg bei Kohle-Kompost folgerichtig um diesen Betrag zu korrigieren. Für die Differenz bliebe aber immer noch eine Erklärungslücke bestehen. Eine schlüssige Erklärung ist verzögerter Transport in Gegenwart von Pflanzenkohle, wodurch das Nitratniveau der darunterliegenden ansteigt. Dass sich der Differenzbetrag über die 3 Schichten mit fallender Konzentration verteilte, stimmte gut mit dem Modell überein.

Schlussbetrachtung N-Retention und Auswaschung von Nitrat

Nitratverlagerungsereignisse setzen allgemein bodenphysikalische Bedingungen und Wetterverhältnisse voraus, die eine Vertikalfracht von Nitrat erlauben. Um mit den aktuellen Messmethoden im Bodenprofil von 0–90 cm einen Rückhalteeffekt von Nitrat (N-Retention) beobachten zu können, müssen folgende Kriterien erfüllt sein:

- es ging ein hohes Nitratgehaltsniveau im Boden voraus
- es gab ausreichende Niederschläge (od. Bewässerung)
- die Translokation von Nitrat ist aufgrund der Bodeneigenschaften leicht möglich

Die 3-jährige Studie zeigte, dass unter diesen Voraussetzungen varianten- und schichtenspezifische Veränderungen im Nitratniveau hervortraten, die durch ihren Verlauf und ihr zeitliches Auftreten eine Retention von Nitrat durch Pflanzenkohle nahelegten.

Für Neuanlagen im Weinbau ist daher anzunehmen, dass mit Pflanzenkohle weniger Nitrat in tiefere Bodenschichten verlagert wird als ohne. Der Mehrbetrag, um den die Pflanzenkohle den betriebsüblichen Nitratgehalt ansteigen ließ, enthält eine Nitratmenge, die normalerweise in tiefer gelegene Bodenschichten ausgewaschen werden würde. Die Tatsache, dass die Verlagerungsprozesse von Nitrat durch Pflanzenkohle nicht völlig ausgeschaltet waren, ist eine wichtige Feststellung. Eine zu starke Sorption hätte höchstwahrscheinlich unerwünschte Effekte hinsichtlich N-Immobilisierung und Nährstoffentzug zum Nachteil der Reben.

2.6 Ökologischer Nutzen

Der Versuch in Rebenjunganlagen zeigte, dass nach Pflanzenkohleanwendung eine verminderte Nitratverlagerung stattfindet. In der kritischen Anfangszeit hinsichtlich des Nitratauswaschungspotenzial von Neuanlagen kann Pflanzenkohle einen gewissen Beitrag leisten. Reicht der Unterschied aus, einer Belastung vorzubeugen oder eine vorhandene Belastung unter den Grenzwert zu bringen, wäre damit ein großer ökologischer, aber auch wirtschaftlicher Nutzen verbunden.

Ein weiterer ökologischer Nutzen ist in der Langlebigkeit der Pflanzenkohle verankert. Vor dem Hintergrund der gegenwärtigen Klimaveränderungen/-krise ist ein immer wichtigerer Aspekt, da die lange Verweildauer von Kohle einem ebenso langen Entzug von CO₂ aus der Atmosphäre gleichkommt. Im Beispiel des Jechtinger Modells (Rebzeilenauftrag mit 0,72 kg Kohle-Trockenmasse pro m²) würden bei einer Rebfläche von 20 Ar ca. 3,5 Tonnen CO₂ gebunden. In Deutschland wird die jährliche pro-Kopf-Emission von CO₂ auf 9 t geschätzt. Gleichzeitig verpflichtete sich Deutschland im Rahmen des Kyoto-Protokolls zur Anhebung der Bodenvorräte des organischen Kohlenstoffs [66]. Hinzu kommt der Beitrag durch die Reduktion von Lachgasemissionen, die für viele Böden infolge der Pflanzenkohleanwendung nachgewiesen wurde [67].

Ein weiterer interessanter Aspekt ist, dass sich durch die bessere Stickstoffeffizienz der Bedarf an Dünger reduziert, der in „Nicht-Bio-Betrieben“ vielfach mit chemisch synthetisierten Stickstoffdüngern gedeckt wird. Dies ist auch für den Einsatz von Primärenergie von Bedeutung. Die CO₂-Emission, die bei der Herstellung von 1 kg Stickstoff in Form von Ammoniak entsteht, wird auf ca. 3 kg geschätzt (KTBL). Im Ackerbau mit einer Düngemenge von 120 kg N/ha im Jahr (z.B. bei Weizen) spielt dies noch eine größere Rolle als im Weinbau, wo in Neuanlagen häufig auf eine Stickstoffdüngung verzichtet wird und die jährliche Düngeempfehlung für Ertragsanlagen bei etwa 40–50 kg N/ha liegt.

Für viele landwirtschaftliche und gärtnerische Nutzer ist der Einsatz von Pflanzenkohle neben der Kostenfrage eine Frage der regionalen Verfügbarkeit. Die immer länger werdende Liste von Pflanzenkohleherstellern in Deutschland wird wohl zukünftig ein breiteres Angebot in unterschiedlicher Preiskategorie bedeuten. Unter diesen Umständen ergeben sich trotz längerer Transportstrecken oft günstigere Bezugsmöglichkeiten als im eigenen, regionalen Umfeld. Die Entwicklung wäre ökologisch gesehen problematisch, da die geringe Dichte von Pflanzenkohle große Transportvolumina und dadurch hohe CO₂-Emissionen verursacht. Eine Zunahme des Transports in Folge der Bekanntmachung der Nutzbarkeit von Pflanzenkohle wäre daher gegenläufig zu wichtigen Zielen des Konzepts „Pflanzenkohle“ inklusive Ressourcenschonung und CO₂-Einsparung. Für einen möglicherweise steigenden Bedarf von Pflanzenkohle in der Region Freiburg wäre eine Pyrolyse-Anlage mit einer Jahresproduktion von etwa 300 Tonnen, die

kürzlich von der Abfallwirtschaft Stadt Freiburg installiert wurde, die nächste Bezugsquelle [68]. Andere Möglichkeiten bieten sich durch einfache Verfahren der Pflanzenkohleherstellung (Stichwort Erdgrubenverkohlung, Kon-Tikis usw.), die in Eigenregie, aber nur unter höherem zeitlichen Aufwand durchführbar sind.

2.7 Betrachtung der Wirtschaftlichkeit

Die Herstellung von Pflanzenkohle ist kostenintensiv, auch wenn sie in größerem Maßstab betrieben wird. Bei Einkaufspreisen von bis zu 800 € pro Tonne ist kaum an eine Anwendung im Ackerbau aus reinen Düngegesichtspunkten zu denken. Die Chancen für eine Amortisation steigen bei Sonderkulturen. Durch Synergiewirkungen mit Kompost könnte sich ebenfalls eine andere Kostenrelation ergeben. Wie im Versuch gezeigt, können die Ausgaben reduziert werden, wenn nur jeweils eine bestimmte Teilfläche mit Pflanzenkohle behandelt wird (z.B. nur der Rebzeilenbereich s. Punkt 2.4.3). Beim Auszeilen der Junganlage könnten nur die für die Rebzeilen reservierten Bereiche behandelt werden, sodass die Rebassen, deren Auswaschungsrisiken aufgrund der Begrünung geringer sind, ausgespart bleiben. Durch Mittelung der Aufbringmenge auf die Gesamtfläche wird einerseits der gesetzliche Rahmen eingehalten und andererseits die nötige Aufwandmenge erreicht. Im Projekt war Kohle-Kompost verwendet worden, der aus einer Zusammenarbeit mit einem Kompostwerk stammte. Der Kohleanteil im Verhältnis zu Grünschnitt-Frischhäcksel lag dort versuchsweise bei 11 Vol%, hat aber noch Spielraum nach oben, sofern die Zugabe erst nach der Hygienisierung erfolgt, die im Werk meist Standard ist. So könnte auf eine höhere Zielmenge des Anwenders abgestimmt werden (z.B. auf 1 kg Kohle-Trockenmasse pro m² Rebzeile, d.h. auf die Schlagfläche hochgerechnet und gemittelt je nach Zeilen- und Gassenbreite 3–4 Tonnen Trockenmasse pro Hektar).

Da die Erntemenge der Trauben in den Junganlagen nicht bestimmt wurde, können keine Aussagen über mögliche Erntezuwächse gemacht werden. Jedoch könnte das Ergebnis der gehobenen Gärqualität des Mosts durchaus Bedeutung für die Wirtschaftlichkeit haben, denn durch die Sicherung des Gärprozesses kann Problemen mit der Weinqualität vorgebeugt werden. Zieht man die relativ geringe Aufwandmenge der Pflanzenkohle von 7,2 t/ha in Jechtingen in Betracht (weltweit gesehen wurden die meisten Feldversuche mit viel höherem Kohleaufwand durchgeführt) wiegt der 20%-ige Anstieg von NOPA umso mehr. Im Versuch erfolgte zwar kein getrennter Weinausbau für die einzelnen Varianten in der Junganlage, aber der Anbau nach der Devise Terra preta scheint auch die Vermarktung anzuregen (Bildtafel 3n).

Die auf den Rebflächen eingesetzte Pflanzenkohle stammte aus einer Anlage, die die mobile Verkohlung für Material aus der Landschaftspflege oder aus Rebflächen getestet hatte (Carbo-Mob). Solche Möglichkeiten werden nach wie vor nachgefragt. In der Tat bewiesen die Praxiseinsätze die technische Durchführbarkeit, jedoch nur unter hohen Betreiberkosten. Trotz der Erkenntnis drastischer Einsparungen bei den Emissionen, wenn Pflegematerial aus Naturschutzflächen nicht offen verbrannt, sondern per Carbo-Mob o.ä. verkohlt wird, bedeutete dies keine Besserstellung für die Wirtschaftlichkeit. Für derartige ökologische Leistungen fehlt die finanzielle Honorierung. So bleibt die Suche bestehen, Kosten zu reduzieren, um flexible Kleinanlagen wirtschaftlich zu machen.

Die Langlebigkeit von Pflanzenkohlen [69] ist ein wichtiges Kriterium für die Wirtschaftlichkeitsüberlegung. Aufgrund der langen Haltbarkeit kann der Anwender für lange Zeit auf eine wiederholte Anwendung verzichten.

Ein Weg der Kostenkompensation auf Basis von Pflanzenkohle, den sich die Anwenderseite schon heute erschließen kann, sind spezielle CO₂-Zertifikate [70]. Sie wurden in den letzten Jahren von Einzelpersonen oder Vereinen in Österreich und Deutschland entwickelt, tragen den Charakter einer Honorierung von humusaufbauender und klimafreundlicher Landwirtschaft und schließen meist die wiederholte, GPS-genaue Messung des Kohlenstoffgehalts im Boden mit ein. Bei Erfolg ist mit einem Rückfluss von 0,5 bis 1,5 T€ pro ha zu rechnen. Im Rahmen des jeweiligen Ressourcenangebots für die Herstellung von Pflanzenkohle sind vermehrte Angebote dieser Art in vielen Regionen vorstellbar.

In Anbetracht der Tatsache, dass Versäumnisse die Gesellschaft weitaus teurer zu stehen kommen als Prävention, wäre die Retention von Nitrat auf landwirtschaftlichen Flächen auch wirtschaftlich bedeutend, wenn auch mehr gesamtwirtschaftlich gesehen. Werden die Schwellenwerte im Grundwasser in gefährdeten Gebieten dauerhaft überschritten, drohen den Wasserversorgern hohe Aufbereitungskosten, die im Endeffekt auf die Verbraucher umgelegt werden. Würde der Landwirt für die vorbeugende Maßnahme eine Kostenkompensation erhalten, wäre auch seine Investition geringer.

Allgemein sind der Markt und die Produktion von Pflanzenkohle in den letzten Jahren gewachsen, vermutlich durch den gestiegenen Bekanntheitsgrad, vielseitige Verwendbarkeit, die bessere regionale Verfügbarkeit und die Bemühungen um Zertifikate, die einen Mindestqualitätsstandard garantieren. Die Verwendung als Additiv in der Tierernährung ist ein neuer und wachsender Bereich, der im Stoffkreislauf gleichzeitig die Vorteile der Bodenverbesserung nutzt. Durch den viel geringeren Mengeneinsatz als bei der einmaligen Bodenanwendung schlagen hier die Kosten weit weniger zu Buche.

3. Öffentlichkeitsarbeit und Fachpublikationen während des Projektes

Veröffentlichungen in Fachzeitschriften und Medienberichte (chronologisch)

Hennicke, Gabriele, 2016: Forschungsprojekt rund um Bio-Kohle. Badische Zeitung 11.05.2016.

Hennicke, Gabriele, 2016: Sorgt Holzkohle für weniger Nitrat? Der Badische Winzer Juni 2016, S. 17.

Hennicke, Gabriele, 2016: Hoffnung auf bessere Böden. Die Wirkung von Pflanzenkohle wird in Rebanlagen in Merdingen, Jechtingen und Freiburg getestet. Badische Zeitung 13.07.2016.

Kierey, Beate, 2017: Bodenqualität für Charakterweine. (Interview mit M. Riedel und C. Holweg). Wein & mehr, Ausgabe Frühjahr/Sommer 2017, S. 38. Staatliches Weinbauinstitut (WBI) 2017: Hilft Pflanzenkohle gegen Nitratauswaschung im Weinbau? AGROjournal April 2017, S. 44.

Holweg, Carola und Riedel, Monika, 2018: Mit Pflanzenkohle gegen Nitrat. Der Badische Winzer Juni 2018, S. 37-40, Ergänzung im Juli 2018, S. 42 (s. <http://www.wbi-bw.de/pb/.Lde/Startseite/Fachinfo/Bodenkunde+und+Rebernaehrung>).

Kierey, Beate, 2018: Pflanzenkohle gegen Nitratauswaschung in Badens Rebanlagen. Wein & mehr, Ausgabe Herbst 2018, S. 28–29.

Holweg, Carola und Riedel, Monika, 2019: Pflanzenkohle für bessere Stickstoff- und Wasserversorgung. Der Winzer (Österreich), April 2019, S.12-14.

Vorträge, Versuchsbegehungen und weitere Öffentlichkeitsarbeit

Holweg, C., 2016: Mobile Verkohlung von Reststoffen aus der Landschaftspflege. Wissenstransfer-Veranstaltung „Pflanzenkohle im ökologischen Weinbau–Hype oder effektive Maßnahme zur Steigerung der Bodenfruchtbarkeit?“, 2. August 2016, Maring-Novian im Weingut zur Römerkelter.

Holweg, C., Schies, W. und Riedel, M., 2016: Vorstellung des Pflanzenkohleprojekts im Rahmen der Tage der offenen Tür des Staatlichen Weinbauinstituts Freiburg, 3. und 4. September 2016, Freiburg.

Holweg, C. und Riedel, M., 2016: Vortragsveranstaltung und Versuchsbegehung zum Thema „Bodenpflege mit Kompost, Pflanzenkohle und Begrünung in Junganlagen“ insbesondere für Winzer und Weinbauberater, 26. Oktober 2016, Sasbach-Jechtingen im ökologischen Wein- & Sektgut.

Helde. Holweg, C. und Riedel, M., 2016: Untersuchungen zum Einsatz von Pflanzenkohle im Weinbau. Tagung der Arbeitsgemeinschaft Weinbau des Vereins landwirtschaftlicher Fachschulabsolventen Freiburg, 8. Dezember 2016, Staatliches Weinbauinstitut Freiburg.

Holweg, C., 2017: Test von Pflanzenkohle gegen Nitratauswaschung in einer Junganlage (Kaiserstuhl, Süddeutschland), Wädenswiler Weintage, 12. Januar 2017, Wädenswil (Schweiz).

Holweg, C. und Riedel, M., 2018: Nitratverlagerung und Wasser: Anwendung von Pflanzenkohle im Freilandprüfstand in Südbaden, 58. Arbeitstagung des Forschungsringes des Deutschen Weinbaus bei der DLG, 10. April, Weinsberg.

Holweg, C., 2018: Pflanzenkohle, praktische Ansätze mit Bedeutung für Boden, Stoffkreislauf und Klima, 7. November 2018, Haus der Bauern, Freiburg.

Holweg, C., 2018: Erfahrungen zum Pflanzenkohleeinsatz aus Landschaftspflegematerial in Weinbau und Landwirtschaft im Südwesten Deutschlands seit 2011, Wasserwirtschaftliches Kolloquium, 30.11.2018, Universität Hannover.

Holweg, C., 2018: Pflanzenkohle gegen Nitratauswaschung im Weinbau, 10. Dezember 2018, Großbottwar, Bottwartaler Winzer eG.

Holweg, C. 2019: Pflanzenkohle. 16.1.2019 Mitarbeiterschulung im Staatlichen Weinbauinstitut Freiburg.

Kurzberichte intern bzw. Schriftenreihen WBI

Holweg, C. 2018: Pflanzenkohle/Nitratauswaschung: Vorstellung eines Modells zur Erklärung des Anstiegs des Nitratgehalts im Boden in verschiedenen Schichtstufen bis 90 cm, Stichwort Retention/verzögerter Transport (NITREC). 18. Dezember 2018 Sitzungsraum WBI, teilnehmende Abteilungsvertreter aus Pflanzenernährung/Bodenkunde, Ökologie, Versuchswesen Weinbau/Resistenzzüchtung, Direktion

WBI-Jahresbericht 2017: Pflanzenkohle zur Bodenverbesserung und gegen Nitratauswaschung?

Darüber hinaus erfolgten Zwischenberichte an badenova, die für jeweiligen Halbjahresturnus ebenfalls für die Öffentlichkeit zugänglich waren. Im April 2019 erfolgte der Abschlussbericht (50 S.)

4. Zusammenfassung und Fazit

Das Projekt wurde von 2016–2019 mit vier Weinbaubetrieben in Südbaden durchgeführt. Im Zentrum standen Praxisversuche in Rebenjunganlagen, die für Nitrat ein hohes Auswaschungsrisiko aufweisen. Die Hauptfrage war, ob Pflanzenkohle als Sorbens für Nitrat helfen könnte, um die Verlagerung von Nitrat in tiefere Bodenschichten und damit die Auswaschung zu verringern. Im weiteren Blick standen die Nährstoffsituation sowie Wachstums- und Ernteparameter. Zudem interessierten Anwenderaspekte einschließlich der Vorbereitung und Kosten von Pflanzenkohlen. Hinsichtlich dieser eingangs gestellten Projektfragen (vgl. Abb. 2) konnten wichtige Anhaltspunkte für eine standortsangepasste Anwendung von Pflanzenkohle gewonnen und Schnittstellen für eigene Umsetzungen angeboten werden.

An allen vier Standorten erfolgten die Behandlungen kurz vor der Pflanzung. Zum Einsatz kam Pflanzekohle, für deren Herstellung Waldholz-Hackschnitzel verwendet wurden. Die Vorbehandlung der Pflanzenkohle mit Kompost und die Gabe als Kohle-Kompost wies hinsichtlich der Faktoren **Bodenwasserhaltekraft** und **C-** bzw. **Humusstabilität** Vorteile gegenüber der Alleinverwendung von Kompost auf. Die Pflanzenkohleanwendung hatte auch hinsichtlich der Entwicklung der **Traubeneinhaltsstoffe** positive Effekte (Stichwort NOPA-Werte im Traubenmost), die im Fall von Kompost in dem Maß nicht auftraten.

Zur Beurteilung, ob und wie sehr Pflanzenkohle dem **Auswaschungsrisiko von Nitrat** entgegenwirkt, war das Erwartungsszenario eine verringerte Verlagerung von Nitrat. Dies bedeutet, dass Nitrat aus dem Oberboden in geringerem Umfang und langsamer in tiefere Bodenschichten verlagert wird. Zur Beobachtung möglicher Unterschiede wurde der 3-jährige Verlauf der Nitratgehalte, die im jahreszeitlichen Rhythmus stark schwanken können, anhand wiederholter Bodenproben aus den Schichttiefen 0–30, 30–60 und 60–90 cm festgestellt und zwischen den Behandlungsvarianten mit und ohne Pflanzenkohle verglichen.

Auf tiefgründigem Löss, der im Pflanzjahr ein allgemein hohes Nitrat-N-Niveau aufwies (> 200 kg/ha), traten **Behandlungsunterschiede nach Kohle-Kompostgaben** nach den Winterperioden auf. Ein Hektaraufwand von 7,2 t Pflanzenkohle (Standort Kaiserstuhl) rief in der ersten Winterperiode im Vergleich zu Kompost oder unbehandelten Rebzeilen einen Anstieg der Nitratgehalte um 50–54 kg/ha in der Bodenschicht 0–90 cm hervor. Die N-Verlagerung in die unterste Schicht war damit um 20% gedrosselt. Ein zweiter Lössstandort (Tuniberg) mit höheren Nitrat-N-Ausgangsgelalten (> 300 kg/ha) und bewusst überhöhtem Aufwand an Pflanzenkohle (45 und 70 t/ha) zeigte ein ähnliches Verhalten, aber in viel höherer Effektstärke. Eine gemischt lineare Regressionsanalyse auf Basis der 3-jährigen Datenreihe vom Kaiserstuhl belegte, dass die Unterschiede nur dann auftreten, wenn dem Kompost Pflanzenkohle beigemischt wurde.

Die Mitverwendung bzw. Vorbehandlung mit Kompost verbessert die Oberflächeneigenschaften der Pflanzenkohle. In der Perspektive eines wachsenden Bedarfs von **Kohle-Kompost** können Vorteile hinsichtlich der Kosten sowie der Wertschöpfung von Grünschnitt entstehen. Die Applikation als Kohle-Kompost (in der Regel per Kompoststeuer auf Zeilenbreite) ist gleichzeitig ein Schutz vor Verwehungen der Pflanzenkohle, insbesondere wenn sie in gemahlener Form verwendet wird.

Gegenüber grobkörniger Pflanzenkohle hat das Mahlen einige Vorteile. **Gemahlene Kohle** nimmt mehr Wasser auf, bewirkt eine gleichmäßigere Verteilung im Boden und gewährleistet dadurch auch eine bessere Sorption von Nitrat und allgemein bessere Wirksamkeit im Boden. Für eine ausreichend tiefe Verteilung von Kohle-Kompost ist die Spatentechnik dem Grubber vorzuziehen.

Die auf die **Rebzeilen** beschränkte Anwendung von Pflanzenkohle hat mehrere Vorteile. Rebzeilen, die weit stärker von Auswaschung betroffen sind als begrünte Gassenbereiche, können so etwas intensiver behandelt werden. Da Pflanzenkohle hohe Herstellungskosten hat, entstehen Chancen zur Kosteneinsparung, indem nur Teilflächen behandelt werden.

Fazit zu den Hauptfragen des Projekts

Wenn im Problembereich „Nitrat im Grundwasser“ nach Maßnahmen in der Landwirtschaft gesucht wird, wäre Pflanzenkohle ein probates, hinzukommendes Mittel.

Pflanzenkohle kann die Gefahr von Nitratverlagerungen im Boden verringern, ohne dass es zu einer Immobilisierung von Nitrat kommt. Die Retentionswirkung ist bei Neuanlagen im Weinbau und immer dort von Vorteil, wo die Freisetzung von Nitrat insbesondere nach Bodenbearbeitung beschleunigt ist.

Neben Nitrat ist auch Wasser vermehrt verfügbar, sodass die Reben im weiteren Verlauf der Junganlage von einer verbesserten Nährstoffsituation profitieren. Die Anwendervorteile sind dann zum Beispiel höhere Gehalte an hefeverwertbaren Stickstoffverbindungen im Most, die für die alkoholische Gärung relevant sind.

5. Ausblick

Als Prognose für die Langzeitwirkung ist angesichts der Pflanzenkohlestabilität eine Verweildauer von mehreren Dekaden anzunehmen.

Im Vergleich zu Grünlandstandorten baut sich der Biomasse-Kohlenstoff in bearbeiteten Böden vermutlich schneller ab, aber der Verzicht auf Herbizide bedeutet gleichzeitig verstärkte Bodenbearbeitung. Stabilisierende Prozesse an der Kohleoberfläche, die sich auf natürliche Weise im Boden von selbst einstellen, könnten den Abbau des Biomasse-Kohlenstoffs bremsen.

In der Funktion der verzögerten N-Verlagerung kann Pflanzenkohle mit einem Schwamm verglichen werden, der durchlässig ist und sich immer wieder regeneriert. Zum Schutz vor Auswaschungen von Nitrat wäre Pflanzenkohle so eine langfristige Hilfe und zum Vorteil für die Betriebe und die Gesellschaft.

Durch die Rückhaltfunktion steht der pflanzlichen Aufnahme und dem N-Cycling der Bodenbiologie ein erhöhtes Reservoir zur Verfügung. Dies sollte sich an zukünftigen Einsparungen der N-Düngemenge bemerkbar machen.

Im Anschluss des Projekts wird es auf einzelnen Standorten minimale Nachbeprobung geben. Auch aus den weltweit älter werdenden Terra preta Versuchsflächen ist in den nächsten Jahren allgemein mit neuen Erkenntnissen zu rechnen, ob zu Fragen der Verweilzeit, Abbaustabilität oder Aufnahmekapazität.

Verwendete Abkürzungen

α	Alpha, Signifikanzniveau der Irrtumswahrscheinlichkeit
AbfKlärV	Klärschlammverordnung
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung
BGK	Bundesgütegemeinschaft Kompost
BioAbfV	Bioabfallverordnung
CM	Carbo-Mob s. Ref. [49]
EM	Effektive Mikroorganismen
FVA	Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg
GPS	Global Positioning System
i.e.	latein. id est, dies bedeutet
Ko-Kohle-Kompost	konzentrierter Kohle-Kompost
KSHausen	Königschaffhausen, Wetterstation
KTBL	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft
n.a.	engl. not available, nicht vorhanden
NITREC	„Nitrate Retention by Char“, Modellvorstellung am 18.12.2018 Sitzungsraum WBI
NP	Nachhaltigkeits-Projekte, Dr. Carola Holweg
n.s.	nicht signifikant
PK	Pflanzenkohle
p-Wert	Irrtumswahrscheinlichkeit dafür, dass die Null-Hypothese verworfen werden muss. Ein Wert für $p = 0.08$ bedeutet z.B., dass die Null-Hypothese mit 92%iger Wahrscheinlichkeit beim angelegten Signifikanzniveau verworfen werden muss
SE	standard error, Standardfehler
SchALVO	Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung
TM	Trockenmasse
VinoCarb	Kurzname für span./ital. Wein X Carbonisierung (= Verkohlung)
WBI	Staatliches Weinbauinstitut Freiburg
WDH	Wiederholung

Literaturverzeichnis

- [1] BMUB (2011) Grundwasser in der EU: <http://www.bmub.bund.de/P1287/>
- [2] Trinkwasserverordnung TrinkwV (2001) http://www.gesetze-im-internet.de/trinkwv_2001/index.html
- [3] Europäische Wasserrahmenrichtlinie WRRL: <http://www4.um.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/3577/>
- [4] Umweltbundesamt (2015) Grundwasser: <http://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/gewaesser/grundwasser/nutzung-belastungen/naehr-schadstoffe>
- [5] LfU, Landesanstalt für Umweltschutz (2002), Grundwasserschutz 21 "Grundwasserüberwachungsprogramm–Ergebnisse der Beprobung 2001", Stand 2002.
- [6] Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung SchALVO: http://www.foerderung.landwirtschaft-bw.de/pb/MLR.Landwirtschaft,Lde/Startseite/Boden_+und+Gewaesserschutz/Wasserschutz_SchALVO.
- [7] ENTWURF Wasserrahmenrichtlinie TBG-Begleitdokumentation TBG 31 (2015) <https://rp.baden-wuerttemberg.de/Themen/WasserBoden/WRRL/TBG31/Documents/Bericht-TBG31-2015.pdf>.
- [8] Beitrag von Jürgen Mair auf der Fachveranstaltung „Bodenpflege, Stickstoffdüngung, Wasserschutz im Weinbau“, Ihringen, Blankenhornsberg, 27.1.2015, WBI.

- [9] WRRL-Bewirtschaftungspläne am Beispiel Oberrhein: <http://www4.um.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/63579/>.
- [10] Düngeverordnung DüV (2006): http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/d_v/gesamt.pdf.
- [11] Checkliste Cross Compliance (2015) https://www.landwirtschaft-bw.info/pb/site/lel/get/documents/MLR.LEL/PB5Documents/lel/pdf/c/Checkliste%20Cross%20Compliance_2015.pdf.
- [12] Förderprogramm für Agrarumwelt, Klimaschutz und Tierwohl (FAKT) (2015) <http://www.foerderung.landwirtschaft-bw.de/pb/Lde/Startseite/Aktuelles/FAKT/?LISTPAGE=1951944>.
- [13] Erhardt, M., Schies, W., Fröhlin, J., Riedel, M. (2014) Weinbau – Bodenpflege und Düngung in Junganlagen. Merkblätter für die Umweltgerechte Landbewirtschaftung Nr. 34. In Zusammenarbeit mit der Weinbauberatung Baden-Württemberg und dem Regierungspräsidium Freiburg.
- [14] Erhardt, M., Schies, W., Fröhlin, J., Riedel, M. (2012) Bodenpflege und Stickstoffdüngung. Der Badische Winzer 4, 25-28 http://www.wbi-bw.de/pb/Lde/Startseite/Fachinfo/Wasserrahmenrichtlinie+_WRRL.
- [15] Erhardt, M., Riedel, M. (2015) Ergebnisse aus dem Projekt (2010–2013) und Hintergründe zum Stickstoffmanagement. Fachveranstaltung „Bodenpflege, Stickstoffdüngung, Wasserschutz im Weinbau, Versuchs- und Lehrgut Blankenhornsberg, Ihringen, 27.01.2015.
- [16] Erhardt, M., Riedel, M. (2013) Wasserrahmenrichtlinie: Maßnahmen im Weinbau. Der Deutsche Weinbau 9: 20–22.
- [17] Riedel, M., Erhardt, M. (2014) Stickstoffmanagement, Bodenbearbeitung und Begrünung in Junganlagen in Süddeutschland – Wasserschutz im Weinbau in Südbaden. XVIII. Kolloquium des Internationalen Arbeitskreises für Bodenbewirtschaftung und Qualitätsmanagement im Weinbau, Oppenheim, 8.05.2014.
- [18] Cornelissen, G., Martinsen, V., Shitumbanuma, V., Alling, V., Breedveld, G.D., Rutherford, D.W., Sparrevik, M., Hale, S.E., Obia, A. and Mulder, J. (2013) Biochar effect on maize yield and soil characteristics in five conservation farming sites in Zambia. *Agron.* 3: 256–274.
- [19] Kammann, C. I., Schmidt H.-P., Messerschmidt N., Linsel S., Steffens D., Müller M., Koyro H.-W., Conte P. & Stephen J. (2015) Plant growth improvement mediated by nitrate capture in co-composted biochar. *Scientific Reports* 5: 11080.
- [20] Ventura, M., Sorrenti, G., Panzacchi, P., George, E. & Tonon, G. (2013) Biochar reduces short-term nitrate leaching from A horizon in an apple orchard. *J. Environ. Qual.* 42: 76–82.
- [21] Die RAAB-Technik in Indien als traditionelle Terra preta Anwendung: <http://www.biocharindia.com/Home/raab-india>.
- [22] Rademakers, L (2009) African terra preta tradition? Batibo technique. Yahoo Groups–Biochar. Available from: <http://tech.groups.yahoo.com/group/biochar/message/4978>.
- [23] *Lehmann, J., Kern, D.C., Glaser, B., Woods, W.I.* (2003) Amazonian dark earths: Origin, properties, management. Dordrecht: Kluwer.
- [24] Scheub, U., Pieplow, H., Schmidt, H.-P. (2013) Terra Preta. Die schwarze Revolution aus dem Regenwald. Oekom Verlag. Stiftungsgemeinschaft anstiftung & ertomis (Hrsg.).
- [25] Scheffer, F., Schachtschabel, P. (2002) Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Auflage., ISBN 3-8274-1324-9.
- [26] Rösch, M., Ehrmann, O., Goldammer, J.P., Herrmann, L., Page, H., Schulz, E., Hall, M., Bogenrieder, A., Schier, W. (2004): Slash-and-Burn Experiments to reconstruct Late Neolithic Shifting Cultivation. *International Forest Fire News* 30: 70–74.
- [27] Steiner, C. (2007) Slash and Char as Alternative to Slash and Burn. Dissertation. Cuvillier Verlag, Göttingen, ISBN 978-3-86727-444-9, S. 13–17.
- [28] Wiedner, K., Schneeweiß, J., Dippold, M., Glaser, B. (2014) Anthropogenic Dark Earth in Northern Germany–The Nordic Analogue to terra preta de Índio in Amazonia. Special Issue *Catena: Anthropogenic footprints recorded in soils*, doi:10.1016/j.catena.2014.10.024.
- [29] In der Allgemeinen Gartenzeitung vom Januar 1840 wird in der Nr. 1 beispielsweise empfohlen, Holzkohle zur Stecklingsvermehrung zu verwenden, in Nr. 9 wird beschrieben: „...*die Wurzeln hatten sich aber alle in die Kohle gezogen*“.
- [30] Lehmann, J., Joseph, S. (2009) *Biochar for Environmental Management*, Edited by J. Lehmann and S. Joseph. Earthscan, ISBN 9781844076581.
- [31] Fang, Y., Singh, B., Singh, B.P., Krull E. (2014) Biochar carbon stability in four contrasting soils. *European Journal of Soil Science* 65: 60–71.

- [32] Schulz, H.S., Glaser, B.G. (2012) Compared Biochar and Compost effects on plant growth and soil factors as reported for three consequent greenhouse trial setups. *Geoph. Research Abstracts* Vol. 14, EGU2012-1114.
- [33] Jindo, K., Mizumoto, H., Sawada, Y., Sanchez-Monedero, M. A., Sonoki, T. (2014) Physical and chemical characterization of biochars derived from different agricultural residues. *Biogeosciences* 11, 6613–6662.
- [34] Peake, L.R., Reid, B.J., Tang, X. (2014) Quantifying the influence of biochar on the physical and hydrological properties of dissimilar soils. *Geoderma* 235:182–190. doi: 10.1016/j.geoderma.2014.07.002.
- [35] Ding, Y., Liu, Y., Liu, S., Li, S., Tan, X., Huang, X., Zeng, G., Zheng, B. (2016) Biochar to improve soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 36:36, <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0372-z>.
- [36] Jeffery, S., Verheijena, F.G.A., van der Velde, M., Bastos, A.C. (2011) A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 144/1: 175–187.
- [37] Lehmann, J., Gaunt, J., Rondon, M. (2006) Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems – a review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11: 395–419.
- [38] Major, J., Rondon, M., Molina, D., Riha, S.J., Lehmann, J. (2010) Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian savanna oxisol. *Plant Soil* 333:117–128. doi: 10.1007/s11104-010-0327-0.
- [39] Mokry, M., Aichele, T., Beyer, J. (2013) Einsatz von „Biokohle“ in der Landwirtschaft. Zwischenergebnisse eines BLE-Drittmittelprojektes. *Landinfo* 4/2013.
- [40] 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, 132–143.
- [41] Baronti, S., Vaccari, F. P., Miglietta, F., Calzolari, C., Lugato, E., Orlandini, S., Pini, R., Zulian, C., Genesio, L. (2014). Impact of biochar application on plant water relations in *Vitis vinifera* (L.). *European Journal of Agronomy* 53, 38-44.
- [42] Genesio, L., Miglietta, F., Baronti, S., Vaccari, F. P. (2015) Biochar increases vineyard productivity without affecting grape quality: Results from a four years field experiment in Tuscany. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 201: 20–25.
- [43] Holweg, C.L. (2013) Beobachtungen zur Wirkung von Pflanzenkohlen auf die Bodenbiologie auf Basis der Regenwurmaktivität in Feldversuch und in vitro. In: *Lebensraum Boden*, 20.09.-21.09.2012, Stuttgart-Hohenheim. <http://eprints.dbges.de/851/>.
- [44] Bamminger, C., Zaiser, N., Prisca Zinsser, P., Lamers, M., Kammann, C., Sven Marhan, S. (2014) Effects of biochar, earthworms, and litter addition on soil microbial activity and abundance in a temperate agricultural soil. *Biology and Fertility of Soils* 50(8): 1189–1200.
- [45] Elad, Y., David, D.R., Harel, Y.M., Borenshtein, M., Ben Kalifa, H., Silber, A., Graber, E.R., 2010. Induction of systemic resistance in plants by biochar, a soil-applied carbon sequestering agent. *Phytopathology* 100: 913–921.
- [46] Europäisches Pflanzenkohle Zertifikat, Version 8.1 (Richtlinien vom 4. April 2019), <http://www.european-biochar.org/de/download%20the%20certificate>.
- [47] Düngemittelverordnung DüMV: nach der Neuauflage vom 27.05.2015, http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/d_mv_2012/gesamt.pdf.
- [48] Fachverband Pflanzenkohle e.V., Satzung vom 17.02.2017, <https://fachverbandpflanzenkohle.org/>.
- [49] Holweg, C. (2014) Carbo-Mob: mobile Verkohlung für Restschnittgut aus Landschaftspflege, Wein- und Obstbau (6 MB), Abschlussbericht Mai 2014, Projektförderung durch badenova Innovationsfonds www.badenova.de/mediapool/media/dokumente/unternehmensbereiche_1/stab_1/innovationsfonds/abschlussberichte/2011_10/2011-12_AB_mobile_Verkohlung.pdf.
- [50] Vogel, I., Schatten, R., Wagner, R., Tertytze K. (2015) Rechtliche Situation der Anwendung von Biokohle in der Bundesrepublik Deutschland. *Müll und Abfall* 7(15): 362–367.
- [51] Holweg, C. (2016), Harmonisierende Wirkung von Pflanzenkohle auf den Wasserhaushalt der offenen Mietenkompostierung (15 S., unveröffentlicht).
- [52] Gass, M. (2016) Effekte der Zugabe von Pflanzenkohle auf die Kompostqualität und auf die Nitratdynamik des erzeugten Pflanzenkohle-Komposts im Boden. Bachelor Arbeit, Universität Geisenheim.

- [53] Rolston, D.E., Rao, P.S.C., Davidson, J.M. Jessup, R.E. (1984) Simulation of denitrification losses of nitrate fertilizer applied to uncropped, cropped and manure-amended field plots. *Soil Science*. 137: 270-279.
- [54] Güereña, D., Lehmann, J., Hanley, K., Enders A., Hyland C., Riha, S. (2013) Nitrogen dynamics following field application of biochar in a temperate North American maize-based production system et al. *Plant Soil* 365: 239, <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1383-4>.
- [55] Hagemann, N., Joseph, S., Schmidt, H.-P., Kammann, C.I., Harter, J., Borch, T., Young R.B., Varga K., Taherymoosavi, S., Elliott, K.W., McKenna, A., Albu, M., Mayrhofer, C., Obst, M., Conte, P., Dieguez-Alonso, A., Orsetti, S., Subdiaga, E., Behrens, S. & Kappler, A. (2017) Organic coating on biochar explains its nutrient retention and stimulation of soil fertility. *Nature Communications* 8: 1089.
- [56] Fidel, R. B., Laird, D. A., Spokas, K. A. (2018) Sorption of ammonium and nitrate to biochars is electrostatic and pH-dependent. *Scientific Reports* 8: 17627. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-35534-w>.
- [57] Borchard, N., Schirrmann, M., Luz Cayuela, M., Kammann, C., Wrage-Mönnig, N., Estavillo J.M., Fuertes-Mendizábal, T., Sigua, G., Spokas, K., Ippolito J.A., Novak, J. (2019) Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N₂O emissions: A meta-analysis, *Science of The Total Environment*, 651 (Part 2): 2354-2364.
- [58] Yang, H.I., Lou, K., Rajapaksha, A.U. et al. (2018) Adsorption of ammonium in aqueous solutions by pine sawdust and wheat straw biochars. *Environ Sci Pollut Res* 25: 25638. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8551-2>.
- [59] Gai, X. et al. (2014) Effects of feedstock and pyrolysis temperature on biochar adsorption of ammonium and nitrate. *Public Library of Science One* 9: 1–19.
- [60] Haider, G., Steffens, D., Müller, C. & Kammann, C. I. (2016) Standard Extraction Methods May Underestimate Nitrate Stocks Captured by Field-Aged Biochar. *J. Environ. Qual.* 45 (4): 1196–1204.
- [61] Laird, D., Rogovska, N. (2015) Biochar effects on nutrient leaching. In: *Biochar for Environmental Management*, Lehmann J and Joseph S. (eds) Earthscan London.
- [62] Laird A. D., Fleming, P., Dedrick, 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. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.05.013>
- [63] Kameyama, K., T. Miyamoto, T. Shiono, and Y. Shingoi. 2012. Influence of sugarcane bagasse-derived biochar application on nitrate leaching in calcareous dark red soil. *J. Environ. Qual.* 41(4): 1131–1137, doi:10.2134/jeq2010.0453.
- [64] Li, S., Wang, S., Shangguan, Z. (2019) Combined biochar and nitrogen fertilization at appropriate rates could balance the leaching and availability of soil inorganic nitrogen. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 276: 21–30.
- [65] Döbler, N. (2016), Auswirkungen des Einsatzes eines Pflanzenkohlesubstrates im Vergleich zur mineralischen und organischen Düngung auf pflanzenphysiologische Parameter der Rebe, Bachelorarbeit, Weincampus Neustadt, Rheinland-Pfalz.
- [66] Gesetz zu dem Protokoll von Kyoto vom 11. Dezember 1997 zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen. Gesetzestext beim Bundesanzeiger vom 27.4.2002.
- [67] Cayuela, M.L., Sanchez-Monedero, M.A., Roig, A., Hanley, K., Enders, A., Lehmann, J. (2013) Biochar and denitrification in soils: when, how much and why does biochar reduce N₂O emissions? *Sci. Rep.* 3, 1732.
- [68] "Zertifizierte Pflanzenkohle jetzt auch im Verkauf" Abfallwirtschaft Stadt Freiburg ASF, <https://www.abfallwirtschaft-freiburg.de/de/news/ASF-Pflanzenkohle%20ist%20zertifiziert.php>.
- [69] Lehmann, J., Czimczik C., Laird D. and Sohi S. (2009) "Stability of Biochar in the Soil" in *Biochar for Environmental Management*, Lehmann J and Joseph S. (eds) Earthscan London.
- [70] Holweg, C. (2018) Honorierungssysteme für CO₂-Senken durch Humusaufbau und Pflanzenkohle, Vortragsbeitrag auf 2. DBG-Symposium "Wahrnehmung und Bewertung von Böden in der Gesellschaft", 11.-12.10.2018 Leipzig, Beispiele:
https://www.oekoregionkaindorf.at/ag_landwirtschaft.154.html
<https://www.carbocert.de/humuszertifikate>
<http://wisber.eu/himmelserde/index.html>
<https://www.biomassehof.de/category/pflanzenkohle/>

Kooperationspartner im Projekt

Weinbaubetriebe:

Ökologisches Wein- & Sektgut Norbert Helde

Emil-Gött-Str. 1, D-79361 Sasbach-Jechtingen am Kaiserstuhl
Tel. +49-7662-6116
info@wein-helde.de
www.wein-helde.de

Ansprechpartner: Norbert Helde

Weingut und Brennerei Andreas Dilger

Urachstr. 3, 79102 Freiburg im Breisgau
Tel. +49-761-1377111
info@weingut-andreas-dilger.de
www.weingut-andreas-dilger.de

Ansprechpartner: Andreas Dilger

Öko Wein- und Sektgut Heinrich Gretzmeier

Wolfshöhle 3, D-79291 Merdingen
Tel. +49-7668-94230
weingut-gretzmeier@gmx.net
www.gretzmeier.de

Ansprechpartner: Heinrich Gretzmeier

Weingut Julius Zotz

Staufener Str. 3, D-79423 Heitersheim
Tel. +49-7634-1059
julian.zotz@weingut-zotz.de
www.weingut-zotz.de

Ansprechpartner: Julian Zotz, Christian Fin

Staatliches Weinbauinstitut Freiburg (WBI)

Merzhauser Str. 119, D-79100 Freiburg im Breisgau
Fachbereich Bodenkunde & Rebenernährung
Tel. +49-761-40165-3301
Monika.Riedel@wbi.bwl.de
www.wbi-freiburg.de

Ansprechpartner: Dr. Monika Riedel

Nachhaltigkeits-Projekte Dr. Carola Holweg

Alte Str. 13, D-79249 Merzhausen
Tel. +49 -761-4097580
mail@carola-holweg.de
www.carola-holweg.de

Ansprechpartner: Dr. Carola Holweg



Bildtafel 1: (a) Ausbringen der Pflanzenkohle-Komposte im Frühjahr 2016, (Ja) Löss-Standort Jechtingen, Einspaten im Pflanzstreifen vor der Pflanzung, (Ma,Sa) hochdosierte Gaben ins Pflanzloch am Löss-Standort Merdingen und am Schönberg, (Ha) Eingrubbern von purer, unbehandelter Pflanzenkohle in Heitersheim (2017). (b, c) Zeilen- und Gassenbewuchs, (J,M,S b) 13.–24.9.2016 und (Hb) 9.11.2017 bzw. (J,M,S c) 13.–27.3.2018 und (Hc) am 26.2.2019.



Bildtafel 2: (a) Pflanzenkohle, 600-fach vergrößert. (b, c) ungemahlene und gemahlene Pflanzenkohle. (d) links Kohle-Kompost, rechts Kompost vor der Ausbringung in Jechtingen am 9.5.2016. (e, f) Kohle-Kompost und Kompost am Mietenende (nach Regen). Stechzylinderproben (Querschnitte 5 cm) aus Pflanzstellen nach 1,5 Jahren nach der Einarbeitung von (h) Kompost-S und (i, j) Ko-Kohle-Kompost am Schönberg (g, betriebsüblich). (l) Kohle-Kompost-M, (m, n) Ko-Kohle-Kompost in Merdingen (k, betriebsüblich). Spatenstichprofile in Jechtingen (o) kurz nach der Einarbeitung sind im 20 cm-Profil noch dunkle Schlieren von Kompost erkennbar, (p) 1 Jahr später fallen farblich nur noch die Kohlepartikel auf. (q) Spatenstichprofil Heitersheim 9.11.17 mit grober Pflanzenkohle in den oberen 17 Zentimetern.



Bildtafel 3: (a,b) Heitersheim, Schwemmzonen mit Kohlepartikeln und Abdrift in benachbarte Rebzeilen 17.7.17, (c) Rebgasenbewuchs mit Amaranth 8.6.17. (d) Schönberg mit üppigem Gassenbewuchs am 4.9.17. (e,f) Jechtingen, Mulchen der Blümmischung 24.5.16 und vorherige Grünprobe 21.4.16. (g) Jechtingen am 14.6.17 nach Ladurner Kreiselkrümmler (10.6.17) und Bewässerung. (h) maschinelle Bodenbeprobung in J (Bodenprofil), Wolfgang Schies (i) Nitratbestimmung am WBI, Jutta Fröhlin (j) Triebblängenmessung, Carola Holweg, (k) Grünprobe, Monika Riedel (l) WBI on Tour 2016 im Pflanzenkohleversuch Jechtingen 27.10.16 (m) Beerenprobe 2017 (n) Norbert Helde, erster Wein von „Terra Preta“ '17.

Dank

Stellvertretend für das ganze Projektkonsortium gilt mein Dank

allen voran den Weinbetrieben für die Überlassung eines Teils ihrer Rebfläche für die zwei bis dreijährigen Versuche sowie für alle Absprachen zu Terminen etc.,

dem Staatlichen Weinbauinstitut Freiburg großen Dank für das Interesse und die intensive Zusammenarbeit seit der Antragstellung 2015, insbesondere Monika Riedel,

für die Datenerhebungen zum „Bodennitratgehalt“: Jutta Fröhlin und Wolfgang Schies am WBI wie auch Wolfgang Rosenow; Rainer Amann (WBI) für Einblicke in das Interpretieren von Beereninhaltsstoffen,

Gerald Kändler und Anne-Sophie Stelzer an der FVA Freiburg für die Unterstützung in Form der Anwendung eines Regressionsmodells auf die große Kaiserstühler Datenmenge,

für allen Gedankenaustausch mit Interessierten aus anderen Institutionen und Betrieben,

und natürlich badenova für das Interesse und die finanzielle Unterstützung sowie die gute Kommunikation in allen Fragen der Antragstellung und der Formalitäten,

Carola Holweg im Mai 2019

Projekt 2016-01 **VinoCarb**

Pflanzkohle als Maßnahme gegen Nitratauswaschung im Weinbau

6. Anlage: Projekterkenntnisse

Darstellung drei wesentlicher Erkenntnisse aus dem Projekt.

(Je Punkt maximal 300 Zeichen.)

1.	Im 1. Jahr der Rebenneuanlage bewirkte Pflanzkohle eine N-Retention über die Wintermonate (im Kaiserstuhl, Jechtingen, bei einem Hektaraufwand von 7,2 t). Das Auswaschungspotenzial von Nitrat in das Grundwasser ist damit geringer. Die Wirkung dauerte in den Folgejahren an.
2.	Im 2. Standjahr wurden höhere Gehalte an N-Verbindungen im Most gemessen, die für die alkoholische Gärung und die Weinqualität wichtig sind. Dass hierfür schon eine Pflanzkohlemenge von 7,2 t/ha ausreicht, die nur bei Rebzeilen nötig ist, bedeutet ökonomische Vorteile.
3.	Bei hoher Pflanzkohledosis waren die Bodenwassergehalte deutlich erhöht. Gemahlen nimmt Pflanzkohle mehr Wasser auf als ungemahlen. Die Vorbehandlung mit Grünschnitt-Kompost und eine tiefe Einarbeitung in den Boden (z.B. per Spatenmaschine) verbessert die Effektivität der Pflanzkohleanwendung.

Ansprechpartner:

Dr. Carola Holweg

Erstellungsdatum

28. Mai 2019