



Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftung auf Wasser-, Kohlenstoff- und Stickstoffflüsse im inneralpinen Dauergrünland



Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftung auf Wasser-, Kohlenstoff- und Stickstoffflüsse im inneralpinen Dauergrünland

Impressum

Projektnehmer/in: HBLFA Raumberg-Gumpenstein

Adresse: Raumberg 38, 8952 Irdning-Donnersbachtal

Projektleiter/in: Dr. Andreas Bohner, HBLFA Raumberg-Gumpenstein

Tel. : 03682 22451 330

E-Mail: andreas.bohner@raumberg-gumpenstein.at

Projektmitarbeiter/in: Ing. Reinhard Resch

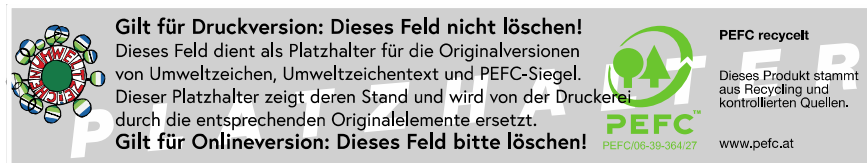
Tel.: 03682 22451 320

E-Mail: reinhard.resch@raumberg-gumpenstein.at

Kooperationspartner/in: Universität Graz, Institut für Erdwissenschaften; Universität für
Bodenkultur Wien, Institut für Bodenphysik und landeskulturelle Wasserwirtschaft

Projektlaufzeit: 01.03.2021-31.12.2022


Alle Rechte vorbehalten.



Irdning-Donnersbachtal, 2022



**Einfluss unterschiedlicher
Bewirtschaftungsintensität auf
Wasser - und Kohlenstoff -/Stickstoffflüsse im inneralpinen Dauer-
grünland**

 **Bundesministerium**
Klimaschutz, Umwelt,
Energie, Mobilität,
Innovation und Technologie

 **Bundesministerium**
Bildung, Wissenschaft
und Forschung



LAND
OBERÖSTERREICH



umweltbundesamt^U



Veronika Forstner¹, Steffen Birk¹, Andreas Bohner², Reinhard Resch², Christine Stumpp³

¹ Universität Graz, Institut für Erdwissenschaften

² HBLFA Raumberg -Gumpenstein, Institut für Pflanzenbau und Kulturlandschaft

**³ Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Bodenphysik und
landeskulturelle Wasserwirtschaft**

Gestaltung der Seite bis auf Impressum frei

Diese Publikation sollte folgendermaßen zitiert werden:

Forstner, V.; Birk, S.; Bohner, A.; Resch, R.; Stumpp, C(2021): *Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität auf Wasser- und Kohlenstoff-/Stickstoffflüsse im inneralpinen Dauergrünland*. Endbericht von StartClim2020. D in StartClim2020: Planung, Bildung und Kunst für die österreichische Anpassung, Auftraggeber: BMK, BMWFW, Klima- und Energiefonds, Land Oberösterreich.

Wien, im Juni 2021

StartClim2020.D

Teilprojekt von StartClim2020

Projektleitung von StartClim 2020:

Universität für Bodenkultur, Department für Wasser – Atmosphäre – Umwelt

Institut für Meteorologie und Klimatologie, Gregor-Mendel-Straße 33, 1190 Wien

URL: www.startclim.at

StartClim2020 wurde aus Mitteln des

BMK, BMWFW, Klima - und Energiefonds

und dem Land Oberösterreich gefördert.

Inhaltsverzeichnis

D-1	Kurzfassung	4
D-2	Einleitung	5
D-2.1	Motivation des Forschungsprojektes	5
D-2.2	Forschungsfragen im Projekt	7
D-2.3	Bedeutung der Grünlandwirtschaft in Österreich	7
D-2.4	Bedeutung der Grün landwirtschaft für den Klimaschutz	8
D-3	Material und Methodik	10
D-3.1	Überblick des Grünlandstandortes	10
D-3.2	Einbau der Messtechnik	11
D-3.3	Durchgeführte Erhebungen	14
	<i>D-3.3.1 Bodenhydrologische Erhebungen</i>	<i>14</i>
	<i>D-3.3.2 Pflanzenbauliche Erhebungen</i>	<i>17</i>
D-4	Ergebnisse und Diskussion	21
D-4.1	Bodenhydrologische Erhebungen	21
	<i>D-4.1.1 Bodenkennwerte</i>	<i>21</i>
	<i>D-4.1.2 Wetterbedingungen</i>	<i>23</i>
	<i>D-4.1.3 Bodenwasserbilanz(parameter) / Nährstoffkonzentrationen / Nährstoffauswaschungen</i>	<i>25</i>
D-4.2	Pflanzenbauliche Erhebungen	39
	<i>D-4.2.1 Übersicht der Bewirtschaftungen</i>	<i>39</i>
	<i>D-4.2.2 Bonitierung und Vegetationsentwicklung</i>	<i>40</i>
	<i>D-4.2.3 Futterertrag</i>	<i>45</i>
	<i>D-4.2.4 Futterqualität</i>	<i>46</i>
	<i>D-4.2.5 Nährstoffbilanzierung</i>	<i>49</i>
D-5	Schlussfolgerungen	55
D-6	Literaturverzeichnis	57

D-1 Kurzfassung

Grünlanderträge sind unter anderem stark abhängig von den Witterungsbedingungen in der Vegetationszeit. Aufgrund des stattfindenden Klimawandels kam es in den letzten Jahren speziell im Alpenraum zu einer deutlichen Zunahme der Lufttemperaturen (APCC 2014). Aufgrund steigender Lufttemperaturen und tendenziell zunehmenden Niederschlägen in manchen Regionen Österreichs (APCC 2014) wird als Folgeerscheinung eine längere Vegetationsperiode beobachtet (Schaumberger et al. 2019; Wang et al. 2019). Künftig wäre es daher denkbar, dass in begünstigten Gebieten eine Intensivierung der Grünlandwirtschaft möglich wäre. Dieses Projekt untersucht daher die Frage wie sich eine Nutzungsintensivierung mit 3 Schnitten pro Jahr, beobachtet auf einem repräsentativen montanen Grünlandstandort auf Futterertrag, Futterqualität sowie Bodenwasserhaushalt auswirkt. Die Bodenwasserbilanzen zeigten am humiden Grünlandstandort keine negativen Trends hinsichtlich einer Intensivierung, die standortübliche (2 Schnitte pro Jahr) als auch intensive Nutzungsintensität (3 Schnitte pro Jahr) ergab fast idente positive Wasserbilanzen. Unmittelbar bei den jeweiligen Nutzungen wurde zwar ein größerer Sickerwasseranfall mit einer einhergehenden Abnahme des Bodenspeichers sowie der Matrixpotentiale gemessen, welche aber nicht maßgeblich zu einer verminderten Verfügbarkeit von Bodenwasser führte. Die Nährstoffkonzentrationen als auch Nährstoffauswaschungen (Ammonium, Nitrit und Nitrat) lagen ebenfalls auf einem für Grünlandökosysteme ausgeglichenen Niveau. Große Unterschiede ergaben sich in den ermittelten Trockenmasseerträgen sowie Futtergehalte, speziell der Rohproteingehalte. Die intensive Nutzung wies mit 4687,1 kg/ha einen höheren Trockenmasseertrag verglichen zu der standortüblichen Nutzung mit 3125,8 kg/ha auf, wenn auch für eine Dreischmittnutzung, verglichen zu anderen vergleichbaren Grünlandstandorten, auf einem niedrigen Niveau von ca. 4 Tonnen Trockenmasseertrag. Die Rohproteinerträge zeigten ebenfalls eine bessere Qualität bei früheren Schnittzeitpunkten. Demnach wäre in diesen Lagen bei passenden Witterungsbedingungen eine Dreischmittnutzung eine mögliche Alternative zur bisherigen extensiven Nutzung, mit der Verbesserung der Grundfuttererträge und der Futtergehalte erreicht werden könnte.

Grassland yields are, among other things, strongly dependent on weather conditions in the growing season. As a result of climate change, the last years were affected, particularly in alpine areas, by a strong increase of air temperatures (APCC 2014). Because of higher air temperatures but the tendency of increasing precipitation in certain regions of Austria (APCC 2014) a following tendency to a longer growing season is being investigated (Schaumberger et al. 2019; Wang et al. 2019). In the future, it is conceivable, that in favored regions a more intensive grassland management will be possible. The aim of this project is to investigate how a more intensive agricultural management with three cuts per year of a representative montane grassland site affects yield, forage quality as well soil water balance. The soil water balances showed on the humid grassland site no negative trends regarding intensification, the usual (2 cuts per year) as well intensive management (3 cuts per year) results in almost identical positive water balances. Immediately after the cuts, a higher seepage water amount with accompanying decrease of soil water storage as well matric potential were measured. These, however, did not contribute considerable to a reduction of the soil water availability. The nutrient concentrations and nutrients washouts (Ammonium, Nitrite, Nitrate) were also on, for grassland ecosystems, balanced niveau. High differences resulted from the determined dry matter yields as well forage qualities, special for the raw protein amounts. The intensive management exhibits with 4687,1 kg/ha a higher dry matter yield compared to the usual management with 3125,8 kg/ha, although for a three-cutting system, compared to other comparable grassland sites, on a low level of around 4 tons dry matter yield. The raw protein values also showed a better quality on earlier cutting dates. Therefore, at this site, at suitable weather conditions, a three-cut management would be a possible alternative for improvement of the ground forage yields and forage qualities.

D-2 Einleitung

D-2.1 Motivation des Forschungsprojektes

Die grundlegende Idee dieses Forschungsprojektes entstand aus dem Interesse, die hydrologischen Bedingungen an landwirtschaftlich genutzten Flächen (Grünlandflächen) mit der oberirdischen Biomasse in Zusammenhang zu bringen. Damit sollen Grünlandaufwüchse sowie Grünlanderträge mit Erkenntnissen der Hydrosphäre sowie der Atmosphäre zusammenschauend ausgewertet werden. Der Zusammenhang von Grünland(ertrag) und Bodenwasserhaushalt aufgrund Witterungsbedingungen und veränderter Klimabedingungen wurde bereits in einigen Studien untersucht (Groh et al. 2020; Knapp et al. 2018; Hanson und Walker 2020; Song et al. 2019; Schirpke et al. 2017; Tello-García et al. 2020; Eitzinger et al. 2009; Rahmati et al. 2020; Leitinger et al. 2015). Veränderte Klimabedingungen in Form von höheren Lufttemperaturen, welche speziell im Alpenraum aufgrund Klimamodelle beispielsweise unter Annahme des A1B-Emissionsszenario zu einer Erwärmung von 0,25°C bis 0,3°C pro Jahrzehnt führen werden, könnten in nicht wasser-limitierten Gebieten zu einer längeren Vegetationsperiode führen (APCC 2014; Eitzinger et al. 2009; Schaumberger et al. 2019; Wang et al. 2019). Weiters ist aufgrund der steigenden Temperaturen, der saisonalen Verschiebung in Niederschlag und Globalstrahlung, der Änderungen in extremen Wettererscheinungen wie Hitzeperioden, Extremniederschläge und auch Schneesicherheit, speziell der Alpenraum deutlich vom Klimawandel beeinflusst (Gobiet et al. 2014).

Eine demnach hervorgerufene längere Vegetationsperiode (Schaumberger et al. 2019) kann sich auf die Artenzusammensetzung, Wassernutzungseffizienz, Zunahme der Biomasse und eine damit einhergehende mögliche Nutzungsintensivierung auswirken (Bloor et al. 2010; Walther 2010; Tello-García et al. 2020; Eitzinger et al. 2009). In Klimaexperimenten mit einer Temperaturerhöhung von +3°C (Herndl et al. 2011) verzeichneten wiederum Grünlandflächen ein geringeres Biomassewachstum aufgrund erhöhter Evapotranspiration, geringerer Sickerwasserbildung und weniger abgesetzten Niederschlägen in Form von Tau verglichen zu aktuellen Klimabedingungen (Forstner et al. 2021).

Aufgrund der bisherigen wissenschaftlichen Untersuchungen (längere Vegetationsperiode und infolgedessen höheres Biomassewachstum an humiden Standorten unter aktuellen Klimabedingungen) und zusätzlich praktischen landwirtschaftlichen Erfahrungen an einem montanen (nicht wasser-limitierten) Grünlandstandort entstand weiters die Idee, die Biomasse nicht nur in einem für diese Lagen gängigen standortüblichen (eher extensiven) Nutzungsregime hydrologisch zu quantifizieren, sondern auch den Zusammenhang von Biomassertrag verbunden mit hydrologischen Bedingungen in einem intensiveren Nutzungsmanagement zu testen. Der Grund für die Idee diese zwei Bewirtschaftungsformen (standortüblich hier mit 2 Nutzungen/Jahr sowie intensiv hier mit 3 Nutzungen/Jahr) miteinander hinsichtlich Hydrologie (Bodenwasserbilanz, Sickerwasser) und Biomasse (Düngung, Futterertrag, Futterqualität sowie in weiterer Folge Artenzusammensetzung) zu vergleichen, lässt sich an den beobachteten Witterungsbedingungen, speziell in den letzten Jahren, begründen, welche eine Intensivierung der landwirtschaftlichen Flächenbewirtschaftung eventuell ermöglichen könnten.

Allen voran ist bei Intensivierung landwirtschaftlicher Flächen nicht nur an eine ertragsbetonte Grünlandwirtschaft zu denken, welche, neben der aufgrund veränderter klimatischer Bedingungen länger vorkommenden Vegetationsperiode und aufgrund Entwicklungen in der Viehwirtschaft (Ganzjahres-silage, Zuchtfortschritt), zu einer Anpassung der Nutzungshäufigkeit führen kann. Ebenso soll auch die Artenvielfalt mit ihren standortangepassten Pflanzengesellschaften dabei erhalten bleiben. Eine Möglichkeit, eine ertragsbetonte Grünlandwirtschaft unter Erhaltung der Biodiversität durchzuführen, lässt sich auf den ersten Blick schwer umsetzen, jedoch gibt es Möglichkeiten beide Aspekte miteinander zu kombinieren. In diesem Projekt wird daher versucht, sofern es die Ergebnisse der Intensivierung ermöglichen, eine abgestufte Grünlandbewirtschaftung in den kommenden Jahren zu forcieren. Diese beruht darauf, dass die in einem Betrieb zur Verfügung stehenden Grünlandflächen in ihrer

Bewirtschaftungsintensität differenziert werden (Frühwirth 2015). Neben dem ansonsten möglichen Artenverlust durch Erhöhung der Nutzungsfrequenz (Stampfli, A., Zeiter, M. 2010) welcher besonders in trockenen Regionen ökologisch problematisch werden könnte, zeigen sich zudem an Grünlandflächen mit höherer Nutzungshäufigkeit in Jahren zunehmender Trockenheit eine stärkere Stresseinwirkung, wobei auch der Futterertrag und die Futterqualität darunter leiden können (Resch 2012; Pötsch 2014).

Um daher ein optimales Nutzungsmanagement (Nutzung, Düngung, Pflege) von Grünlandbeständen mit hohen Futterqualitäten in Zeiten veränderter Klimabedingungen durchführen zu können wurde in diesem Projekt ein montan liegender Grünlandstandort in Österreich unter nicht-wasser limitierten Bedingungen auf zwei Nutzungsformen für ein ideales Management getestet.

An einem montanen bewirtschafteten Grünlandstandort in Österreich (Oppenberg auf 1014 m.ü.A., Steiermark), welcher nördlich des Alpenhauptkammes gelegen ist und seit Jahrzehnten eher extensiv (standortüblich mit 2 Nutzungen/Jahr) bewirtschaftet wird, konnte die Erfahrung gemacht werden, dass aufgrund der stattfindenden Änderungen der Klimabedingungen, die 2-Schnittnutzung hier möglicherweise an der Grenze zu einer 3-Schnittnutzung stehen könnte. Die mögliche Umstellung mehr Nutzungen an solch montanen Grünlandflächen durchzuführen, ist auf die beobachtete Verlängerung der Vegetationsperiode zurückzuführen. Der Grund für die, in diesen Gebieten, vorkommende längere Vegetationsperiode lässt sich einerseits auf die Zunahme der Lufttemperaturen, speziell auf den Kontinenten (globale Durchschnittstemperatur seit 1880 + 0.85°C, Österreich +2°C) andererseits auch auf die Zunahme der Jahresniederschläge, mit einer zudem prognostizierten leichten Zunahme von Niederschlägen speziell im Nordwesten Österreichs, zurückführen (APCC 2014; Auer et al. 2007).

Der Einfluss einer Intensivierung (Schnitthäufigkeit) an Grünlandflächen wurde auf hydrologische Bedingungen bereits vielfach untersucht. Es wurde nach Grünlandernten ein Rückgang des täglichen Wasserverbrauchs bestimmt (Behrendt 2013). Frühere Analysen zeigten eine enge Beziehung zwischen Ertrag und Evapotranspiration, jedoch wurde eine erwartete deutliche Wasserersparnis durch häufigeren Grünlandschnitt nicht klar ersichtlich, da Witterungseinflüsse und Ertragsunterschiede vermutlich die Schnitteffekte überlagern (Behrendt et al. 2013).

Neben Analysen des Wasserhaushaltes unter zwei Nutzungsregimen wurde auch in einigen Untersuchungen extensives und intensives Grünland hinsichtlich der für die Grundwasserqualität bedeutenden Nitratauswaschungen in Studien miteinander verglichen, welche bestätigen dass sowohl bei extensiver als auch intensiver Nutzung die Stickstoffbilanzen als auch Stickstofffrachten auf sehr niedrigem Niveau liegen (Prasuhn et al. 2013; Herndl et al. 2013). Ebenso wurden auch Unterschiede von Nutzungsfrequenzen hinsichtlich Trockenmasseerträge in Abhängigkeiten klimatisch unterschiedlicher Standorte untersucht, wobei Seehöhe als auch Exposition einen großen Einfluss auf die Ertragsbildung ausübten. Dabei zeigt ein Standort auf einer Seehöhe von 720 m.ü.A. (keine Gunstlage) gegenüber einem Standort auf 1180 m.ü.A. auf einer Kulturweide beachtliche Unterschiede im Wachstumsverlauf und im Gesamtertrag auf. Ebenfalls fängt ein Standort in gleicher Höhenlage, welcher nach Süden gerichtet ist, im Frühjahr mit einem rascheren und besseren Wachstum an, als jener mit Nordexposition. In niederschlagsarmen Jahren kann es jedoch am südwärts gerichteten Standort im Sommer zu einer Abnahme der Zuwachsleistung gegenüber einem Nordstandort kommen (Buchgraber, K., Gindl, G. 2004). Weiters wurden auch Effekte unterschiedlicher Nutzung des Pflanzenbestandes auf Qualitätsparameter von Grünlandfutter untersucht, welche zum Ergebnis kamen, dass die Höhe des Düngereinsatzes keinen Effekt auf die Proteingehalte und Proteinfaktionen der Artengruppen, Gräser, Kräuter und Leguminosen hat, jedoch der gewählte Schnittzeitpunkt sehr wohl Auswirkungen auf die Futterqualitäten hatte (Resch 2009a; Resch et al. 2015; Dierschke, H., Briemle, G. 2002).

Auf Basis der bisherigen Untersuchungen sollen einerseits die hydrologischen Bedingungen zweier Bewirtschaftungssysteme (standortüblich und intensiv) hinsichtlich des Bodenwasserhaushaltes an einem montan bewirtschafteten Grünlandstandort miteinander verglichen werden. Andererseits sollen weiterführend daraus gewonnene mögliche Ertragssteigerungen durch Intensivierung in Form

einer abgestuften Bewirtschaftungsweise in Hinblick auf Erhaltung der Artenvielfalt und Biodiversität quantifiziert werden. Um jedoch nicht den gesamten in diesem Projekt beobachteten landwirtschaftlichen Betrieb von einem Jahr auf das nächste Jahr komplett auf ein intensiveres Nutzungsregime (3-Schnittnutzung) umzustellen, war die Motivation stark, eine kleine Versuchsfläche am Betrieb zu schaffen, in der eine 3-Schnittnutzung durchgeführt werden kann, ohne jedoch wertvolles Grundfutter für die dort am Betrieb gehaltenen Rinder möglicherweise zu verlieren.

Mit diesem Projekt möchte man viele Landwirte in Österreich für ein optimales Nutzungsmanagement in Zeiten veränderter Klimabedingungen unterstützen, um somit ihr wertvoll geschaffenes Grundfutter in bestmöglicher Quantität und Qualität weiter erreichen zu können. Damit möchte man auch die Grünlandwirtschaft mit ihren Herausforderungen, gebunden an Wetterbedingungen für den Grundfütterertrag, zunehmenden Klimaveränderungen sowie intensiver Arbeit besonders wertschätzen und einen kleinen Beitrag für die Erhaltung aller Familienbetriebe leisten.

D-2.2 Forschungsfragen im Projekt

Mithilfe der folgenden Forschungsfragen soll in diesem landwirtschaftlichen Projekt untersucht werden, ob aufgrund der Bodenwasserbilanz und des damit verbundenen Biomasseertrages eine 3-Schnittnutzung (intensive Bewirtschaftung) in diesen Gebieten eine mögliche Alternative zu der bisher in der Praxis gängig durchgeführten 2-Schnittnutzung (standortübliche Bewirtschaftung) wäre. Folgende Forschungsfragen sollen dafür beantwortet werden:

1. Wie verändert sich die Bodenwasserbilanz eines montan liegenden Grünlandstandortes bei Änderung von standortüblicher (2 Nutzungen/Jahr) zu intensiver (3 Nutzungen/Jahr) Bewirtschaftung?
2. Wie verändern sich die Nährstoffkonzentrationen, im speziellen die Kohlenstoff- als auch Stickstoffflüsse der Sickerwässer mit der Nutzung angepassten Düngung von standortüblich zu intensiv bewirtschaftetem Dauergrünland?
3. Welche Unterschiede ergeben sich im Futterertrag sowie in den Futtergehaltswerten der Mengenelemente als auch Roh Nährstoffe bei standortüblicher- als auch intensiver Bewirtschaftung?

Da dieser Nutzungsvergleich nur auf eine Vegetationsperiode (2021) beschränkt war, sollten die Änderungen auch in den kommenden Jahren weiter genauer untersucht werden. Zudem könnten in den Folgejahren auch Aussagen über mögliche Änderungen der Artenzusammensetzungen, Wurzelverteilungen, Änderungen in der Bodenverdichtung sowie im für den Klimaschutz wichtigen Humusaufbau/Humusabbau als auch veränderte Nährstoffbilanzen durch Intensivierung vollzogen werden.

D-2.3 Bedeutung der Grünlandwirtschaft in Österreich

Österreichs Gesamtfläche beträgt 7.245.965 ha, davon entfallen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen 2.655.565 ha, auf forstwirtschaftlich genutzten Flächen 3.408.328 ha. Das Dauergrünland wird dabei unterteilt in einmähdige Wiesen (31.123 ha), Mähwiesen mit zwei Nutzungen (229.349 ha), Mähwiesen mit drei und mehr Nutzungen (483.374 ha), Dauerweiden (83.077 ha), Hutweiden (58.748 ha), Almen (346.074 ha), Bergmähder (5.672 ha), Streuwiesen (5.701 ha) sowie Grünlandbrache (5.691 ha) (bmlrt.gv.at 2021). Aus diesen Zahlen ist ersichtlich, dass der Großteil der Dauerwiesen mit drei und mehr Nutzungen sowie mit zwei Nutzungen bewirtschaftet wird. Diesbezüglich besteht ein enger Zusammenhang zwischen einzelnen Grünlandnutzungstypen und der floristischen Artenvielfalt (α -Diversität) (Bohner et al. 2002).

Darüber hinaus nehmen die gesamten Weidenutzungsformen (Waldweide, Extensive Standweide, Intensive Standweide, Kurzrasenweide, Hutweide, Koppel- und Umtriebsweide, Portions- bzw. Rationsweide und auch Almweide) in Österreich einen großen Stellenwert in der Grünlandwirtschaft ein. Bei den Almweiden wird nach österreichischem Almkataster zwischen Niederalmen (ca. 900-1300 m.ü.A.; ca. 120-150 Weidetage), Mittelalmen (1300 – 1700 m.ü.A.; ca. 90-20 Weidetage) ca. und Hochalmen (über 1700 m.ü.A.; ca. 75 Weidetage) unterschieden (Buchgraber, K., Gindl, G. 2004).

Österreich ist geprägt von einer kleinstrukturierten Landwirtschaft, dabei wachsen in Österreich auf rund 2 Millionen ha jährlich 6-7 Millionen Trockenmasse, wobei den Tieren 48% als Silage (inklusive Maissilage), 27% als Heu und Grummet und rund 25% als Grünfütter (Weide, Stallfütterung) angeboten wird. Auf den durchschnittlich 0,95 ha großen Grünlandschlägen werden jährlich rund 4 Millionen unterschiedliche, meist kleine Futterpartien vorgelegt. Dabei werden Grundfutterproben aus der Praxis auf ihren Futterwert untersucht und in Futterwerttabellen für den Alpenraum (Weide, Almen und sonstige Futtermittel) dargestellt. Mittels Futterwerttabellen kann die qualitative Einschätzung von Grundfutter in der Praxis wesentlich verbessert werden (Resch et al. 2017).

Die Grünlandwirtschaft mit der Haltung von raufutterverzehrenden Tieren (Rinder, Schafe, Ziegen und Pferde) spielt neben der Lebensmittelproduktion auch für die Erhaltung der Kulturlandschaft sowie für den Klimaschutz eine wichtige Rolle.

D-2.4 Bedeutung der Grünlandwirtschaft für den Klimaschutz

Grünlandpflanzen zeichnen sich neben ihrer Photosyntheseleistung auch durch eine hohe Wurzelmasse aufgrund Wurzelbildung, sowie ständiger Wurzelerneuerung aus. Aufgrund dessen enthalten Grünlandböden hohe Kohlenstoffgehalte und tragen zu einem großen Kohlenstoffspeicher im Humus (Kohlenstoff (CO₂)-Senke) bei. Eine weitere Kohlenstoffnachlieferung entsteht auch über Wirtschaftsdünger, Pflanzenreste, sowie auch über Wurzelausscheidungen und mikrobielle Tätigkeit. Diese hohe Kohlenstoffspeicherung im Humus ist neben der Bedeutung des Klimaschutzes auch wichtig für eine gute Bodenqualität und ein aktives Bodenleben (Steinwider et al. 2019). Mikroben, Pilze sowie Bodenkleintiere nutzen die organische Masse als Energiequelle um sich zu vermehren. Sie bauen in der Folge wiederum organisches Material ab, welches dann von den Pflanzen aufgenommen werden kann und somit eine wichtige Komponente für den Humusaufbau darstellt (Steinwider et al. 2019; Richter 2014). In mehrjährigen Kulturen (Dauerwiesen) ist dabei durch die besseren Lebensbedingungen der Mikroorganismen und Bodenlebewesen eine hohe Aggregatstabilität von durchschnittlich 97% vorhanden. Demgegenüber besitzen Ackerkulturen aufgrund des jährlichen Umbruchs und bewirtschaftungsbedingten geringeren Humusgehalte eine Aggregatstabilität von nur 20% bis 30% (Buchgraber, K., Gindl, G. 2004).

Somit haben natürliche Ökosysteme, welche sich im Aufbau befinden, eine positive Kohlenstoffbilanz, sie können demnach Kohlenstoff aus der Atmosphäre binden. Solange die Kohlenstoff-Aufnahme, welche maßgeblich von der Bestandesstruktur, den Lichtverhältnissen, der Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit sowie von Temperatur und Kohlenstoff-Gehalt der Atmosphäre abhängt, größer ist als die Summe der Atmungsprozesse (Bodenfauna, Mikroorganismen, Wurzelatmung), welche auch mit Temperatur und Kohlenstoff-Gehalt gekoppelt sind, fungiert ein Ökosystem demnach als Kohlenstoffsenke. Überwiegt jedoch die Atmung wird das System zur Kohlenstoffquelle. Dies ist insofern bedeutsam, da der Boden den größten Kohlenstoffpool auf der Erdoberfläche darstellt. Kleine Änderungen können große Auswirkungen auf den Kohlenstoffkreislauf haben, somit den Klimawandel weiter verstärken oder auch kompensieren (Reinthalder 2019).

Ein humusreicher, lockerer, tiefgründiger Boden ist neben der oben beschriebenen wichtigen CO₂-Senke zudem wichtig für die Speicherung pflanzenverfügbaren Wassers und trägt damit speziell auch bei anhaltender Trockenheit, welche durch die veränderten Klimabedingungen häufiger vorkommen (APCC 2014), zu einer besseren Wasseraufnahme und somit Wachstum des Grünlandes bei. Dabei können besonders tief wurzelnde Pflanzenarten, hauptsächlich Kräuter und Leguminosen, die Wasservorräte des Unterbodens sowie kapillar aufsteigendes Grundwasser gut aufnehmen und sind im Vergleich zu Flachwurzeln (vorwiegend Gräser) weniger angewiesen auf regelmäßig fallende Niederschläge (Bohner 2021).

Die Symbiose zwischen Bodenmikroben und Pflanzenwurzeln lässt sich neben den organischen Kohlenstoffverbindungen auch am Nährstoff Stickstoff erklären. Die Knöllchenbakterien der Leguminosen (Rhizobiumbakterien) binden Luftstickstoff und dienen damit als wertvoller Lieferant für Stickstoff im Pflanzenbau (Steinwider et al. 2019). Ein hoher Anteil an Leguminosen im Pflanzenbestand ist gerade in Zeiten veränderter Klimabedingungen bei stark anhaltenden Trockenperioden wertvoll im Pflanzenbestand. In Trockenperioden ist die Aktivität der Bodenorganismen gehemmt, welches zu einer

niedrigen Stickstoffverfügbarkeit für die Pflanzen und zu einem niedrigen Wachstum hochwertiger Futtergräser führt. Durch Absterben trockenheitsempfindlicher Pflanzen können auch Lücken in der Grasnarbe entstehen. Da jedoch Leguminosen Luftstickstoff binden, sind sie weitgehend vom Stickstoffgehalt des Bodens unabhängig und haben somit einen großen Vorteil gegenüber Futtergräsern (Bohner 2021).

Grundsätzlich verfügen landwirtschaftlich genutzte Böden allgemein über höhere Nährstoffgehalte als natürliche Ökosysteme, da sie für die Ertragsbildung gezielt gedüngt werden und dabei im Nährstoffvorrat aufgewertet werden. Über eine gut ausgeglichene Kreislaufwirtschaft kann ein Gleichgewichtssystem der Nährstoffbilanzen erhalten werden (D-3.3.2). Dabei ist besonders auf eine gute Düngerverteilung im Jahr zu achten, damit es zu keinen großen Nährstoffverlusten, speziell bei den flüchtigen Stoffgruppen wie Stickstoff-, Kohlenstoff- und Schwefelverbindungen kommen kann (Steinwider et al. 2019).

Die Klimaveränderung, welche sich in erster Linie durch eine Zunahme der mittleren Lufttemperaturen sowie damit verbunden durch eine Zunahme der Kohlenstoffkonzentration zeigt, führt demnach zu einer Anpassung des Wirtschaftsgrünlandes mit Erhöhung der Nutzungsfrequenz und damit einhergehender Intensivierung der Landwirtschaft (Steinwider et al. 2019). Dadurch hervorgerufene anthropogen beeinflusste Änderungen wie Intensivierung landwirtschaftlicher Böden oder auch Landnutzungsänderungen, könnten langfristig eine Abnahme der organischen Kohlenstoffgehalte hervorrufen und demnach auch den Wasser-, Luft-, Wärme- und Nährstoffhaushalt des Bodens verändern (Spiegel et al. 2014). Ebenfalls führen die Klimaveränderungen zu Veränderungen des Pflanzenbestandes, indem Gräser zurückgehen und deren Lücken hauptsächlich von Kräutern geschlossen werden, ebenfalls steigt auch der Anteil an Leguminosen. Tendenziell werden Bestände niedriger (Abnahme der Wuchshöhe), jedoch blattreicher (Erhöhung der Blattfläche) (Schaumberger et al. 2019).

In diesem Projekt wurde speziell auf die oben genannten Nährstoffe, Stickstoff sowie Kohlenstoff im Sickerwasser mit der Nutzung angepassten Düngung sowie auf die Stickstoffbilanz hinsichtlich der zwei unterschiedlich beobachteten Bewirtschaftungsformen (standortüblich mit 2 Nutzungen/Jahr sowie intensiv mit 3 Nutzungen/Jahr) eingegangen. Da es sich nur um eine Vegetationsperiode handelte, werden die Veränderungen speziell in der Artenzusammensetzung, Wurzelmerkmale sowie Humusaufbau/Humusabbau und Nährstoffbilanz wahrscheinlich noch nicht ersichtlich sein. Dennoch ist die Beschreibung des Ausgangszustandes beider Versuchsflächen von großer Bedeutung, damit in den kommenden Jahren die für den Klimaschutz wertvolle Humusleistung an den zwei unterschiedlich durchgeführten Nutzungsformen angestrebt werden kann weiter zu quantifizieren. Dazu wird in den kommenden Jahren versucht die durch Intensivierung möglicherweise geänderte Artenzusammensetzung mit ihren unterschiedlichen Durchwurzelungsraten und die durch häufigere Nutzung veränderte Bodenverdichtung genauer zu analysieren um keinesfalls einen Humusabbau (Kohlenstoffquelle) bzw. erhöhte Stickstoffemissionen durch Intensivierung zu schaffen.

D-3 Material und Methodik

D-3.1 Überblick des Grünlandstandortes

Die zwei unterschiedlich erfolgten Nutzungen, standortüblich und intensiv, wurden an einem bewirtschafteten Dauergrünlandstandort in der westlichen Obersteiermark in Österreich durchgeführt. Der Biogrünlandbetrieb wird dabei vom Ehemann der Projektleiterin und der Projektleiterin selbst mit Mutterkuhhaltung bewirtschaftet.

Der Betrieb befindet sich in einem höher gelegenen Alpentale des Ennstales, in Oppenberg auf 1014 m.ü.A. (Abb. D-1). Der in diesem Tal fließende Fluss (Gulling) entspringt im Talschluss und entwässert in die Enns.

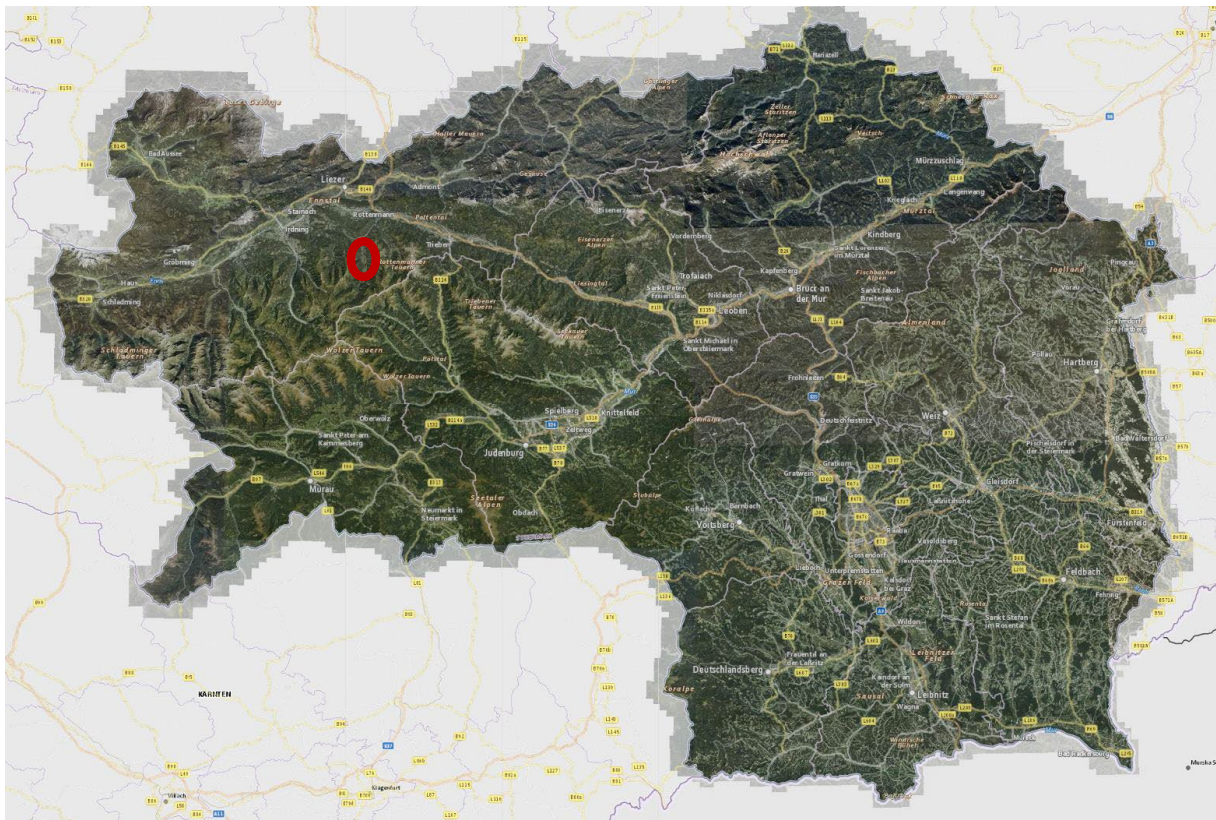


Abb. D - 1: Geographische Übersichtskarte der Steiermark mit dem Grünlandversuchsstandort Oppenberg (roter Kreis kennzeichnet die Lage des landwirtschaftlichen Betriebes (gis.stmk.gv.at 2021).

Das Tal befindet sich im Gebirgszug der Niederen Tauern (Ostalpen), im Bereich der steirischen Grauwackenzone. Die steirische Grauwackenzone gehört dabei, neben den Nördlichen Kalkalpen, dem Murauer und Grazer Paläozoikum mit seiner südlichen Fortsetzung im Sausal und im Posruck sowie der kleine Paläozoikumsaufbruch von St. Anna am Aigen, dem oberostalpinen Deckenstockwerk an (Flügel, H.W., Neubauer, F. 1984).

Das höher gelegene Alpentale befindet sich im Einflussbereich des gemäßigten Klimas, der jährliche durchschnittliche Niederschlag sowie die jährliche durchschnittliche Lufttemperatur wurde an der direkt am Betrieb eingebauten Wetterstation im Jahr 2020 mit 1272,2 mm sowie 6,2°C gemessen.

Der Grünlandbetrieb wird aufgrund der klimatischen Bedingungen standortüblich an für diese Höhenlage typischen Goldhaferwiesen (D-3.3.2) bewirtschaftet, die gängigen Mahdtermine erfolgen wie in diesen Gebieten ortsüblich ab Mitte Juni bis Ende August. In den letzten Jahren schwankten jedoch die Mahdtermine der ersten Nutzung von Ende Juni (2013-2014) zu tendenziell früheren Terminen

um Mitte Juni (2020-2021). Ebenfalls wurde in den Jahren 2013 und 2014 der zweite Schnitt Ende August durchgeführt, in den letzten Jahren (2018-2020) konnte jedoch bereits schon Ende Juli/Anfang August die Grummet Ernte vollzogen werden. Die tendenzielle Verschiebung der früheren Mahdtermine lässt sich bereits an den Witterungsbedingungen der letzten Jahre und des damit verbundenen stärkeren Biomassewachstums beobachten. Damit war auch der herbstlichen Nachweide eine äußerst große Biomasseverfügbarkeit, speziell im Jahr 2020, zu beobachten.

Die Verschiebung der früheren Mahdtermine ist hinsichtlich der Futterqualität kein Nachteil, es wurde bei den ersten Nutzungen im Jahr 2020 und 2021 speziell auf das Stadium des Ähren-/Rispschiebens des Leitgrases (Goldhafer) geachtet (D-3.3.2, D-4.2.2). Der Grund für die phänologische Beobachtung des Vegetationsstadiums im ersten Aufwuchs liegt darin, dass die erste Nutzung entscheidend für die Futterqualität sowie Gärqualität bei der Silage ist (Resch et al. 2017). Ebenfalls wurde bei allen Mahden auf eine möglichst geringe Futtermverschmutzung geachtet, indem Erdhügel sowie Düngereste und Laub-/Astwerk von Bäumen manuell bearbeitet und beseitigt wurden. Ein hochwertiges Grundfutter mit guten Gehalten an Nährstoffen sowie ausreichender Struktur ist wertvoll für eine bedarfsgerechte Wiederkäuerration (Resch et al. 2020).

Aufgrund der witterungsbedingten Verschiebungen der früheren Mahdtermine am Praxisbetrieb, speziell in den letzten Jahren, wurde das Projekt motiviert, eine Versuchsfläche hinsichtlich einer intensiveren Nutzung mit 3 Nutzungen/Jahr zu schaffen. Dafür wurde im Winter 2019/2020 ein Konzept entwickelt, wie man bestmöglich eine Grünlandintensivierung hinsichtlich der möglichen Änderungen in der Hydrologie und der Biomasse auf einem grundsätzlich eher extensiv bewirtschafteten Grünlandgebiet erforschen kann. Im April 2020, kurz vor Vegetationsbeginn, wurde dann eine 500 m² große Versuchsfläche mithilfe von Kollegen der HBLFA Raumberg-Gumpenstein auf einem Grünlandschlag installiert.

D-3.2 Einbau der Messtechnik

Die ca. 500 m² große Versuchsfläche liegt am Rande eines Grünlandschlages, welcher nach Süden exponiert liegt.

Dabei wurde die Versuchsfläche unterteilt in eine standortübliche Versuchsfläche (ca. 250 m²), welche zweimal jährlich gemäht wurde (als standortübliche Versuchsfläche (Sü) für das Jahr 2020 und 2021 beschrieben) sowie eine intensive Versuchsfläche (ca. 250 m²), welche im Jahr 2020 noch zweimal gemäht wurde bzw. im Jahr 2021 dreimal gemäht wurde (als intensive Versuchsfläche (Si) für das Jahr 2020 beschrieben bzw. als intensive Versuchsfläche (I) für das Jahr 2021 beschrieben) (Tab. D-1). In allen folgenden Kapiteln wird daher das Versuchsfeld mit der dazugehörigen Bewirtschaftung beispielhaft wie folgt beschrieben: intensives Versuchsfeld (Si), bedeutet, dass es sich um das intensive Versuchsfeld handelt, jedoch mit standortüblicher Bewirtschaftung (dies trifft für das Jahr 2020 zu). Intensives Versuchsfeld (I) bedeutet, dass es sich um das intensive Versuchsfeld handelt, jedoch mit intensiver Bewirtschaftung (dies trifft für das Jahr 2021 zu).

Zudem werden in allen Abbildungen das standortübliche Versuchsfeld mit standortüblicher Bewirtschaftung in durchgezogenen Linien dargestellt, das intensive Versuchsfeld mit standortüblicher (im Jahr 2020) / intensiver (im Jahr 2021) Bewirtschaftung gepunktet hervorgehoben.

Tab. D-1: Übersicht über die Versuchsfelder mit der Bewirtschaftungsform in beiden Versuchsjahren 2020 und 2021

Versuchsfeld	Bewirtschaftung	Versuchsjahr
standortüblich	(Sü) (für standortüblich; 2 Nutzungen/Jahr)	2020
intensiv	(Si) (für standortüblich; 2 Nutzungen/Jahr)	2020
standortüblich	(Sü) (für standortüblich; 2 Nutzungen/Jahr)	2021
intensiv	(I) (für intensiv, 3 Nutzungen/Jahr)	2021

Zu Beginn des geplanten Versuchsflächeneinbaus am Grünlandstandort, wurde bereits im Herbst 2019 eine Bodenansprache durchgeführt. Der Boden wurde als Braunerde angesprochen. Der beobachtete Grünlandbetrieb kann als repräsentativer Grünlandstandort für den Alpenraum der montanen Höhenstufe betrachtet werden.

Für die hydrologische Analyse wurden 6 Sickerwassersammler (METER Group), in jeweils drei unterschiedliche Tiefen von 30 cm, 60 cm sowie 90 cm eingebaut. Drei Sickerwassersammler stehen dabei unter den Böden der standortüblichen Versuchsfläche (Sü) sowie weitere drei Sickerwassersammler wurden unter jenen Böden der intensiven Versuchsfläche (Si bzw. I) eingebaut.

Alle sechs eingebauten Sickerwassersammler wurden für die folgende Beobachtungen mittels Holzstipfel markiert, um keine Schäden der Lysimeterrohre bei der Bewirtschaftung zu riskieren (Abb. D-2).

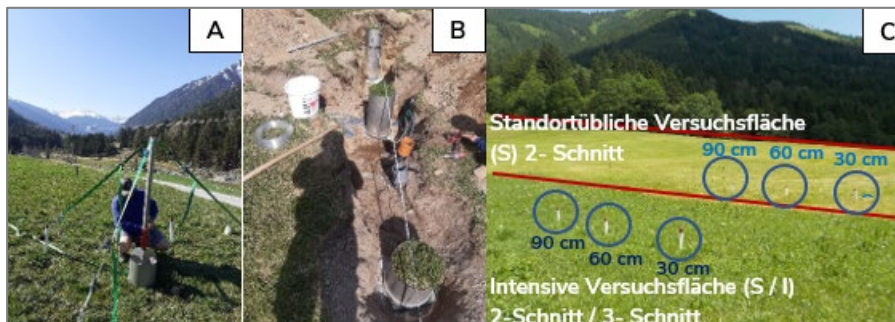


Abb. D-2: Einbau eines Sickerwassersammlers (METER Group) in 30 cm Tiefe (A); Einbau der Sickerwassersammler in 30 cm, 60 cm sowie 90 cm (B) an der Versuchsfläche im April 2020 sowie eingebaute und vollständig bewachsene Sickerwassersammler an der Versuchsfläche im Juni 2021 (blauer Kreis zeigt die Sickerwassersammler in der unterschiedlich eingebauten Tiefenstufen) (C).

Die Sickerwassersammler, welche mit keramischen Platten (METER Group) ausgestattet sind, werden über ein Vakuumgerät (METER Group) mit einem konstant eingestellten Unterdruck (Matrixpotential) für das in unterschiedliche Tiefen (30 cm, 60 cm und 90 cm) gewonnene Sickerwasser betrieben (Abb. D-3). Dabei wurden am Vakuumgerät im Jahr 2020 zwei Kreisläufe eingestellt, ein Kreislauf für die Tiefe von 30 cm wurde mit -160 hPa, der zweite Kreislauf für die Tiefenstufen von 60 cm sowie 90 cm mit -210 hPa betrieben (die Werte wurden aufgrund der gemessenen Matrixpotentiale konstant eingestellt und wurden in den ersten Wochen nach dem Einbau etwas verändert). Für die Vegetationsperiode 2021 entschied man sich jedoch für die Einstellung eines Kreislaufes mit einem konstant eingestellten Matrixpotential von -120 hPa, um damit besser vergleichbare Sickerwasserwerte zu erhalten.

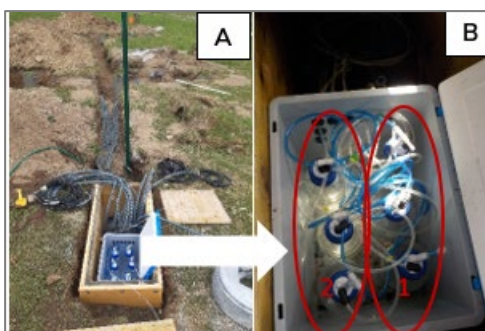


Abb. D-3: Anschluss der Sickerwassersammler an eine mit 6 Sickerwasserflaschen ausgestattete Feldbox an der Versuchsfläche im April 2020 (A). Dabei sind die in der Box links eingebauten Sickerwasserflaschen (1) jene, welche für die Sickerwassersammler der standortüblichen Nutzung

bestimmt sind, die in der Box rechts eingebauten Sickerwasserflaschen (2) jene, für die Messung des Sickerwasseranfalles der intensiven Nutzung (B).

Neben der Bestimmung des Sickerwasseranfalles für beide Nutzungssysteme wurden auch drei unterschiedliche Bodensensoren (METER Group) an beiden Nutzungsflächen (standortüblich und intensiv) eingebaut. Ein Sensor dient dabei zur Bestimmung des Bodenwassergehaltes sowie der Bodentemperatur, zwei weitere Sensoren messen das Matrixpotential bzw. den Betrag des Matrixpotentials (Saugspannung) sowie auch die Bodentemperatur. Dabei wurden jeweils die Bodenwassergehalts- und Bodentempersensoren sowie die Matrixpotential- und Bodentempersensoren an der Versuchsfläche in den Tiefenstufen von 10 cm, 30 cm und 60 cm eingebaut. Weiters wurden der zweite Matrixpotential- und Bodentempersensoren in zwei Tiefenstufen von 30 cm und 60 cm eingebaut (Abb. D-4).

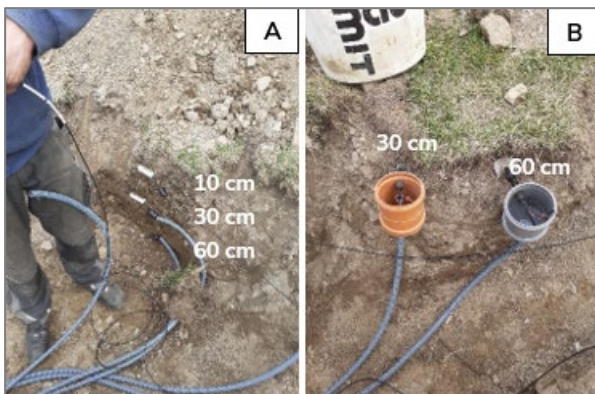


Abb. D-4: Einbau der Bodenwassergehalts- und Bodentempersensoren sowie Matrixpotential- und Bodentempersensoren (METER Group) in 10 cm, 30 cm sowie 60 cm Tiefe (A) sowie Einbau der Matrixpotential- und Bodentempersensoren (METER Group) in 30 cm sowie 60 cm Tiefe (B) an der Versuchsfläche im April 2020 (jeweils beispielhaft dargestellt für eine Nutzungsart).

Für die Bestimmung wichtiger (agrar)meteorologischer Daten wurde bereits im Herbst 2019 eine Wetterstation (METER Group) ca. 200 Meter südöstlich des Versuchsfeldes eingebaut (Abb. D-5). Die dabei gemessenen Parameter Niederschlag, Blitzaktivität, Blitzdistanz, Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Lufttemperatur, Luftdruck, Atmosphärischer Druck, Sättigungsgehalt und Luftfeuchte dienen zum Verständnis der aktuellen Wetterbedingungen am Standort. Ebenfalls wurden die gemessenen Parameter Globalstrahlung, Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit und Sättigungsgehalt auch zur Berechnung der Gras-Referenzverdunstung nach Penman-Monteith (Allen et al. 1998) herangezogen (D-3.3.1).



Abb. D-5: Einbau der Wetterstation (METER Group) im Herbst 2019 ca. 200 Meter südöstlich des Versuchsfeldes.

D-3.3 Durchgeführte Erhebungen

D-3.3.1 Bodenhydrologische Erhebungen

Bodenproben:

Für die weiterführende Analyse der Bodenhydrologie und zur Vermeidung einer Über-/Unterschätzung der Interpretation volumetrischer Bodenwassergehalte aufgrund der in den Böden möglicherweise auftretender unterschiedlicher Porosität wurden zusätzlich zum Zeitpunkt des Einbaus insgesamt 10 Stechzylinderproben entnommen. Dabei wurden 6 Proben in den beiden 90 cm tief eingebauten Sickerwassersammler in den Tiefen von 10 cm, 30 cm und 60 cm sowie 4 Proben in den beiden 60 cm tief eingebauten Sickerwassersammler in den Tiefen 10 cm und 30 cm entnommen (Abb. D-6). Anhand der 10 Stechzylinderproben wurden hydraulischen Durchlässigkeitswerte (k_s -Werte) mittels eines Permeameters („Constant head“ Methode) in für jede Tiefenstufe dreifacher Wiederholung ermittelt. Für die Auswertung wurden die Mittelwerte jeder gemessenen Tiefenstufe herangezogen.



Abb. D-6: Entnahme einer Stechzylinderprobe des Sickerwassersammlers in 60 cm Tiefe (Probenentnahme in 30 cm Tiefe)

Weiters wurde im Frühjahr 2021 eine Bodenprobenahme im Zuge der Bodenuntersuchungsaktion, welche über die Bezirkskammern in den Grünlandgebieten und dem Maschinenring Steiermark abgewickelt wurde, am Versuchsfeld entnommen.

Dabei wurden mithilfe eines Bodenbohrers 25-30 Einstiche in 10 cm Tiefe bei gleichmäßigen Bodenverhältnissen entnommen, die Erde in einem sauberen Eimer gut durchgemischt, Pflanzenteile und

Steine entfernt und anschließend in einen Probensack (ca. 1/2 kg) gefüllt (Sack wurde erst kurz vor der Abgabe verschlossen, um eine Lufttrocknung der Erde zu ermöglichen). Anschließend wurde die Probe in die Bezirkskammer Liezen gebracht und weiters die Probe in das Labor Haidegg zur Analyse von: pflanzenverfügbaren Phosphor, Kalium und Magnesium in mg/1000g, Kalium : Magnesium Verhältnis, pH-Wert in Calciumchlorid, austauschbares Calcium, Magnesium, Kalium und Natrium, Summe der Kationen in Centimol Ionenäquivalent pro 1000g Boden (cmol+/kg), Humus (Trockenverbrennung) in %, nachlieferbaren Stickstoff, Sand, Schluff und Ton in %, Bodenschwere / Bodenart.

Bodensensorik:

Die für die Interpretation der Bodenwasserbilanz am Standort hilfreichen Bodensensordaten (Bodenwassergehalts- und Bodentempersensoren als auch Matrixpotential- und Bodentempersensoren) werden in einer Auflösung von 10 Minuten direkt an der Versuchsfläche in den unterschiedlich eingebauten Tiefenstufen von 10 cm bis 60 cm gemessen und jeweils, gleich wie die meteorologischen Daten, Ende des Monats auf Stunden-, Tages-, Monats- sowie Jahreswerte aggregiert. Die Bodenwassergehalte werden dabei als volumetrische Wassergehalte in Volumprozent gemessen, die Bodentemperaturen in °C. Die Matrixpotentialsensoren dienen zur Ermittlung des Matrixpotentials (Ψ_m) im Boden welche in pF-Werte umgerechnet wurden und eine Funktion des Wassergehaltes sind (Hölting, B., Coldewey, G. 2013):

$$pF = \lg(-\Psi_m) = f(\Phi) \quad \text{Formel 1}$$

Dabei stellt pF (hPa) den dekadischen Logarithmus der Höhe der Wassersäule in cm, Ψ_m (hPa) das gemessene Matrixpotential und Φ (l) (Wasservolumen (cm³) / Porenvolumen (cm³) = Wassersättigungsgrad) den Wassersättigungsgrad (Wassergehalt) dar.

Bodenwasserbilanz / Nährstoffkonzentrationen / Nährstoffauswaschungen:

Die Auswertung der in der Vegetationsperiode (hier angenommen aufgrund Fertigstellung des Versuchsfeldes im Mai 2020 sowie Ende des Projektes im Oktober 2021 daher von 12.Mai – 30.September für beide Jahre) ermittelten Bodenwasserbilanz auf Tages-, Wochen-, Monats- und Jahresbasis am Grünlandstandort erfolgt anhand folgender Bodenwasserbilanzgleichung:

$$N - ET_c - SW - \Delta S = 0 \quad \text{Formel 2}$$

Dabei stellt N (mm) den Niederschlag dar, ET_c (mm) die tatsächliche Verdunstung (aufgrund der Annahme dass an diesem Standort kaum eine Limitierung der ET gegeben ist, daher ET_c in guter Näherung der tatsächlichen Verdunstung entsprechen dürfte), SW (mm) das gemessene Sickerwasser sowie ΔS (mm) die Änderung des Bodenspeichers.

Der Niederschlag wird wie alle anderen meteorologischen Daten, an der eingebauten Wetterstation naheliegend des Versuchsfeldes, gemessen. Dazu wird der Niederschlag sowie alle anderen gemessenen meteorologischen Daten, welche in einer Auflösung von 15 Minuten an der Station eingestellt wurden, jeweils Ende des Monats auf Stunden-, Tages-, Wochen-, Monats- und Jahreswerte aggregiert.

Die tatsächliche Verdunstung ET_c wird im ersten Schritt auf die Gras-Referenzverdunstung ET_0 nach Penman-Monteith (Allen et al. 1998) mithilfe der gemessenen meteorologischen Daten Globalstrahlung, Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit und Sättigungsgehalt auf Tagesbasis wie folgt berechnet:

$$ET_0 = \frac{(0.408 \Delta (R_n - G) + y (900/T + 273) u_2 \text{ vpd})}{\Delta + y (1 + 0.34 u_2)} \quad \text{Formel 3}$$

Dabei stellt ET_0 (mm/Tag) die Gras-Referenzverdunstung von einer definierten Grasoberfläche, R_n (MJ/m²/Tag) die Nettostrahlung, G (MJ/m²/Tag) den Bodenwärmestrom, y (kPa/°C) die Psychrometrikonstante, T (°C) die Lufttemperatur in 2 Meter Höhe, vpd (kPa) das Sättigungsdefizit, Δ (kPa/°C) die Steigung der Sättigungsdampfdruckkurve und u_2 (m/s) die Windgeschwindigkeit in 2 Meter Höhe dar.

Weiters wird ein aus der Literatur (Allen et al. 1998) für extensives Grünland bestimmter Pflanzenkoeffizientfaktor (k_c -Faktor), welcher in der Landwirtschaft eine wichtige Rolle spielt und die Pflanzenentwicklung als auch den Wasserverbrauch beschreibt, mit einem Initialstadium von 0,3, einem mittleren Stadium von 0,75 sowie eines Endstadiums von 0,75 herangezogen. Der Faktor dient zur Berücksichtigung der Bewirtschaftung und der damit veränderten Wuchshöhe am Standort und wird zwischen den jeweiligen Schnittzeitpunkten (standortüblich und intensiv) interpoliert. In weiterer Folge wird dann der täglich ermittelte k_c -Faktor mit der täglich berechneten Gras-Referenzverdunstung (ET_0) multipliziert um die für die Bewirtschaftung angepasste tatsächliche Verdunstung (ET_c) zu erhalten:

$$ET_c = ET_0 * k_c$$

Formel 4

Aus der Differenz der gemessenen Niederschläge, der berechneten tatsächlichen Verdunstung ET_c sowie der gemessenen Sickerwässer lässt sich die Änderung des Bodenspeichervorrates, welcher als pflanzenverfügbares Wasser für die Biomasse entscheidend ist, in unterschiedlichen Aggregationen (Tages-, Wochen-, Monats- sowie Jahresbasis) errechnen:

$$\Delta S = N - ET_c - SW$$

Formel 5

Das für die Bodenwasserbilanz wichtige Sickerwasser wird für die unterschiedlich eingebauten Tiefenstufen (30 cm, 60 cm sowie 90 cm) täglich gemessen und bei Erreichung der Probenmenge von 1000 ml entleert bzw. für die weiterführende Analyse des Sickerwassers auf Kationen und Anionen in Probenflaschen gefüllt. Im Einbaujahr 2020 (nur standortübliche Bewirtschaftung auf der gesamten Versuchsfläche) wurden die Sickerwässer zur ersten Analyse vor der ersten und zweiten Nutzung sowie unmittelbar im Anschluss der nachfolgenden Düngungen auf die Kationen Natrium (Na^+), Ammonium (NH_4^+), Kalium (K^+), Calcium (Ca^{2+}), Magnesium (Mg^{2+}) sowie auf die Anionen Chlorid (Cl^-), Nitrit (NO_2^-), Nitrat (NO_3^-), Phosphat (PO_4^{2-}), Sulfat (SO_4^{2-}) in mg/l an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein chemisch analysiert. Weiters wurde auch der gelöste organische Kohlenstoff (DC) sowie gelöster organischer Stickstoff (DN), welche zwar nur einen geringen Teil des gesamten Stickstoff- und Kohlenstoffkreislaufes, jedoch den mobilen und austragungsgefährdenden Pool darstellt (Herndl et al. 2019) in mg/l untersucht. Im zweiten Versuchsjahr 2021 (standortübliche und intensive Bewirtschaftung an der gesamten Versuchsfläche) wurden die Sickerwässer zur genauen Interpretation der Unterschiede beider Bewirtschaftungsformen sowie der detaillierte Unterschied beider Nutzungen vor bzw. nach erfolgter Düngung wöchentlich auf die vorhin beschriebenen Parameter analysiert. Dabei wurde an den beiden Versuchsflächen in beiden Jahren im speziellen auf die Ammonium-, Nitrit- und Nitratkonzentration sowie auf die gelöste organische Kohlenstoff- als auch Stickstoffkonzentration eingegangen.

Nährstoffkonzentrationen und Nährstoffauswaschungen :

Anhand der gemessenen Sickerwassermengen und der analysierten Nährstoffkonzentrationen lassen sich Nährstoffauswaschungen berechnen. Die ausgetragenen Stoffmengen werden hauptsächlich von der Sickerwassermenge mit den enthaltenen Nährstoffkonzentrationen, vom jährlichen Stoffentzug durch die Grünlandvegetation sowie von der selektiven Stoffspeicherkapazität als auch Stoffnachlieferungskapazität des Grünlandbodens bestimmt (Bohner et al. 2007).

Die Stickstoffauswaschung macht im Grünland nur einen kleinen Teil, wenn auch den mobilen und damit auswaschungsgefährdenden Pool des gesamten Stickstoffpools aus (Herndl et al. 2019).

In dieser Arbeit wurde die in der Landwirtschaft wichtige anorganische Stickstoffauswaschung zur Ermittlung der Sickerwasserqualität und der damit weiterführenden Grundwasserqualität als auch für die in den kommenden Jahren angestrebte Änderung einer möglichen veränderten Stickstofffracht für beide Bewirtschaftungsformen wie folgt berechnet (jeweils wöchentlich in der Vegetationsperiode):

$$\text{Nanorg} - \text{Fracht} = \text{NH}_4 - \text{N} - \text{Konz.} + \text{NO}_2 - \text{N} - \text{Konz.} + \text{NO}_3 - \text{N} - \text{Konz.} * (\text{SW}) / 100$$

Formel 6

Dabei stellt Nanorg – Fracht (kg/ha) die anorganische Stickstoffauswaschung, NH₄-N - Konz. (mg/l) die Ammonium-Stickstoff-Konzentration, NO₂-N - Konz. (mg/l) die Nitrit-Stickstoff-Konzentration und NO₃-N – Konz. (mg/l) die Nitrat-Stickstoff-Konzentration dar. SW (l/m²) wird für die am Standort gemessene Sickerwassermenge herangezogen.

Ebenfalls wurde auch die gelöste Kohlenstoffauswaschung beider Nutzungsvarianten in folgender Form quantifiziert (jeweils wöchentlich in der Vegetationsperiode):

$$\text{DC} - \text{Fracht} = \text{DC} - \text{Konz.} * (\text{SW}) / 100$$

Formel 7

Dabei stellt DC – Fracht (kg/ha) die gelöste Kohlenstoffauswaschung, DC - Konz. (mg/l) die gelöste Kohlenstoffkonzentration und SW (l/m²) die am Standort gemessene Sickerwassermenge dar.

D-3.3.2 Pflanzenbauliche Erhebungen

Bonitierung:

In der Vegetationsperiode 2021 erfolgte unmittelbar am Tag der ersten Nutzung der intensiven Versuchsfläche (I) (8. Juni) eine detaillierte Bonitierung beider Versuchsflächen (standortüblich und intensiv). Es wurde dabei an beiden Nutzungssystemen anhand einer Versuchsfläche im Ausmaß von 20 m² eine projektive Deckungsgradschätzung (%), Artengruppenabschätzung (%) (Gräser, Kräuter und Leguminosen) nach Schechtner 1958 sowie eine detaillierte Artenzusammensetzung nach modifizierter Braun-Blanquet 1951 Skala aufgenommen. Weiters wurden die Hauptbestandbildner der vorliegenden Versuchsfläche bestimmt. Der Zeitpunkt der hier erfolgten Bonitierung und auch an diesem Tag erfolgte erste Nutzung war nahezu ideal, da sich das Leitgras Goldhafer gerade im phänologischen Stadium des Ähren-/Rispschiebens befand (Abb. D - 21). In diesem Vegetationsstadium können die Rohproteingehalte bei 150g/kg Trockenmasse liegen, Rohfasergehalte betragen zwischen 220 und 250 g/kg Trockenmasse und der energetische Futterwert liegt bei 5,5 bis 6,4 MJ Netto-Energie-Laktation je kg Trockenmasse (Buchgraber, K., Gindl, G. 2004).

Zusätzlich erfolgten wöchentliche Wuchshöhenbestimmungen, bei denen an drei Stellen der standortüblichen als auch intensiven Nutzfläche Messungen mithilfe eines Zollstabes durchgeführt und der Mittelwert für die wöchentlichen Wuchshöhen (cm) am Versuchsstandort herangezogen wurden.

Nutzungen und Futterertrag, Futterqualität:

Die an der intensiv bewirtschafteten Versuchsfläche erfolgten Nutzungen sowie auch herbstliche Nachweide in der Vegetationsperiode 2021 wurde mittels Motormäher mit einer eingestellten Schnitthöhe von 7 cm durchgeführt. Das standortüblich bewirtschaftete Versuchsfeld (2 Nutzungen/Jahr und herbstliche Nachweide) konnte dagegen aufgrund der im April 2020 geplanten Versuchsanordnung mit einem Scheibenmäherwerk, welches bei jeder erfolgten Nutzung auf die gewünschte Schnitthöhe (meistens 7-8 cm) eingestellt wurde, gemäht werden bzw. bei der herbstlichen Nachweide durch die am Betrieb gehaltenen Rinder beweidet werden. Die Einstellung der Schnitthöhe ist von großer Bedeutung damit es zu einem guten Wiederaustrieb der Blätter kommen kann. Wird die Schnitthöhe zu gering eingestellt (5 cm) und ist nach erfolgter Nutzung eine längere Trockenperiode gegeben lässt sich aufgrund der rascheren Sickerwasseraufnahme des Bodens und demnach mangelnder Evapotranspiration kein rasches Folgewachstum der Pflanzen erkennen.

Unmittelbar vor jeder Nutzung wurde eine Bonitierung in dreifacher Wiederholung mittels eines 1m² großen Metallrahmens (Frequenzrahmen) durchgeführt, in welchem die Wuchshöhe (cm) an drei Stellen mithilfe eines Zollstabes und anschließender Mittelwertsbildung, der Deckungsgrad (%) sowie die Artengruppen (%) (Gräser, Kräuter und Leguminosen) nach Flächenprozentschätzung von Schechtner 1958 bestimmt wurden.

Am standortüblich als auch intensiv bewirtschafteten Versuchsfeld wurde anschließend mithilfe einer Heckenschere die Biomasse geerntet und in Plastiksäcke gefüllt, abgewogen und sofort kühl gelagert. Am darauffolgenden Tag wurde dann die Probe in das Labor der HBLFA Raumberg-Gumpenstein für die weitere Analyse gebracht, wo die Probe für 48 Stunden bei 55°C getrocknet und anschließend gravimetrisch mittels Präzisionswaage auf den Trockenmassegehalt (TM) (g/kg Frischmasse (FM)) bestimmt wurde.

Nach VDLUFA 1976 wurden weiters Weender Rohnährstoffanalyse (Rohprotein (XP), Rohfaser (XF), Rohfett (XL), Rohasche (XA) in g/kg TM), Gerüstsubstanzen (Neutral lösliche Faser (NDF), säurelösliche Faser (ADF), säurelösliches Lignin (ADL) in g/kg TM), Mengenelemente (Phosphor (P), Kalium (K), Magnesium (Mg), Calcium (Ca) und Natrium (Na) in g/kg TM als auch Spurenelemente Eisen (Fe), Mangan (Mn), Zink (Zn), und Kupfer (Cu) in mg/kg TM bestimmt. Kohlenstoff (C) und Schwefel (S) in g/kg TM wurden mit einem CNS-Analysator analysiert.

Düngung:

Die Düngung erfolgte am Versuchsfeld nach der Futterernte mit hofeigener Rindergülle (Gemisch aus Kot und Harn, welches zusätzlich Wasser, Futterreste und Einstreuteile enthalten kann) (BMLFUW 2006).

Die am Betrieb lagernde Rindergülle wurde nach jeder erfolgten Nutzung mit Wasser verdünnt, damit Stickstoff in Form von NH₃ verfügbar bleibt und nicht so leicht ausgast. Zusätzlich wurde darauf geachtet, dass die Rindergülle bei bewölktem, windstillem und leichtem Regenwetter, bevorzugt in den Abendstunden (weniger Ammoniakverluste), ausgebracht wurde.

Dabei wurde an der standortüblichen Versuchsfläche sowie an der umliegenden Fläche die Gülle mithilfe eines 2000 Liter Güllefasses mit Breitverteiler auf das Feld ausgebracht. Bei der intensiveren Nutzungsform wurde die Rindergülle aufgrund des umliegenden standortüblich bewirtschafteten Feldes manuell mithilfe einer Gießkanne ausgebracht. Anhand der ausgebrachten Güllemenge (m³/ha) auf das Feld und der an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein analysierten Rindergülle (Stickstoff-Gehalt (N-Gehalt) in g/kg FM) kann die Stickstoffzufuhr am Feld (N-Anfall ex Lager in kg/ha) wie folgt berechnet werden:

$$N - \text{Anfall ex Lager} = N - \text{Gehalt} * \text{Güllemenge} \quad \text{Formel 8}$$

Mit der gleichen Vorgangsweise kann auch die Zufuhr weiterer Nährstoffe wie Phosphor (P) und Kalium (K) berechnet werden:

$$P - \text{Anfall ex Lager} = P - \text{Gehalt} * \text{Güllemenge} \quad \text{Formel 9}$$

$$K - \text{Anfall ex Lager} = K - \text{Gehalt} * \text{Güllemenge} \quad \text{Formel 10}$$

Dabei stellt P- Anfall ex Lager sowie K - Anfall ex Lager (kg/ha) die Phosphor - als auch Kaliumzufuhr am Feld dar, P-Gehalt sowie K-Gehalt (g/kg FM) die Phosphor- als auch Kalium Gehalte der analysierten Rindergülle dar.

Richtlinie für die sachgerechte Düngung:

Auch für Österreich wird in dem Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft 1991 festgehalten, dass die maximal erlaubte Stickstoffgrenze (N-Anfall ex Lager) bei 170 kg/ha aus Wirtschaftsdüngern liegt. N - Anfall ex Lager ergibt sich aus dem Brutto -Stickstoffanfall (N -Anfall Brutto schwanzfallend) minus der unvermeidbaren gasförmigen Verluste im Stall und während der Lagerung. Bei der Wirtschaftsdüngerart Rindergülle, welche am hier analysierten Betrieb nach allen erfolgten Nutzungen in der Vegetationsperiode verwendet wurde, beträgt der Verlust 15%. Die für das Wasserrechtsgesetz relevante Kalkulationsbasis (N -Anfall feldfallend) errechnet sich aus N -Anfall ex Lager minus der unvermeidbaren Stickstoffverluste. Die Ausbringungsverluste sind bei Gülle und Jauche mit 13%, bei Stallmist und Kompost mit 9% des Stickstoffgehaltes festgelegt (BMLFUW 2006; Pötsch 2008). In Praxisbetrieben werden Nährstoffstoffe von außen in den Betrieb aufgrund von Zukauf von z.B.: Kraftfutter in den landwirtschaftlichen Betrieb eingebracht. Aufgrund dessen entwickelt sich eine von

der Fläche immer unabhängiger werdende Produktionsleistung sowie Viehbesatzdichte und ein Nährstoff/ Stickstoffanfall je Flächeneinheit, welche in der Praxis deutlich über den Empfehlungen der Richtlinie der sachgerechten Düngung liegen kann. Zur Lösung dieser Problematik wurde die „Jahreswirksamkeit“ eingeführt (Pötsch 2008). Dem Wirtschaftsdüngerstickstoff von Rindergülle wird eine Jahreswirksamkeit bezogen auf die feldfallenden Stickstoffmengen von 70% zugesprochen (BMLFUW 2006, Pötsch 2008).

In folgender Tabelle (Tab. D-2) wird dafür ein Beispiel zur Berechnung vom Brutto-Stickstoffanfall zum jahreswirksamen Stickstoff (auf Basis der Wirtschaftsdüngerart Rindergülle) gezeigt.

Tab. D-2: Berechnungsbeispiel des jahreswirksamen Stickstoffanfalls auf Basis der Wirtschaftsdüngerart Rindergülle (BMLFUW 2006; Pötsch 2008) .

Versuchsfeld	Verluste	Berechnung	kg N
N-Anfall Brutto schwanzfallend		96,5	
N-Anfall ex Lager nach Abzug der Stall- und Ausbringungsverluste	15%	96,5 * 0,85 =	82,0
N-Anfall feldfallend nach Abzug der Ausbringungsverluste	13%	82,0 * 0,87 =	71,3
Pflanzenwirksamer N -Anfall im Jahr der Anwendung	70%	71,3* 0,7	49,9 Richtlinie der sachgerechten Düngung

Durch die erfassten Erntemengen und die ebenfalls an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein analysierte Grünfütterprobe können weiters die Nährstoffentzüge am Feld, welche durch die Pflanzenernte abgeführt werden, von Stickstoff, Phosphor und Kalium wie folgt berechnet werden:

$$N - \text{Entzug} = TM - \text{Bruttoertrag} * \left(\frac{\text{Rohprotein}}{1000} \right) / 6,25 \quad \text{Formel 11}$$

$$P - \text{Entzug} = TM - \text{Bruttoertrag} * \left(\frac{P}{1000} \right) \quad \text{Formel 12}$$

$$K - \text{Entzug} = TM - \text{Bruttoertrag} * \left(\frac{K}{1000} \right) \quad \text{Formel 13}$$

Dabei stellt N-Entzug, P-Entzug sowie K-Entzug (kg/ha) den berechneten Stickstoff-, Phosphor-, sowie Kalium- Entzug, TM-Bruttoertrag (kg/ha) den Trockenmasse-Ertrag ohne Feldverluste der beprobten Biomasse dar. P und K stellen die Phosphor- sowie Kaliumgehalte in g/kg TM dar. Der Wert 6,25 bildet den Umrechnungsfaktor von Rohprotein (g/kg TM) zu Stickstoff ab.

Nährstoffbilanzen:

Anhand der berechneten Nährstoffzufuhren sowie Nährstoffentzüge lassen sich Nährstoffbilanzen an Flächen eines Betriebes berechnen. Grünlandbetriebe in Berggebieten, welche wenig bis kein Kraftfutter bzw. Mineraldünger als Nährstoffinput einsetzen, werden tendenziell Defizite in der Nährstoffversorgung aufweisen. Das Vorkommen von Leguminosen mit ihrer biologischen Stickstoff-Bindung ist hier von großer Bedeutung, um ein bestehendes Stickstoff-Defizit bei extensiver Bewirtschaftung auszugleichen. Andere Betriebe mit erhöhtem Kraftfüttereinsatz und einer Ausnützung der Stickstoffobergrenze erhöhen das Nährstoffpotential und damit die Ertragssteigerung, jedoch könnten zu viel zusätzliche Nährstoffe für Dauerwiesen auch nicht optimal sein, weil die Pflanzensamenzusammensetzung mit einer Erhöhung des Kräuteranteils (Stickstoffflora) reagieren kann (Buchgraber, K., Gindl, G. 2004). Negative Bilanzsalden weisen demnach eine hohe Nährstoffnachlieferung in den

Boden auf, jedoch kann es langfristig zu einer verringernden Bodenfruchtbarkeit kommen. Positive Bilanzsalden weisen Nährstoffüberschüsse in der Bewirtschaftung auf, jedoch steigern deutlich positive Salden das Risiko eines Stickstoff-Austrages. Nach Taube, F., Pötsch, E. M. 2001 liegt ein günstiges Stickstoffsaldo von +16 kg/ha vor (bei österreichischen Milchviehbetrieben).

In der hier vorliegenden Arbeit wurden jeweils das Verhältnis von Stickstoffzufuhr / Stickstoffentzug, Phosphorzufuhr / Phosphorentzug sowie Kaliumzufuhr/Kaliumentzug beider Bewirtschaftungssysteme pro Schnitt gegenübergestellt. Abschließend wurde, anhand der Nährstoffzufuhren / Nährstoffentzüge der jeweiligen Nutzungen sowie der Herbstausbringung mittels Festmist im Oktober 2020, ein Jahressaldo für das Jahr 2021 für beide Bewirtschaftungssysteme berechnet. Als Inputparameter für die Nährstoffbilanz wurde daher der Nährstoff-Anfall ex Lager (kg/ha) aus der analysierten Rindergülle bzw. analysierter Festmist des Betriebes verwendet, als Outputparameter wurde der Nährstoff-Entzug jeweils in kg/ha gegenübergestellt. Weitere Inputparameter für die jährliche Stickstoffflächenbilanz sind die Stickstoff-Deposition (N-Deposition) und auch die biologische Stickstoff-Bindung der Leguminosen (N₂-Bindung). Diese beiden Parameter wurden für die jeweiligen Nutzungssalden nicht herangezogen, hier fehlen auch detaillierte Daten für die N₂-Bindung sowie N-Deposition (aufgrund keiner an diesem Standort vorhandenen WADOS-Station; wet and dry only precipitation sampler für Messung der gemessenen Niederschläge die Stoffeinträge des Stickstoffeintrages). Ebenfalls könnten weiterführend für die jährliche Stickstoffflächenbilanz auch die berechnete jährliche anorganische Stickstoff-Auswaschung (Formel 6) sowie die unvermeidbaren N-Verluste (N-Anfall ex Lager *0,13, Tab. D-2) jeweils in kg/ha/Jahr gegenübergestellt werden. Das hier ermittelte Bilanzsaldo wurde durch die Berechnung folgender Inputparameter – Outputparameter ermittelt:

$$\text{Bilanzsaldo} = N - \text{Anfall ex Lager} - N - \text{Entzug}$$

Formel 14

D-4 Ergebnisse und Diskussion

Das Kapitel Ergebnisse und Diskussion gliedert sich wie folgt in zwei Teilkapiteln wobei ein Teilkapitel die bodenhydrologischen Erhebungen (Bodenkennwerte am Versuchsstandort, Wetterbedingungen, Bodenwasserbilanz(parameter) mit Nährstoffkonzentrationen als auch Nährstoffauswaschungen) beider Versuchsjahre 2020 und 2021 (nur standortübliche Bewirtschaftung (Sü) im Jahr 2020 auf beiden Versuchsfeldern als auch standortübliche Bewirtschaftung (Si)- und intensive Bewirtschaftung (I) im Jahr 2021, Tab. D-1) diskutiert. Das zweite Teilkapitel beschreibt die pflanzenbaulichen Erhebungen (Bonitierung, durchgeführte Nutzungen / Düngungen mit den dazu gehörenden pflanzenbaulichen Erhebungen wie Futterertrag, Futterqualität sowie Erhebung der Nährstoffbilanz) beider Versuchsjahre 2020 und 2021 (standortübliche Bewirtschaftung (Sü) im Jahr 2020 auf beiden Versuchsfeldern als auch standortübliche Bewirtschaftung (Si)- und intensive Bewirtschaftung (I) im Jahr 2021, Tab. D-1).

D-4.1 Bodenhydrologische Erhebungen

D-4.1.1 Bodenkennwerte

Hydraulische Durchlässigkeit:

An den zum Einbau der Versuchsflächen 2020 entnommenen Stechzylinderproben in 90 cm als auch 60 cm tief eingebauten Sickerwassersammler wurden hohe hydraulische Leitfähigkeiten (k_s) von $\sim 10^{-3} - 10^{-4}$ m/s gemessen. Dies entspricht etwa der Durchlässigkeit eines grob- bis mittelkörnigen Sandes (stark durchlässig) (Hölting, B., Coldewey, G. 2013).

Dabei wurden die durchschnittlich höchsten hydraulischen Durchlässigkeiten in den 90 cm tief eingebauten Sickerwassersammler des standortüblichen Versuchsfeldes (Sü) in 30 cm Tiefe gemessen. Das intensive Versuchsfeld (Si) wies im Mittel niedrigere hydraulische Durchlässigkeiten auf (Abb. D - 7). Jedoch sind die mittleren Standardabweichungen beider 90 cm tiefen Sickerwassersammler in geringem Ausmaß von 0,0003 m/s.

Die gemessenen Durchlässigkeiten der in 60 cm tief eingebauten Sickerwassersammler zeigten ähnliche Durchlässigkeitswerte wie jene in 90 cm Tiefe. Die 60 cm tiefen Sickerwassersammler wiesen fast idente Durchlässigkeiten am standortüblichen Versuchsfeld (Sü) als auch intensiven Versuchsfeld (Si) in 30 cm als auch 10 cm Tiefe auf (Abb. D - 7). Im Mittel lagen hier die Standardabweichungen beider 60 cm tief eingebauten Sickerwassersammler bei 0,0001 m/s.

Die Ergebnisse der hydraulischen Durchlässigkeiten konnten auch gut mit den Beobachtungen während des Einbaus aller Sickerwassersammler bestätigt werden, da alle eingebauten Lysimeter aufgrund des steinigen Untergrundes als äußerst schwierig beim Einbau wahrgenommen wurden. Es mussten beim Einbau zahlreiche Steine, auch Blöcke manuell entfernt werden um die Sickerwassersammler überhaupt in die Böden bringen zu können.

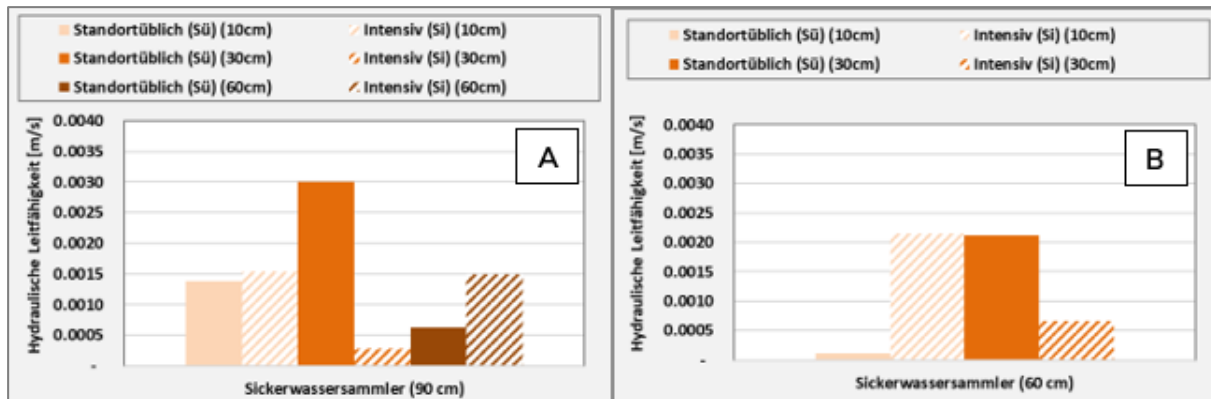


Abb. D - 7: Durchschnittlich gemessene hydraulische Leitfähigkeiten der Sickerwassersammler in 90 cm Tiefe (A) in den Tiefenstufen von 10 cm, 30 cm sowie 60 cm und der Sickerwassersammler in 60 cm Tiefe (B) in den Tiefenstufen von 10 cm und 30 cm am standortüblichen Versuchsfeld (Sü) als auch am intensiven Versuchsfeld (Si). Beide Versuchsfelder wurden im Jahr der Messung (2020) nur standortüblich bewirtschaftet.

Bodenart und Bodenschwere:

Die im Zuge der Bodenuntersuchungsaktion der Bezirkskammern in den Grünlandgebieten sowie dem Maschinenring Steiermark entnommene Bodenprobe zeigt ein Sand, Schluff und Ton Verhältnis von 59%, 31% sowie 10% und charakterisiert somit die Bodenart, welche auch als Bodenschwere angegeben werden kann, als einen lehmigen Sand bzw. eine Bodenschwere 2 (BMLFUW 2006).

Humusgehalt:

Der Humusgehalt, welcher auch die Bodenqualität bewertet, wies am Versuchsfeld 9,0% auf und liegt demnach hoch bzw. ab einem Humusgehalt von 4,5% fällt der Humusgehalt in die Gehaltsklasse E und wird als stark humos bezeichnet (BMLFUW 2006).

Bodenreaktion:

Die Bodenreaktion wird vom pH -Wert eingestuft, welche die Pflanzennährstoffverfügbarkeit als auch die Mobilität von Nährstoffen mitbestimmen. Der pH -Wert an der Versuchsfläche wurde mit 4,6 analysiert und liegt demnach bei einer Bodenreaktion von sauer (pH -Wert von 4,6 – 5,5: sauer) (BMLFUW 2006).

Stickstoffmineralisierungspotential:

Der pflanzenverfügbare Stickstoff (nachlieferbarer Stickstoff), welcher aus organischer Substanz durch Mineralisierung entsteht, wurde mit 242 mg/1000g Feinboden und Woche bestimmt. Laut Einstufung des Stickstoffmineralisierungspotential anhand der anaeroben Mineralisierung bzw. des Humusgehaltes wird der nachlieferbare Stickstoff an der Fläche als hoch eingestuft (BMLFUW, 2006). Je enger das Verhältnis von organischem Kohlenstoff zum Gesamtstickstoffgehalt ist, desto besser ist die Verfügbarkeit von Stickstoff gegeben. Ein enges C: N Verhältnis für eine hohe Stickstoffmineralisierung ist bei etwa 10:1 gegeben (Bohner, A., Eder, G. 2006)

Austauschbare Kationen:

Die austauschbaren Kationen Calcium, Magnesium, Kalium und Natrium, welche die Bodenfruchtbarkeit beschreibt, lagen am Versuchsfeld mit Werten von 72,2%, 22,4%, 4,9% und 0,5% vor. Demnach beschreibt der Austauschkomplex, bis auf Magnesium, ein ausgeglichenes Nährstoffangebot. Die Gesamtmenge der Kationen wird in Centimol Ionenäquivalent pro 1000g Boden (cmol+/1000g) angegeben und wurde an der Grünlandversuchsfläche mit 8,03 ermittelt. Der Wert weist eine recht niedrigere Kationensumme auf, der Normalbereich sollte zwischen 10 bis 40 cmol+/1000g liegen (BMLFUW 2006).

Pflanzenverfügbare Nährstoffe:

Der pflanzenverfügbare Phosphor, welcher vom pH-Wert, Calciumgehalt als auch Bodenwassergehalt abhängt, lag an der Versuchsfläche mit 132 mg/1000g in der Gehaltsklasse D und demnach bei einer hohen Nährstoffversorgung (Gehaltsklasse D, Nährstoffversorgung hoch: Bereich von 69-174 mg P/1000g im Grünland) (BMLFUW 2006). Die wichtigste Phosphorquelle im Grünland stellt der Dünger dar, die Phosphor Verluste sind aufgrund fehlender Bodenerosion als auch niedrigen Phosphoraustrages mit dem Sickerwasser im Dauergrünland praktisch unbedeutend (Bohner 2005).

Das pflanzenverfügbare Kalium, welches hauptsächlich von der mineralogischen Zusammensetzung des Muttergesteins, dem Verwitterungsgrad, der Bewirtschaftungsart- sowie Intensität als auch der Art und Menge der Tonminerale abhängt, lag an der betrachteten Versuchsfläche bei 167 mg/1000g, in der Gehaltsklasse C und einer ausreichenden Nährstoffversorgung (Gehaltsklasse C, Nährstoffversorgung ausreichend: Bereich von 88-170 mgK/1000g im Grünland) (BMLFUW 2006).

Das pflanzenverfügbare Magnesium, welches durch Verwitterung von magnesiumhaltigen Gesteinen und Mineralien freigesetzt wird und von den Pflanzen aufgenommen werden kann, lag bei 153 mg/1000g in der Gehaltsklasse E und einer sehr hohen Nährstoffversorgung (Gehaltsklasse E, Nährstoffversorgung sehr hoch: Bereich von > 150 mg Mg/1000g) (BMLFUW 2006).

Das Verhältnis von Kalium: Magnesium wurde an der Versuchsfläche mit 1,09:1 ermittelt, demnach lag das Verhältnis außerhalb der Spannbreite von 1,7:1 und 5:1 welches für Grünlandböden geeignet ist (Verhältnisse über der Spannbreite verursachen Magnesium Mangelsymptome, Verhältnisse unter der Spannbreite Kaliummangelsymptome) (BMLFUW 2006).

D-4.1.2 Wetterbedingungen

Das erste Versuchsjahr wurde von Jänner bis Dezember (J-D) als ein sehr feuchtes, jedoch warmes Jahr wahrgenommen. Der Gesamtniederschlag im Jahr 2020 betrug 1272,2 mm, die durchschnittliche Lufttemperatur 6,2°C (Tab. D - 3). Die für die Vegetationsentwicklung wichtigen Frühjahrsniederschläge waren dabei äußerst gering, von März bis April fielen nur 80,4 mm Niederschlag, welcher nur 6,3% des Gesamtjahresniederschlages ausmachte. Hingegen wurde wiederum die Bewirtschaftung in der Vegetationsperiode (hier angenommen von Mai bis September) aufgrund der vielen Niederschlagsereignisse etwas erschwert, in Summe fielen von Mai bis September 774,1 mm Niederschlag, dieser trug zu 61% des Gesamtjahresniederschlages bei. Aufgrund der warmen durchschnittlichen Lufttemperaturen in der Vegetationsperiode (Mai-September) von 12,6°C wurde ein ertragreiches Jahr festgestellt. Die höchsten durchschnittlichen Lufttemperaturen wiesen die Monate August mit 15,5°C, gefolgt von Juli mit 14,6°C auf (Tab. D - 3).

Tab. D - 3: Monatlicher und aufsummierter (Σ) Niederschlag (N) und monatliche und durchschnittliche (Φ) Lufttemperatur (T) am Grünlandstandort Oppenberg von 01.01 – 31.12.2020 und 01.01 – 30.09.2021. (*eventuelle Unterschätzung durch Schneefall)

Monat / Jahr	2020	2021	2020	2021
	N (mm)	N (mm)	Φ T (°C)	Φ T (°C)
J	118,0*	57,8	-2,1	-3,0
F	85,6*	20,0*	0,0	-0,2
M	44,1*	16,1*	1,1	0,2
A	36,2*	29,8*	7,0	2,4
M	110,8	149,9	8,7	7,4
J	144,3	94,6	12,9	16,0
J	163,4	206,5	14,6	15,7
A	203,1	187,4	15,5	13,1
S	152,4	73,0	11,4	11,3
O	142,4 Σ J-S 1058	Σ J-S 835	5,5 Φ J-S 7,7	Φ J-S 7,0
N	24,2		1,2	
D	47,6		-1,2	
	Σ J-D 1272		Φ J-D 6,2	

Das Jahr 2021 (Tab. D - 3), welches aufgrund des mit Ende Oktober bestimmten Projektendes bis zum 30. September für alle Erhebungen ausgewertet wurde, wurde bis Mai als ein sehr feuchtes und zugleich kaltes Jahr wahrgenommen. Besonders im Spätwinter zeigte sich am Versuchsstandort eine langanhaltende Schneedecke, erst am 20. April war die Versuchsfläche komplett schneefrei. In der Zeitperiode von 26. September 2020 bis 24. Februar 2021 wurden an nur 11 Tagen von insgesamt 152 beobachteten Tagen eine Schneedecke von > 10 cm verzeichnet, hingegen wurde von 25. Februar bis 11. April 2021 an 22 Tagen von insgesamt 46 Tagen eine >10 cm mächtige Schneedecke beobachtet. Zudem kamen bis zum 16. April enorme Schneefälle hinzu mit einer maximal an der Versuchsfläche gemessenen Schneedecke von 30 cm. Weiters wurden in den Frühjahrsmonaten von März bis Mai eine durchschnittliche Lufttemperatur von nur 3,3°C verglichen zu den durchschnittlich gemessenen Lufttemperaturen in dieser Zeitperiode des Vorjahres von 5,6°C gemessen.

Die für die Vegetationsentwicklung wichtigen Frühjahrsniederschläge waren dabei äußerst hoch, jedoch lag die Lufttemperatur weit unter den Durchschnittswerten der vergangenen Jahre. Bis 20. April lag am Versuchsfeld eine durchgehende Schneedecke, einzig Ende Februar kam es zu einem großen Abschmelzereignis. Nach dem Abtauen des Versuchsfeldes wurden die Messungen der Sickerwässer wieder aufgenommen. Aufgrund der jedoch dann im Frühjahr immer wiederkehrenden Kälteperioden mit gemessenen Lufttemperaturen bis zu -5,5°C sowie Bodentemperaturmessungen in 10 cm, 30 cm sowie 60 cm mit nur knapp über 0°C mussten wiederum mit 19. März die Messungen eingestellt werden.

Im Mai, zu Beginn der (in diesem Jahr aufgrund der langanhaltenden Schneedecke im April verspäteten) Vegetationsentwicklung fielen in Summe 149,9 mm Niederschlag welcher 18% des Gesamtjahresniederschlags bis 30. September ausmachte. Die durchschnittlichen Lufttemperaturen lagen im Mai nur bei 7,1°C verglichen zu 8°C im Mai des Vorjahres (Tab. D - 3). Das Vegetationswachstum war aufgrund der Witterungsbedingungen im Mai gut 14 Tage verspätet, jedoch kam es dann zu einer beobachteten Kompensation des Grünlandwachstums im Juni 2021. Aufgrund der feuchten Witterungs- sowie Bodenbedingungen war der Bodenspeicher ausreichend gefüllt, die wärmeren Lufttemperaturen ab Juni trugen dann jedoch zu einem sehr schnellen Vegetationswachstum bei. Aufgrund dessen konnte die erste Nutzung aller standortüblich bewirtschafteten Flächen am Betrieb schon am 18. Juni inmitten einer langanhaltenden stabilen Wetterlage abgeschlossen werden (Konservierung mit Heu und Silo). Die Sommermonate Juli, August und September waren geprägt von zahlreichen

warmen Schönwettertagen und langanhaltenden Hochdruckwetterlagen, jedoch auch mit ausreichenden Niederschlägen, inmitten der Vegetationszeit. Eine sehr stabile spätsommerliche Hochdruckwetterlage wurde von 1. September bis 15. September verzeichnet, aufgrund des abgesetzten Niederschlages in Form von Tau in der Früh konnte jedoch die Vegetation für die herbstliche Nachweide profitieren. Die Bewirtschaftungstermine waren durch die immer wiederkehrenden Schönwettertage einfacher zu bestimmen als im Jahr 2020, zudem wurde bei den Nutzungen wenig Schaden durch Maschinen an den Grünlandflächen beobachtet, bei der zweiten Nutzung im August musste zudem nicht gekreist werden, aufgrund der warmen Lufttemperaturen mit ausreichender Windgeschwindigkeit. Ähnlich wie das Vorjahr 2020, wurde am Betrieb ein ertragreiches Grünlandjahr festgestellt, wenn auch mit etwas weniger Sommerniederschlägen als im Jahr 2020, jedoch waren die Niederschlagsmengen mit den hohen Lufttemperaturen an diesem Standort ausreichend genug für ein gutes Vegetationswachstum. In Summe fielen von 1. Mai bis 30. September 711,4 mm Niederschlag, die höchsten Lufttemperaturen wurden mit 15,7°C im Monat Juni gemessen (Tab. D - 3).

D-4.1.3 Bodenwasserbilanz(parameter) / Nährstoffkonzentrationen / Nährstoffauswaschungen

Gras-Referenzverdunstung / Tatsächliche Verdunstung:

Die für die Bodenwasserbilanz errechnete Gras-Referenzverdunstung (ET_0) betrug von Jänner-Dezember 2020 543,3 mm, die mittels k_c -Faktor auf den Pflanzenbestand berücksichtigte tatsächliche Verdunstung (ET_c) wurde an der in diesem Jahr standortüblich durchgeführten Bewirtschaftung (Sü) mit 331,4 mm errechnet. Für das Folgejahr 2021, wurde die Gras-Referenzverdunstung (ET_0) von Jänner bis einschließlich 30. September mit 436 mm berechnet, die mittels k_c -Faktor auf den Pflanzenbestand berücksichtigte tatsächliche Verdunstung (ET_c) wurde bei der standortüblich (Sü) durchgeführten Bewirtschaftungsweise mit 264 mm errechnet, bei der intensiv (I) durchgeführten Bewirtschaftung betrug die ET_c knapp 259 mm. Die größten Unterschiede der Verdunstungsmengen beider Versuchsflächen zeigten sich unmittelbar nach erfolgter Nutzung (speziell am ersten Schnitt beider Nutzungsvarianten, oranger Kreis in Abb. D - 8) aufgrund des niedrigeren Pflanzenbestandes. Die höchsten Verdunstungsraten im gesamten Beobachtungszeitraum am Standort wurde bei der ET_0 Verdunstung mit 4,4 mm am 12. Juni 2020 verzeichnet. Die höchsten ET_c Verdunstungsraten wurde an der standortüblichen Versuchsfläche mit 3,0 mm (12. Juni 2020) berechnet (Abb. D - 8).

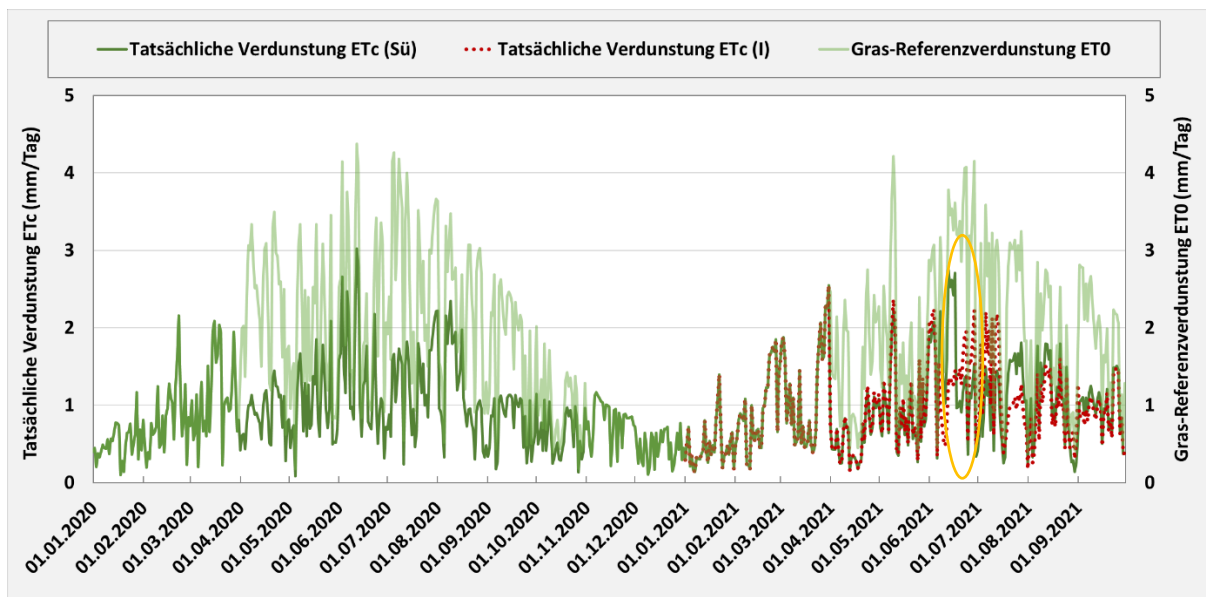


Abb. D - 8: Täglich berechnete Gras-Referenzverdunstung (ET_0) sowie korrigierte berechnete tatsächliche Verdunstung (ET_c) nach Allen et al. 1998 von 1.1.2020 – 30.09.2021 an der standortüblichen Versuchsfläche (Sü) sowie (ab 1.1.2021) an der intensiven Versuchsfläche (I).

Dabei lagen die berechneten Werte der ET_0 bzw. ET_c für das Jahr 2020 um einiges niedriger als die berechnete ET_0 Verdunstung im Jahr 2020 an einem ebenfalls, jedoch 350 Höhenmeter niedrigeren inneralpin gelegenen Grünlandstandort (HBLFA Raumberg-Gumpenstein, ca. 30 km nordwestlich vom Grünlandstandort Oppenberg entfernt) von 726,8 mm. Der Grund für die am Grünlandstandort Oppenberg weitaus niedrigeren Verdunstungswerte lässt sich durch die geringere Sonnenscheindauer, die niedrigeren Lufttemperaturen und damit einhergehende niedrigere Globalstrahlung verglichen zu jenen Werten an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein erklären.

Sickerwasser:

Der für die Berechnung der Bodenwasserbilanz gemessenen Sickerwassermengen wurden ab 12. Mai 2020 (nach abgeschlossenem Einbau der gesamten Versuchsfläche) bis zum 31. Oktober 2020 in allen eingebauten Tiefenstufen in ca. wöchentlichen Abständen und von 25. Februar 2021 bis zum 30. September 2021 (ausgenommen von 19. März bis 26. März aufgrund der niedrigen Lufttemperaturen, Tab. D - 3) in täglichen Abständen gemessen.

Für die bessere Vergleichbarkeit werden jedoch die Sickerwassermengen (als auch in weiterer Folge die Änderungen des Bodenspeichers und die monatliche Wasserbilanz) für beide Jahre im gleichen Zeitraum von 12. Mai bis 30. September miteinander verglichen.

Es wurden dabei im Jahr 2020 in 30 cm, 60 cm und 90 cm Sickerwassermengen am standortüblichen Versuchsfeld (S) von 340 mm, 353 mm und 375 mm sowie am intensiven Versuchsfeld (Si) von 332 mm, 396 mm und 386 mm gemessen. Dabei wurden, anders als erwartet, ab Beginn des Einbaus höhere Sickerwassermengen in 60 cm sowie in 90 cm Tiefe gemessen. Es wurde daher ab dem Einbau im Frühjahr 2020 versucht, die konstanten Unterdruckeinstellungen an die unterschiedlichen Tiefenstufen ideal anzupassen, jedoch ergaben unterschiedliche Variationen der Einstellung des Matrixpotentials (D-3.2) keine höheren Mengen in 30 cm Tiefe. Demnach wurden die Unterdruckeinstellungen für zwei Kreisläufe, einen in 30 cm Tiefe sowie den anderen für 60 cm und 90 cm für das Jahr 2020 belassen. Möglicherweise liegt die Ursache der höheren Sickerwassermengen in präferentiellen Fließwegen, welche in 60 cm sowie 90 cm Tiefe aufgrund der Bodeneigenschaften einen schnelleren Sickerwasserfluss ermöglichen lassen. Die für alle Tiefenstufen gemessenen Sickerwassermengen unterschieden sich nur geringfügig an den zwei Versuchsfeldern standortüblich und intensiv mit identischer Bewirtschaftungsform. An der intensiven Versuchsfläche (Si) wurden verglichen mit der standortüblichen Versuchsfläche (Sü) um 8 mm geringere Sickerwassermengen in 30 cm und 43 mm sowie um 11 mm höhere Sickerwassermengen in 60 cm und 90 cm gemessen. Dabei liegen die gemessenen Sickerwassermengen im Jahr 2020 um bis zu 4fach höher verglichen mit jenen, welche an 1,4 m tiefe Monolithlysimetern der HBLFA Raumberg-Gumpenstein (690 m.ü.A., ca. 30 km nordwestlich von Oppenberg gelegen) für das Jahr 2020 gemessen wurden. Hier wurde von Jänner bis Dezember an einem 1,4 m tiefen wägbaren Lysimeter, welches eine Bewirtschaftung von 3 Schnitten / Jahr erfährt, eine Sickerwassermenge von 144,2 mm gemessen. Die am Grünlandstandort gemessenen hohen Sickerwassermengen lassen sich durch die an diesem Standort flach eingebauten Sickerwassersammler (maximale Tiefe 90 cm) sowie hohe hydraulische Durchlässigkeit von bis zu 10^{-3} m/s (D-4.1) und höhere Gesamtjahresniederschlagssummen von 1272 mm verglichen mit den an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein für das Jahr 2020 mit 1061 mm gemessenen, erklären.

Im Jahr 2021 wurden in 30 cm, 60 cm und 90 cm am standortüblichen Versuchsfeld (Sü) Sickerwassermengen von 319 mm, 303 mm und 334 mm sowie am intensiven Versuchsfeld (I) von 317 mm, 358 mm und 345 mm gemessen (Abb. D - 9). Im zweiten Versuchsjahr 2021, wurden die konstanten Unterdruckeinstellungen auf einen Kreislauf (-120 hPa, D-3.3.1) geschaltet, jedoch ergaben sie auch mit dieser Einstellung höhere Sickerwassermengen bei 60 cm sowie 90 cm Tiefe. Einzig die Sickerwassermengen in 60 cm bei standortüblich durchgeführter Bewirtschaftung blieben auf einem niedrigeren Niveau als jene in 30 cm Tiefe. Die Sickerwassermengen lagen in der ähnlichen Größenordnung wie im Jahr davor mit etwas geringen Sickerwassermengen im Jahr 2021. Die in diesem Jahr durchgeführte unterschiedliche Bewirtschaftung beider Flächen zeigte in Summe wenig Unterschiede, die Tatsache, dass der Sickerwassersammler an der intensiven Versuchsfläche in 30 cm etwas geringere und in 60 cm und 90 cm etwas höhere Sickerwassermengen brachte, war auch im Jahr 2020 bei i-

denter Bewirtschaftung gegeben. Jedoch zeigten sich im Jahr 2021 große Unterschiede der Sickerwassermengen nach den jeweiligen Schnittterminen, wo einige Tage danach ein weitaus höherer Sickerwasseranfall in allen Tiefenstufen der gemähten Fläche verglichen zu jenem Anfall der noch ungemähten Fläche gemessen wurde. Dieser höhere Sickerwasseranfall erklärt deutlich die starke Änderung der Bodenspeicherverfügbarkeit der Pflanzen nach erfolgter Bewirtschaftung. Unmittelbar nach den erfolgten Nutzungen an der Versuchsfläche zeigte sich neben dem geringeren Wasserverbrauch der Pflanzen zudem eine geringere tatsächliche Verdunstung (ET_c) sowie eine Erhöhung der Bodentemperatur (Abb. D - 10).

Generell wird durch starke Nutzungsintensivierung das Wurzelwachstum gehemmt sowie Wurzelmasse, Wurzellänge und Wurzeltiefe reduziert, welche die Trockenheitstoleranz von Pflanzenbeständen vermindert (Bohner 2021). Es wurde daher bei allen Nutzungen an der Versuchsfläche geachtet, eine Schnitthöhe von 7 – 8 cm nicht zu unterschreiten damit das Längenwachstum der Wurzeln sowie das Bodenleben durch bessere Wasserversorgung und Stickstoffverfügbarkeit im Boden gefördert werden und somit Verdunstungsverluste vermindert werden können.

Aufgrund der zahlreichen Niederschläge in der Vegetationsperiode und auch speziell nach den Schnitten zeigten sich an diesem Grünlandstandort auch durch Intensivierung mit 3 Schnitten pro Jahr keine starke Austrocknung des Oberbodens und demnach ein guter Wiederaustrieb der Blätter für das Folgewachstum. Andere bisherigen Untersuchungen des Folgewachstums der Pflanzen bzw. der daraus gewonnenen Trockenmasseerträge in Abhängigkeit des Wasserhaushaltes kamen zu dem Ergebnis, dass mäßig feuchte Standorte im Frühjahr zwar eine starke Zuwachsleistung an Trockenmasse bringen, jedoch können auch hohe Niederschlagsmengen im Juni und Juli zu nass für ein optimales Wachstum sein (Buchgraber, K., Gindl, G. 2004).

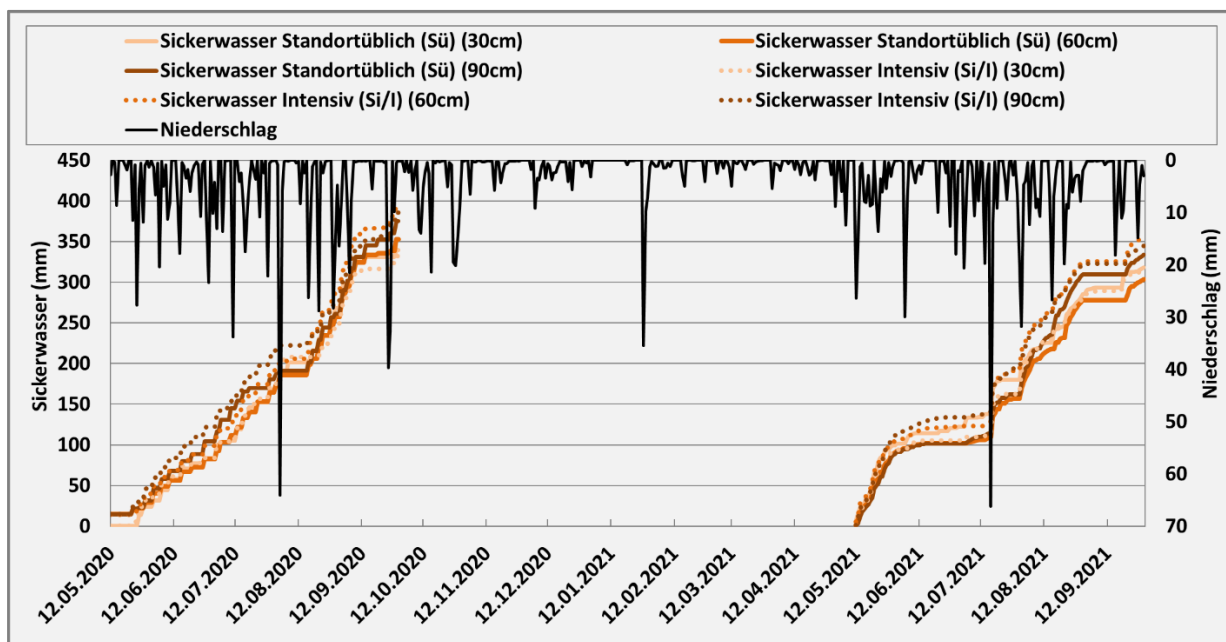


Abb. D - 9: Tägliche Niederschlagsmengen und kumulierte Sickerwassersummen in 30 cm, 60 cm und 90 cm an der standortüblichen Versuchsfläche (Sü) und intensiven Versuchsfläche (Si/I; Si von 12.05.2020 – 30.09.2020 / I von 12.05.2021 – 30.09.2021).

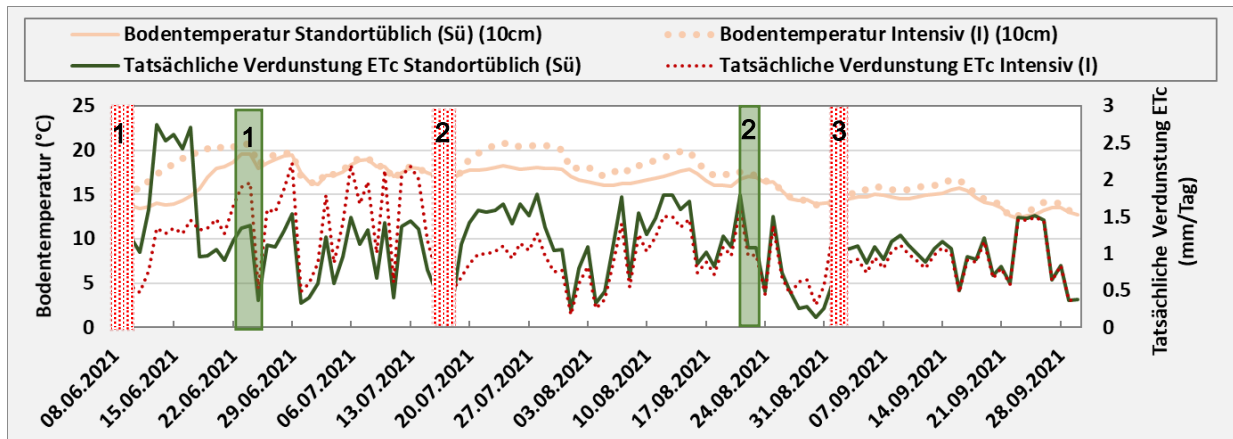


Abb. D - 10: Tägliche durchschnittliche Bodentemperaturen in 10 cm und tägliche tatsächliche Verdunstung ET_c von 08.06.2021 (Zeitpunkt der ersten Nutzung) bis 02.09.2021 (Zeitpunkt der letzten Nutzung). Die rot gepunkteten Balken stellen die Nutzungen der intensiven Versuchsfläche (I), die grünen Balken die Nutzungen der standortüblichen Versuchsfläche (Sü) ab.

Bodenspeicher:

Die aus dem gemessenen Niederschlag, der berechneten tatsächlichen Verdunstung sowie der gemessenen Sickerwassermenge berechnete Änderung des Bodenspeichers konnte von 12. Mai bis 30. September 2020 in den Tiefenstufen von 30 cm, 60 cm und 90 cm am standortüblichen Versuchsfeld (Sü) mit 236 mm, 223 mm und 200 mm sowie am intensiven Versuchsfeld (Si) mit 243 mm, 180 mm und 190 mm ermittelt werden (Abb. D - 11). Dabei zeigt sich in 30 cm eine höhere Bodenspeicher- verfügbarkeit (geringere Sickerwassermengen) und in 60 cm und 90 cm ein etwas geringerer Bodenspeicher (höhere Sickerwassermengen).

Die Bodenspeicheränderung im Jahr 2021 wurde von 12. Mai bis 30. September 2021 in den Tiefenstufen von 30 cm, 60 cm und 90 cm am standortüblichen Versuchsfeld (Sü) mit 209 mm, 224 mm und 193 mm sowie am intensiven Versuchsfeld (I) mit 216 mm, 176 mm und 188 mm berechnet. Die gut verteilten Niederschläge in beiden Vegetationsperioden 2020 und 2021 sowie die am Standort recht gering ermittelte tatsächliche Verdunstung, jedoch aufgrund der Bodeneigenschaften (D-4.1.1) hohe Sickerwasseranfall, trugen zu einer Auffüllung des Bodenspeichers in beiden Vegetationsperioden bei. Im Jahr 2021 zeigten sich jedoch Mitte Juni sowie Mitte Juli zwei Perioden mit stärkeren Abnahmen des Bodenspeichers, die sich auch in den konstanten Sickerwasserraten niederschlugen.

Vergleicht man im Jahr 2021 die standortüblich durchgeführte Bewirtschaftung (Sü) mit jener intensiv durchgeführten Bewirtschaftung (I), sind wie bei den Sickerwassermengen nur geringfügige Unterschiede erkennbar. Eine etwas geringere Änderung der gespeicherten Wassermenge und demnach höherer Sickerwasseranfall wurde an der intensiven Versuchsfläche in 60 cm sowie 90 cm gemessen. In 30 cm Tiefe wurde hingegen eine etwas größere Änderung der gespeicherten Wassermenge an der intensiven Fläche ermittelt, hier betragen die Standardabweichungen des Sickerwassers aber auch nur knapp 2 mm.

Anhand der berechneten Auffüllung des Bodenspeichers ließ sich am Standort für beide Nutzungssysteme ein stets ausreichend pflanzenverfügbares Wasser im Bodenspeicher in der gesamten Vegetationszeit berechnen, welches verdeutlicht, dass mehr Niederschlag fiel als durch Verdunstung abgegeben werden konnte. Einzig von 12. Mai bis 31. Mai 2021 wurde an der intensiven Versuchsfläche in 90 cm Tiefe eine negative Bilanz mit -5 mm errechnet. Die berechnete tatsächliche Verdunstung ET_c war in dieser Zeitperiode mit 16 mm recht gering, jedoch der Niederschlag und das angefallene Sickerwasser mit 122 mm und 111 mm sehr hoch. Der Grund dafür wird in der noch im Mai geringen Vegetationsentwicklung liegen und den damit hohen Sickerwasseranfall. Auch die anderen Sickerwassersammler in 60 cm und 30 cm Tiefe wiesen in dieser Zeit einen recht geringen Bodenspeicher auf. Ebenfalls wurde auch an gewissen Tagen am Standort für beide Nutzungssysteme eine tägliche

negative Wasserbilanz (Niederschlag minus tatsächliche Verdunstung) sowie eine tägliche Abnahme des Bodenspeichers für beide Bewirtschaftungssysteme errechnet, an diesen Tagen lässt sich eine Verminderung des Bodenwasservorrats ermitteln, da mehr Wasser verdunstete als durch Niederschläge wieder zugeführt werden konnte.

Zusammenfassend lässt sich jedoch an solch einem humiden montanen Standort kein starker negativer Trend des Bodenwasserhaushaltes hinsichtlich einer möglichen Nutzungsintensivierung in diesen beiden Vegetationsperioden erkennen. Wie sich jedoch in den weiteren Jahren eine Intensivierung der Flächen auf das Wurzelwachstum und der gesamten Bodeneigenschaften und demnach auf eine langfristige Änderung des Bodenwasserhaushaltes auswirkt, wird in den Folgejahren angestrebt weiter zu untersuchen.

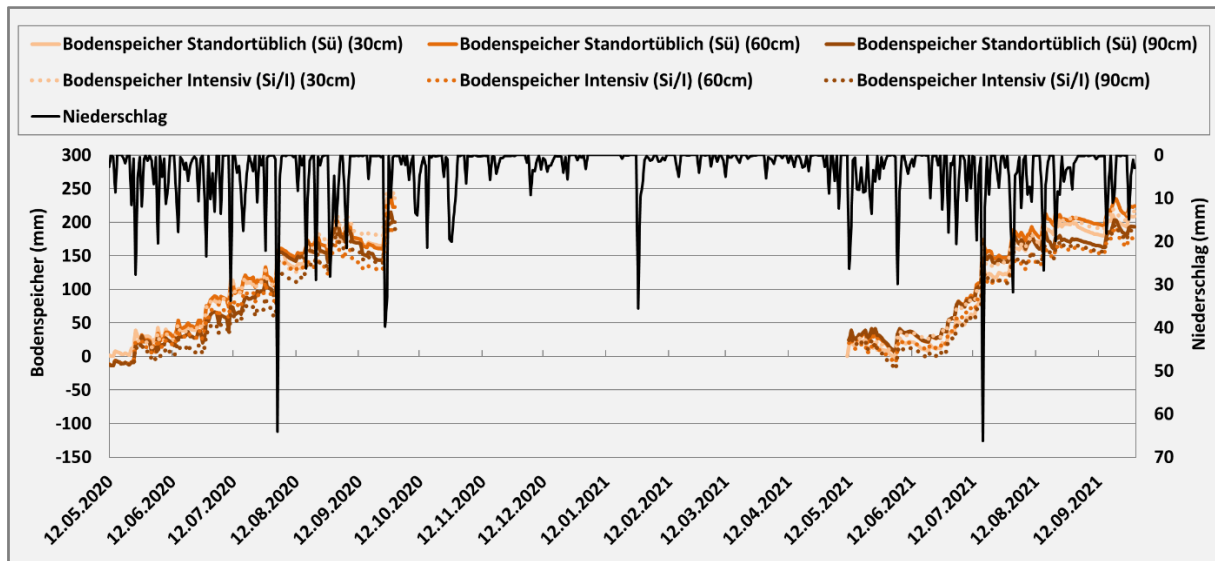


Abb. D - 11: Tägliche Niederschlagsmengen und kumulierter Bodenspeicher in 30 cm, 60 cm und 90 cm an der standortüblichen Versuchsfäche (Sü) und intensiven Versuchsfäche (Si/I; Si von 12.05.2020 – 30.09.2020 / I von 12.05.2021 – 30.09.2021).

Matrixpotentiale und Bodenwassergehalte:

Zusätzlich zu der ermittelten positiven Bodenwasserbilanz ließen sich auch anhand der eingebauten Bodensensoren die gut wasserversorgten Jahre 2020 als auch 2021 beschreiben (Abb. D - 12). Im Gegensatz zu den Bodenwasserbilanzgrößen Sickerwasser und Bodenspeicher zeigten die Bodensensordaten im gesamten Versuchszeitraum Unterschiede zwischen den beiden eingebaute Versuchsfächen (standortüblich und intensiv). Im Jahr 2020 wurden bei beiden Versuchsfächen, jedoch bei identer Bewirtschaftung (Sü und Si) höhere pF-Werte an der intensiven Versuchsfäche gemessen. Der Grund dafür könnte in der ebenfalls höheren Sickerwassermenge und demnach geringeren Bodenspeicher (60 cm und 90 cm) liegen. Dies könnte an Unterschieden in den bodenphysikalischen Eigenschaften (z.B. präferentielle Fließwege) begründet werden.

Die mittleren pF-Werte in den Tiefenstufen von 10 cm bis 60 cm lagen im gesamten Versuchszeitraum (2020 -2021) an der standortüblich bewirtschafteten Versuchsfäche zwischen 0,9 (Minimum) und 1,3 (Maximum), an der intensiven Versuchsfäche (mit standortüblicher Bewirtschaftung im Jahr 2020 und intensiver Bewirtschaftung im Jahr 2021) bei 0,9 (Minimum) und 1,5 (Maximum). Dabei wurden an beiden Versuchsfächen (mit Sü und I Bewirtschaftung) die höchsten pF-Werte Ende Juni 2021, nach einer stabil anhaltenden Hochdruckwetterlage (D-4.1.2) ermittelt. Eben falls kam es in dieser Periode zu einer starken Abnahme des Wasservorrats im Bodenspeicher. Insgesamt nahm jedoch der Bodenwasservorrat in den beiden betrachteten Vegetationsperioden aufgrund der vielen Niederschläge stetig zu.

Die Tatsache, dass im Jahr 2020 die intensive Versuchsfäche etwas höhere pF-Werte aufwies als die standortübliche Versuchsfäche, jedoch mit ident durchgeführter Bewirtschaftung, ließ sich auch für

das Jahr 2021, mit unterschiedlich durchgeführter Bewirtschaftung, weiters bestätigen. In der Zeitperiode von z.B. Mitte bis Ende Juni lag der maximale pF-Wert an der intensiven Fläche in 10 cm bei 2,1, dieser Wert wurde am 29. Juni 2021 gemessen. Ebenfalls ist ein höherer Wert verglichen zu den anderen gemessenen pF-Gehalten der standortüblich bewirtschafteten Fläche als auch anderen Tiefenstufen kurz nach dem 2. Schnitt der intensiven Fläche ermittelt worden.

Alle Zunahmen der pF-Werte zeigten dabei erwartungsgemäß eine Korrelation mit den Abnahmen der Bodenwassergehalte, die höchste Abnahme des Bodenwassergehaltes in beiden Vegetationsperioden 2020 und 2021 wurden wiederum Ende Juni 2021 an der intensiv bewirtschafteten Fläche in 10 cm, nach der ersten Nutzung, mit 29% gemessen. Die mittleren Bodenwassergehalte aller drei Tiefenstufen im gesamten Versuchszeitraum wurden an der standortüblich bewirtschafteten Versuchsfläche mit 34%, an der intensiv bewirtschafteten Fläche mit 35% gemessen. In der Zeit, in der die Grünlandversuchsfläche dreimal bzw. zweimal geerntet wurde (ab 12. Mai – 30. September 2021), ergaben sich Bodenwassergehalte von 35% bzw. 34%. Dies bestätigt wiederum die bei der Wasserbilanz getroffene Annahme, dass die Auswirkungen der Nutzungsintensität keine starke Auswirkungen auf die Saugspannung und den Bodenwassergehalt haben, jedoch spiegeln sich die Dynamiken der Matrixpotentiale und Bodenwassergehalte anhand einer Zunahme des pF-Wertes sowie Abnahme der Bodenwassergehaltes kurz nach den jeweilig erfolgten Nutzungen gut wieder.

Die in Abb. D - 10 dargestellte Messung, dass ein niedriger Bewuchs die Temperatur an der Bodenoberfläche und in der bodennahen Luftschicht ansteigen lässt, die Bodenverdunstung dadurch erhöht wird und der Oberboden demnach stärker austrocknet, lässt sich auch durch höhere pF-Werte an den Versuchsflächen nach erfolgter Nutzung beobachten. Jedoch lagen alle gemessenen Matrixpotentiale bzw. errechneten pF-Werte im Bereich des pflanzenverfügbaren Wassers in einem pF-Bereich von weit unter 4,2.

Aufgrund der niedrigen Saugspannungen und demnach höher gemessenen Bodenwassergehalte kann die positiv ermittelte Wasserbilanz an diesem Grünlandstandort erklärt werden. Wie sich die Nutzungsintensivierung, welche sich durch die oben beschriebenen Wasserbilanzparameter nur geringfügig von der standortüblichen Variante unterscheidet, auf den Trockenmasseertrag auswirkt, wird im zweiten Teilkapitel (D-4.2) beschrieben.

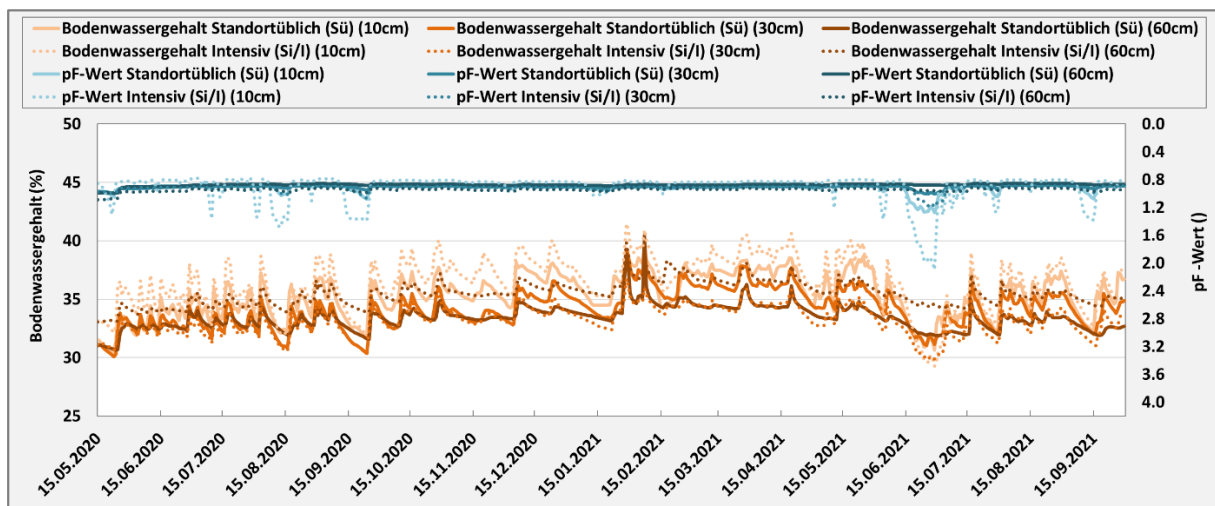


Abb. D - 12: Tägliche ermittelte pF -Werte in 10 cm, 30 cm sowie 60 cm und Bodenwassergehalt in 10 cm, 30 cm und 60 cm von 15.05.2020 – 30.09.2021 an der standortüblichen Versuchsfläche (Sü) und intensiven Versuchsfläche (Si/I; Si von 15.05.2020 – 30.09.2020 / I von 15.05.2021 – 30.09.2021).

Nährstoffkonzentrationen :

Die an der HBLFA Raumberg -Gumpenstein analysierten Nährstoffkonzentrationen des Sickerwassers, welche im Jahr 2020 vor bzw. nach der Düngung des ersten und zweiten Schnittes sowie im

Jahr 2021 wöchentlich ab Mai analysiert wurden, werden hinsichtlich der Ammonium-, Nitrit-, und Nitrat-konzentration sowie die gelöste organische Kohlenstoff- als auch Stickstoffkonzentration für beide Versuchsflächen und Bewirtschaftungssysteme (standortüblich (Sü), intensiv (Si), intensiv (I)) beschrieben. Die Schnitt- sowie Düngungstermine als auch Düngungsmenge beider Versuchsflächen, standortüblich und intensiv, mit ihren Nutzungssystemen (Sü, Si bzw. I) sind in folgender Tabelle (Tab. D - 4) dargestellt.

Tab. D - 4: Übersicht der Schnitt - und Düngungstermine sowie Düngungsmenge am standortüblich sowie intensiv bewirtschafteten Grünlandversuchsfeld Oppenberg im Versuchszeitraum 2020-2021 (*Festmist-Düngung 2021: 25. April).

Versuchsflächen im Jahr 2020 und 2021			
Standortübliche Versuchsfläche (Sü) im Jahr 2021			
	Schnitttermin	Düngungstermin	Düngungsmenge
1. Schnitt	24. Juni	29. Juni	20 m ³ /ha
2. Schnitt	19. August	24. August	20 m ³ /ha
Nachweide	ab 15. September		
Standortübliche Versuchsfläche (Sü) im Jahr 2021			
1. Schnitt	18. Juni	25. Juni	20 m ³ /ha
2. Schnitt	19. August	22. August	20 m ³ /ha
Nachweide	ab 22. September		
Intensive Versuchsfläche (I) im Jahr 2021			
1. Schnitt	8. Juni	11. Juni	10 m ³ /ha
2. Schnitt	19. Juli	25. Juli	12 m ³ /ha
3. Schnitt	2. September	keine Düngung	
Nachweide	ab 29. September		

Von allen analysierten Elementen (Natrium, Ammonium, Kalium, Calcium, Magnesium, Chlorid, Nitrit, Nitrat, Phosphat und Sulfat) wurden die höchsten Nährstoffkonzentrationen tendenziell im Nitrat, Calcium und Sulfat gemessen, wobei davon das Ammonium, Nitrit und Nitrat sowie die gelöste organische Kohlenstoff- und Stickstoffkonzentration genauer besprochen wird.

Ammonium-Konzentration:

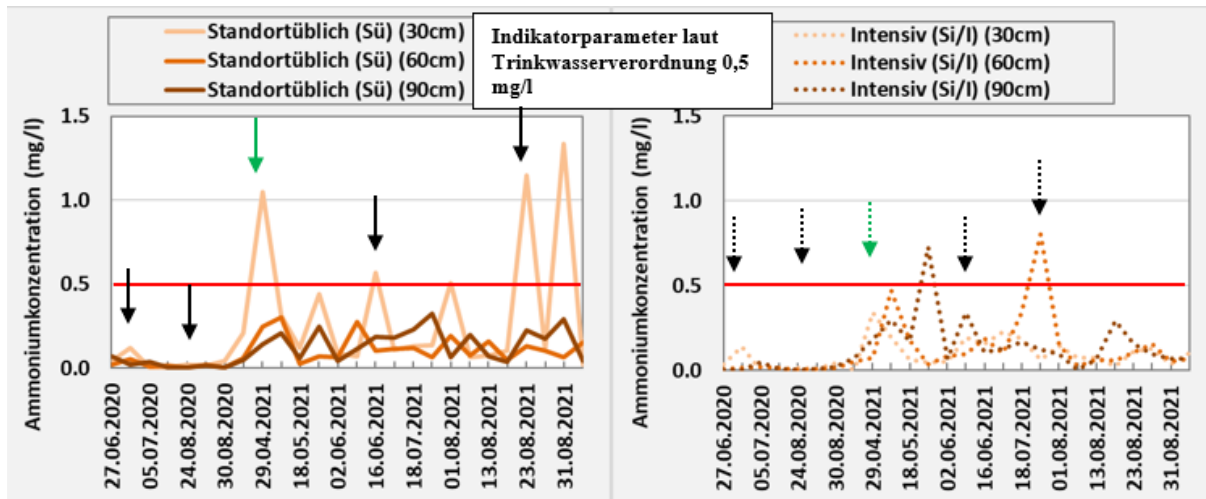


Abb. D - 13: Verlauf der Ammoniumkonzentration im Sickerwasser an der standortüblichen Versuchsfläche (Sü) sowie an der intensiven Versuchsfläche (Si) bzw. (I) über die gesamten Beprobungstermine. Die rot markierte Linie stellt den Indikatorparameter laut Trinkwasserverordnung dar, der schwarze Pfeil die erfolgte Düngung mit Rindergülle, der grüne Pfeil die erfolgte Düngung mit Festmist.

Die Ammoniumkonzentration lag im Mittel beider Versuchsflächen über alle gemessenen Tiefenstufen im Jahr 2020 bei 0,02 mg/l sowie im Jahr 2021 bei 0,18 mg/l. Demnach lagen die Werte im Bereich der nach Trinkwasserverordnung BGBl. II Nr. 304/2001 festgelegten Indikatorparameterwert Grenze von 0,5 mg/l.

Im ersten Versuchsjahr 2020 lagen die Ammoniumkonzentrationen weit unter dem festgelegtem Indikatorparameterwert von 0,5 mg/l, im zweiten Versuchsjahr lagen die Werte höher und teilweise auch über dem Parametergrenzwert (Abb. D - 13).

Dabei wurde am 29. April 2021 bei der standortüblichen Versuchsfläche (Sü) ein Wert von 1,0 mg/l gemessen, welcher den laut Trinkwasserverordnung BGBl. II Nr. 304/2001 festgelegten Indikatorparameterwert von 0,5 mg/l überschreitet. Ebenfalls zeigte sich auch in dieser Zeit in 30 cm als auch 60 cm eine Erhöhung der Konzentration. Der Grund dafür könnte die am 25. April 2021 durchgeführte Düngung mittels Festmist sein, welcher mit 0,5 g/kg Frischmasse Ammoniumstickstoff sowie 2,8 g/kg Frischmasse organischer Stickstoff analysiert wurde (demnach mehr Anteil von organisch gebundenen Stickstoff). Aufgrund der Mischung und Bindung von Kot mit Harn und Stroh lag ein nährstoffreicher Mist (insbesondere Stickstoff und Kali) vor (Buchgraber, K., Gindl, G. 2004). Am 22. sowie 23. August wurde in 30 cm, nach erfolgter Düngung des zweiten Schnittes, Werte von > 1,0 mg/l gemessen. An der intensiven Versuchsfläche (Si) wurde ebenfalls wie an der standortüblichen Versuchsfläche (Sü) nach Aufbringung des Festmistes eine höhere Konzentration verglichen zu den Werten im Jahr 2020 analysiert, jedoch liegen sie hier unter der Indikatorparametergrenze. Jedoch wurden am 26. Mai 2021 an dieser Fläche der Grenzwert mit 0,7 mg/l überschritten, hier wurde keine Düngung davor durchgeführt, jedoch kam es im Mai 2021 zu intensiven Niederschlägen mit hohen Sickerwassermengen in 90 cm Tiefe, welche der Grund für die hohe Auswaschung an diesem Tag sein könnte. Am 22. Juli, nach erfolgter Düngung des ersten Schnittes, wurde in 60 cm ein erhöhter Wert von 0,8 mg/l gemessen, danach lagen die Werte wieder unter dem Parametergrenzwert von 0,1 mg/l.

Die höheren Werte der Ammoniumkonzentration könnten auch durch das Mineralisierungspotential (welche durch hohe Temperaturen und ausreichend Bodenfeuchte bestimmt sind) und der Stickstoffnachlieferung (welche am Versuchsfeld als hoch eingestuft wurde, D-4.1.1) hervorgerufen werden.

Nitrit-Konzentration:

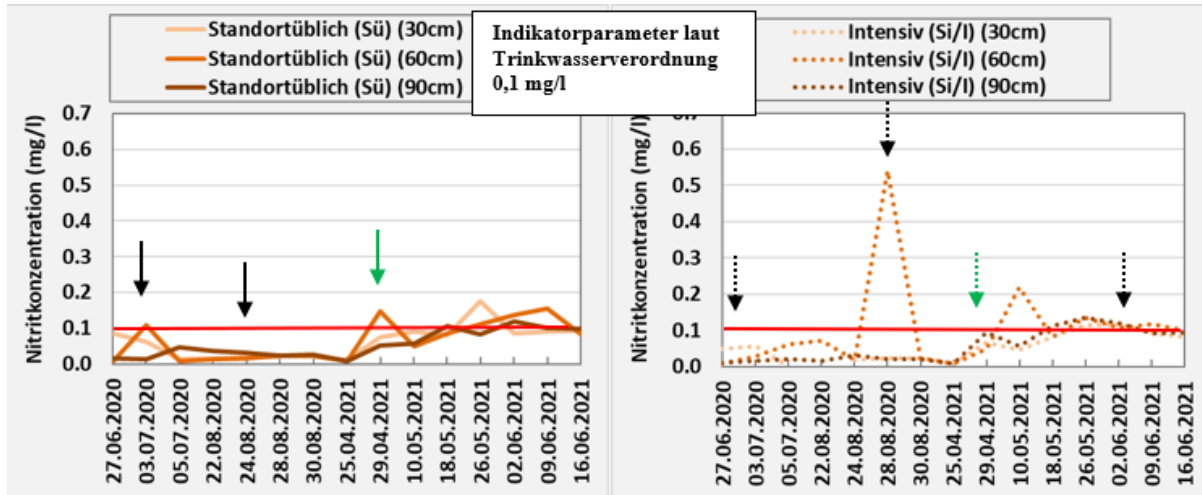


Abb. D - 14: Verlauf der Nitritkonzentration im Sickerwasser an der standortüblichen Versuchsfläche (Sü) sowie an der intensiven Versuchsfläche (Si) bzw. (I) über die gesamten Beprobungstermine. Die rot markierte Linie stellt den Indikatorparameter laut Trinkwasserverordnung dar, der schwarze Pfeil die erfolgte Düngung mit Rindergülle, der grüne Pfeil die erfolgte Düngung mit Festmist.

Die Nitritkonzentration befand sich im Mittel beider Versuchsflächen aller gemessenen Tiefenstufen im Jahr 2020 bei 0,04 mg/l sowie im Jahr 2021 bei 0,09 mg/l (Auswertungen gibt es dazu nur bis 16. Juni aufgrund unplausibler Daten ab dem Zeitpunkt). Dabei lag die durchschnittliche Nitritkonzentration unter der Grenze des Parameterwertes der Trinkwasserverordnung von 0,1 mg/l (BGBl. II Nr. 304/2001). Gleich der Ammoniumkonzentration wurden im Jahr 2021 tendenziell höhere Konzentrationen verglichen zum ersten Versuchsjahr 2020 gemessenen (Abb. D - 14). Eine Ausnahme lag in der Beobachtung am 28. August 2020 bei der intensiven Versuchsfläche (Si) vor, hier wurde vier Tage nach erfolgter Düngung eine Nitritkonzentration von $>0,5$ mg/l gemessen.

Am 29. April 2021 wurde an der standortüblichen Versuchsfläche (Sü) der Wert $>0,1$ mg/l gemessen, gleich wie bei der Ammoniumkonzentration, in 60 cm (nach Festmist-Düngung) überschritten sowie auch an weiteren Beprobungsterminen von Mitte Mai weg. Am 26. Mai wurde in 30 cm ein Wert von knapp 0,2 mg/l gemessen.

An der intensiven Versuchsfläche (Si) wurde am 29. April 2021 nach erfolgter Düngung (Festmist) ein Wert von 0,1 mg/l gemessen, die in Folge gemessenen Werte liegen an manchen Terminen über der Parameterwertgrenze, wenn auch in etwas niedrigeren Konzentrationen als jene bei der standortüblichen Versuchsfläche.

Der Grund für die teilweise überhöhten Nitritkonzentrationen könnte, gleich der Ammoniumkonzentration, an den hohen Mainiederschlägen im Jahr 2021 als auch der damit beträchtlichen Sickerwassersemege aber auch im hohen Stickstoffmineralisierungspotentials des Bodens liegen.

Nitrat-Konzentration:

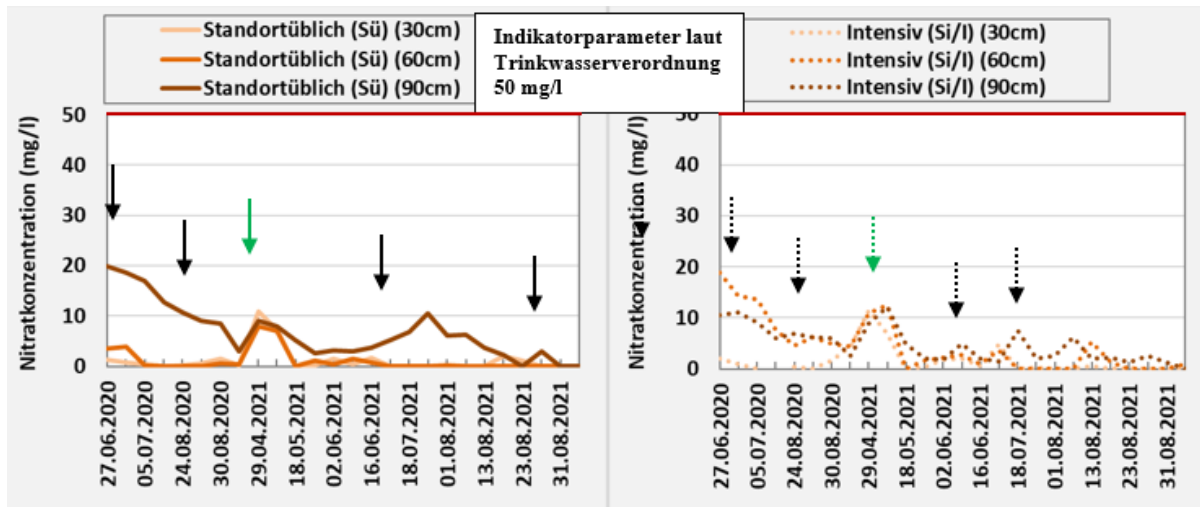


Abb. D - 15: Verlauf der Nitratkonzentration im Sickerwasser an der standortüblichen Versuchsfläche (Sü) sowie an der intensiven Versuchsfläche (Si) bzw. (I) über die gesamten Beprobungstermine. Die rot markierte Linie stellt den Indikatorparameter laut Trinkwasserverordnung dar, der schwarze Pfeil die erfolgte Düngung mit Rindergülle, der grüne Pfeil die erfolgte Düngung mit Festmist.

Die Nitratkonzentrationen lagen im Mittel beider Versuchsflächen aller gemessenen Tiefenstufen im ersten Versuchsjahr 2020 bei 5,8 mg/l sowie im zweiten Versuchsjahr 2021 bei 2,4 mg/l und demnach weit unter dem laut Trinkwasserverordnung festgelegten Indikatorparameterwert von 50 mg/l (BGBl. II Nr. 304/2001) (Abb. D - 15). Demnach wurde an der Versuchsfläche keine Überdüngung bzw. kein falscher Düngezeitpunkt gewählt, welche die Ursachen für eine erhöhte Nitratkonzentration darstellen könnten.

Anders wie bei den vorhin beschriebenen Ammonium- und Nitritkonzentrationen waren im ersten Versuchsjahr 2020 in der Vegetationsperiode höhere Nitratkonzentrationen verglichen zu denen im Frühjahr 2021 gemessen worden. Der Grund dafür kann einerseits am Umbruch der Grünlandfläche für den Einbau der Versuchsflächen im April 2020 und einer demnach etwas verspätete Vegetationsentwicklung sowie einer damit einhergehenden hohen Sickerwassermenge liegen (speziell in 90 cm). Andererseits spiegeln die erhöhten Nitratkonzentrationen auch die Düngungszeitpunkte in Peaks wider, wobei, abgesehen vom Beginn der Messreihe, die höchste Nitratkonzentration bei Festmistdüngung im Frühjahr 2021 vorlag. Dabei wurde an der standortüblichen als auch intensiven Versuchsfläche (Si) ein Peak (>10 mg/l) gleich wie bei den anderen vorhin beschriebenen Konzentrationen am 29. April 2021 (nach Festmist-Düngung) gemessen.

Ein weiterer etwas erhöhter Peak wurde an beiden Versuchsflächen am 22. Juli 2021 gemessen. In dieser Zeit kam es zu einem heftigen Gewitter, möglicherweise könnten die Peaks hier die Ursache für die erhöhten Nitratkonzentrationen an beiden Flächen sein.

Aufgrund der nicht erhöhten Nitratausträge mit dem Sickerwasser kann geschlossen werden, dass keine zu hohen Düngegaben, welche die Pflanzen nicht mehr aufnehmen könnten, vollzogen wurden. Langjähriges Grünland entwickelt sich demnach durch einen Auf- und Abbau von organischem Material (Stickstoff organisch gebunden ist langsam wirksam bzw. langanhaltend, Stickstoff mineralisch gebunden ist schnell wirksam,) zu einem weitgehend stabilen System (Pötsch et al. 2004).

Gelöste organische Kohlenstoffkonzentration:

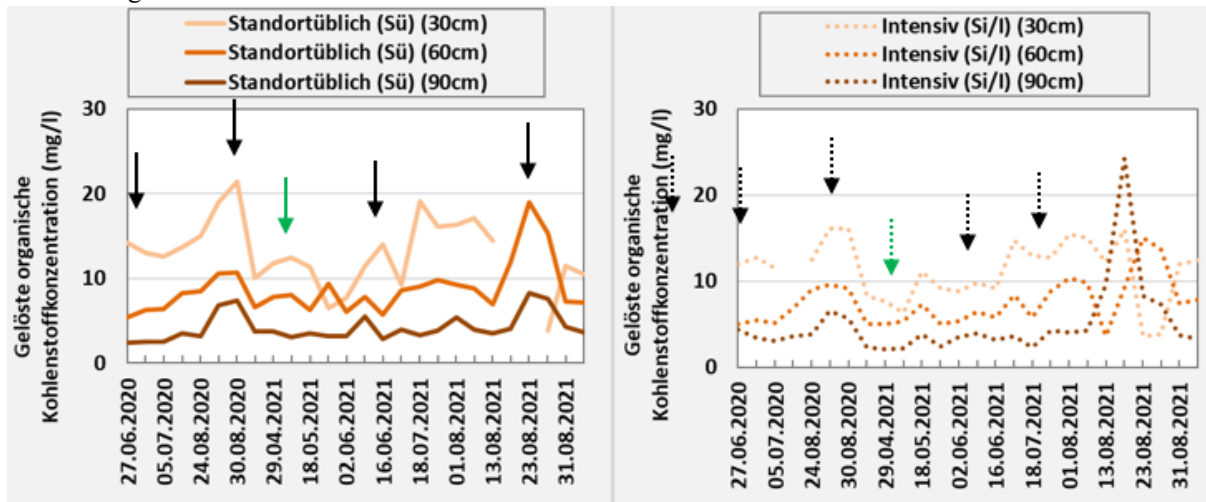


Abb. D - 16: Verlauf der gelösten organischen Kohlenstoffauswaschung im Sickerwasser an der standortüblichen Versuchsfläche (Sü) sowie an der intensiven Versuchsfläche (Si) bzw. (I) über die gesamten Beprobungstermine. Der schwarze Pfeil stellt die erfolgte Düngung mit Rindergülle, der grüne Pfeil die erfolgte Düngung mit Festmist dar.

Die gelösten organischen Kohlenstoffkonzentrationen, welche zwar im Hinblick auf die Eintragsmengen, Umsatzmengen sowie Austragsmengen nur einen geringen Teil des Kohlenstoffkreislaufes im Grünland, jedoch den austragungsgefährdenden Pool darstellen, lagen im Mittel beider Versuchsflächen aller gemessenen Tiefenstufen im Jahr 2020 bei 8,8 mg/l sowie im Jahr 2021 bei 8,1 mg/l (Abb. D - 16). Herndl et al. 2019 lieferte DC- Austräge unter Grünland über die Vegetationszeit von 10,8 mg/l welche vergleichsweise mit den hier gemessenen Konzentrationen gut übereinstimmen. Dabei zeigten die in 30 cm gemessenen Sickerwässer die höchsten Konzentrationen, gefolgt von 60 cm und 90 cm tiefen Sickerwässerproben. Die höchste Konzentration wurde am standortüblichen Versuchsfeld mit >20 mg/l in 30 cm am 30. August 2020 gemessen, nach erfolgter Rindergülle-Düngung des zweiten Schnittes analysiert. Ebenfalls zeigte in 30 cm Tiefe das intensiv beprobte Versuchsfeld hier einen hohen Peak von 16 mg/l. Ein weiterer hoher Peak wurde am 22. August sowie 23. August an beiden Versuchsflächen, speziell in 60 cm (Sü) und 90 cm (I) gemessen. Prinzipiell liegen die gelösten organischen Kohlenstoffkonzentrationen nach Rindergülle-Düngung in höheren Konzentrationen vor als nach Festmist-Düngung. Der Grund hier könnte im hohen Anteil organisch gebundenen Stickstoff verglichen zum Ammoniumstickstoff sowie möglicherweise weniger Anteile von Kohlenstoff im Festmist liegen (Buchgraber, K., Gindl, G. 2004)

Gelöste organische Stickstoffkonzentration:

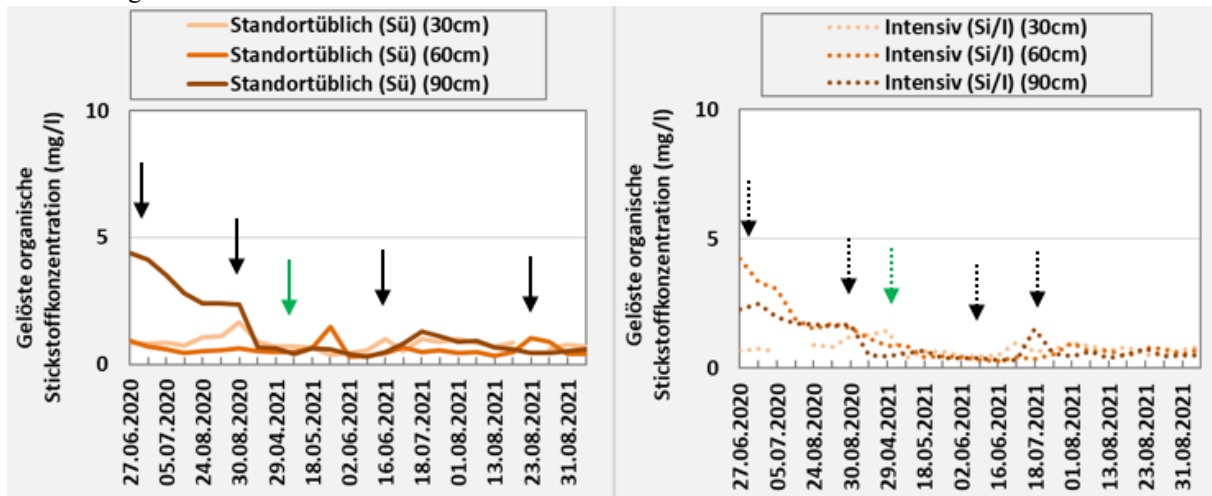


Abb. D - 17: Verlauf der gelösten organischen Stickstoffauswaschung im Sickerwasser an der standortüblichen Versuchsfläche (Sü) sowie an der intensiven Versuchsfläche (Si) bzw. (I) über die gesamten Beprobungstermine. Der schwarze Pfeil stellt die erfolgte Düngung mit Rindergülle, der grüne Pfeil die erfolgte Düngung mit Festmist dar.

Die gelösten anorganischen Stickstoffkonzentrationen laufen in derselben Dynamik wie die Nitratkonzentrationen mit höheren Konzentrationen im Umbruchsjahr in der Vegetationsperiode 2020 (im Mittel aller gemessenen Tiefenstufen bei 1,7 mg/l) verglichen zum zweiten Versuchsjahr 2021 (im Mittel aller gemessenen Tiefenstufen bei 0,7 mg/l). Hier wurden gleich wie bei der Nitratkonzentration in 90 cm Tiefe die höchsten Konzentrationen an beiden Versuchsflächen gemessen (Abb. D - 17). Im Mittel beider Versuchsjahre liegen die DN-Konzentrationen bei 1,2 mg/l und entsprechen mittleren DN-Konzentrationen im Grünland. Fu et al. 2017 fand eine mittlere jährliche DN-Konzentration im Sickerwasser je nach Management und Klima von 0,04 – 1,4 mg/l. Dijkstra et al. 2007 fand unter künstlich angelegtem Grünland in der Vegetationsperiode eine DN-Konzentration von 0,57 mg/l. Die höchsten Konzentrationen an beiden Versuchsflächen wurden in 90 cm unmittelbar zu Beginn der Messreihe am 27. Juni 2020 inmitten der Vegetationsperiode (und 2 Monate nach erfolgtem Einbau der Versuchsfläche) analysiert. Im darauffolgenden Jahr 2021 lagen die Werte vor allem in 90 cm in ähnlichen Konzentrationen vor wie im Oberboden.

Zusammenfassend lässt sich bestätigen, dass die Düngungshäufigkeit als auch Düngungsintensität (hier bei verdünnter Rindergülle) wenig Einfluss auf die Sickerwässer aufweisen. Hauptsächlich lässt sich jedoch bestätigen, dass die unterschiedlich behandelten Versuchsflächen (standortüblich und intensiv) im Jahr 2021 aufgrund stark verdünnter Güllezusammensetzung wenig Einfluss auf die Nährstoffkonzentrationen haben. Die Konzentrationen schlugen sich im Wesentlichen auf die veränderten Sickerwassermengen nieder. Auch Langzeituntersuchungen zu Sickerwasser- und Stoffaustrag in Abhängigkeit von der Nutzung und Düngung zeigten, dass die Menge an Dünger keinen nachweisbaren Effekt auf die Größe des Sickerwassertrends haben, wenn jedoch höchstens nur indirekte durch z.B.: Ernteerträge. Gegensätzlich dazu wurde herausgefunden, dass die Beregnung eine große Auswirkung auf die Größe und Ausrichtung des jeweiligen Trends vermuten lässt (Köhn et al. 2019).

Einen Einfluss der Nährstoffkonzentrationen im Sickerwasser wurde jedoch im Umbruchsjahr 2020 festgestellt und deckt sich mit der weitgehenden Meinung, dass Umbruchsphasen eine kritische Phase in der Nährstoffkonzentration- und in weiterer Folge Auswaschung darstellen (Spiess et al. 2015).

Nährstoffauswaschungen:

Die aus Formel 6 und 7 berechneten anorganischen Stickstoffauswaschungen, welche sich aus der Ammonium-, Nitrit- und Nitratfracht zusammensetzt, sowie die gelösten Kohlenstoffauswaschungen beider Bewirtschaftungsvarianten werden für jeden Beprobungstermin als auch anschließend in Jahressummen (für die Berechnung der Stickstoffflächenbilanz) dargestellt.

Anorganische Stickstoffauswaschung:

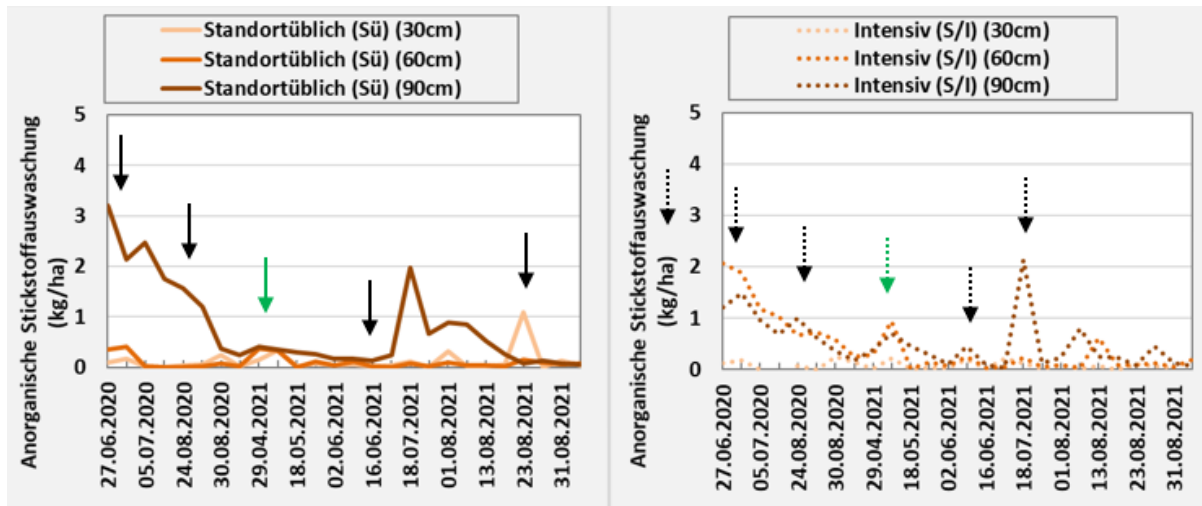


Abb. D - 18: Verlauf der anorganischen Stickstoffauswaschung an der standortüblichen Versuchsfäche (Sü) sowie an der intensiven Versuchsfäche (Si) bzw. (I) über die gesamten Beprobungstermine. Der schwarze Pfeil stellt die erfolgte Düngung mit Rindergülle, der grüne Pfeil die erfolgte Düngung mit Festmist dar.

Die anorganische Stickstoffauswaschung, welche sich aus der Ammonium-, Nitrit- und Nitratkonzentration zusammensetzt, wird zum größten Teil vom Nitrataustrag bestimmt und daher folgend der ähnlichen Dynamik der Nitratkonzentrationen (und auch gelöste organische Stickstoffkonzentration). Im Mittel lag die anorganische Stickstoffauswaschung an beiden Versuchsfächen über alle gemessenen Tiefenstufen im Jahr 2020 bei 0,7 kg/ha und im Jahr 2021 bei 0,2 kg/ha. Dabei wurden wiederum gleich der Nitratkonzentration die höheren Frachten im ersten Versuchsjahr 2020 inmitten der Vegetationsperiode gemessen, hier wurden anfangs anorganische Stickstofffrachten von bis zu 3 kg/ha (90 cm Tiefe) ermittelt (Abb. D - 18). Der Grund für die hohe Stickstoffauswaschung mit dem Sickerwasser könnte in der hohen Mineralisierung nach dem Umbruch im April 2020 und der damit geringen Vegetationsentwicklung mit einem geringen pflanzlichen Stickstoffentzug als auch durch die Düngung nach erfolgten Nutzungen erklärt werden. Durch die hohe Mineralisierung wurden höhere Mengen ausgewaschen als durch die Düngung zugeführt, demnach ist ein Umbruch von Flächen die kritische Phase für die Auswaschungsraten. Aufgrund der zugeführten Düngung im ersten Versuchsjahr 2020 lagen die Auswaschungen in 30 cm und 60 cm aber dennoch für ein Umbruchsjahr auf einem recht niedrigen Niveau (standortübliche Versuchsfäche in Summe bei 0,6 kg/ha (30 cm), 0,9 kg/ha (60 cm). Einzig in 90 cm Tiefe wurde am standortüblichen Versuchsfeld eine Auswaschung von 12,7 kg/ha berechnet. Das Umbruchsjahr 2020 zeigte an der intensiven Versuchsfäche (Si) eine Auswaschung in Summe von 0,6 kg/ha (30 cm), 8,1 kg/ha (60 cm) und 6,3 kg/ha (90 cm). Bohner et al. 2007 hat am Standort Gumpenstein (ca. 30 km nordwestlich von Oppenberg entfernt auf 690 m.ü.A.) anorganische Stickstoffausträge zwischen 1,4 bis 3,4 kg/ha analysiert.

In Summe lagen die analysierten Jahresfrachten an der standortüblichen Versuchsfäche (Sü) im Jahr 2021 bei 2,5 kg/ha (30 cm), 1,6 kg/ha (60 cm) und 7,7 kg/ha (90 cm), die Frachten der Versuchsfäche intensiv (I) bei 1,4 kg/ha (30 cm), 3,6 kg/ha (60 cm) und 7,3 kg/ha (90 cm). Die dabei berechneten anorganischen Stickstofffrachten beider Versuchsfächen liegen demnach im Bereich der von Bohner et al. 2007 beschriebenen Frachten am Standort Gumpenstein.

Gelöste Kohlenstoffauswaschung:

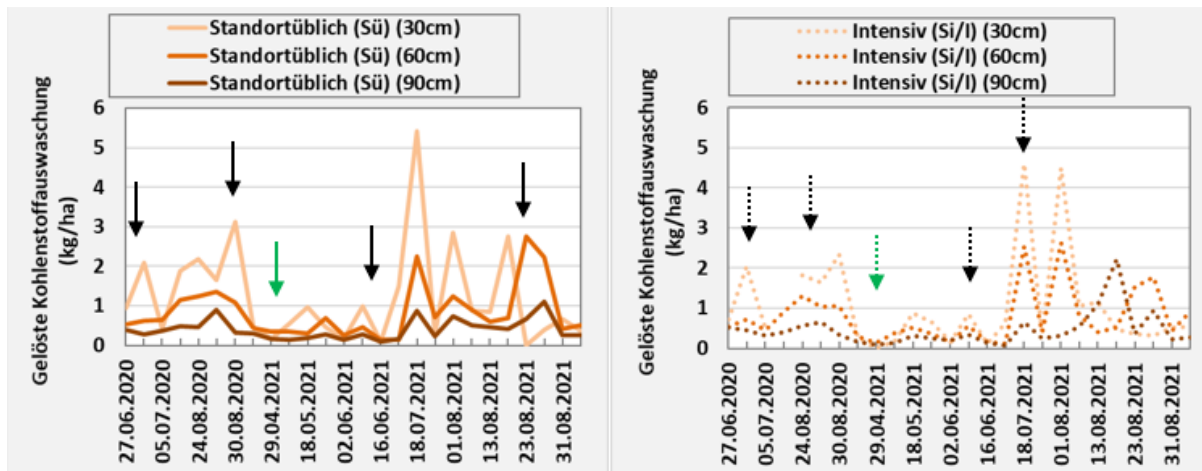


Abb. D - 19: Verlauf der gelösten Kohlenstoffauswaschung an der standortüblichen Versuchsfäche (Sü) sowie an der intensiven Versuchsfäche (Si) bzw. (I) über die gesamten Beprobungstermine. Der schwarze Pfeil stellt die erfolgte Düngung mit Rindergülle, der grüne Pfeil die erfolgte Düngung mit Festmist dar.

Die gelösten Kohlenstoffauswaschungen wurden für beide Jahre mit höchsten Auswaschungen in 30 cm Tiefe gemessen, die geringsten in 90 cm Tiefe. Dabei wurden im Jahr 2020 im Mittel aller gemessenen Tiefenstufen gelöste Kohlenstoffauswaschungen von 1,0 kg/ha, im Jahr 2021 Auswaschungen von 0,7 kg/ha ermittelt (Abb. D - 19). Diese Auswaschungswerte stimmen weitgehend gut (wenn auch hier mit etwas geringeren Auswaschungsraten) überein mit anderen durchschnittlichen DC-Auswaschungen aus dem Unterboden für Grünland mit 2,6 kg/ha bzw. 5,3 kg/ha nach Kindler et al. 2011 bzw. mit DC -Frachten in der Vegetationsperiode von 3,2 kg/ha im inneralpinen Dauergrünland (Herndl et al. 2019).

Die Festmist-Düngung nahm keinen wesentlichen Einfluss auf die gelösten organischen Kohlenstoffauswaschungen, die Konzentrationen lagen im Mai auf einem niedrigen Niveau. Die standortübliche Versuchsfäche (Sü) zeigte im Umbruchsjahr 2020 in Summe gelöste Kohlenstoffauswaschungen von 12,3 kg/ha (30 cm), 6,7 kg/ha (60 cm) und 3,2 kg/ha (90 cm), die Versuchsfäche intensiv (Si) von 9,0 kg/ha (30 cm) 6,0 kg/ha (60 cm) und 3,2 kg/ha (90 cm).

Im Frühjahr 2021 wies die standortübliche Versuchsfäche (Sü) schon weitaus niedrigere Auswaschungen auf, ab Juni nach erfolgten Düngungen spiegeln die Werte wiederum erhöhte Auswaschungen wieder. In Summe lagen die Jahresfrachten im Jahr 2021 an der standortüblichen Versuchsfäche (Sü) bei 19,8 kg/ha (30 cm), 15,4 kg/ha (60 cm) und 7,3 kg/ha (90 cm), an der intensivierten Versuchsfäche (I) bei 17,6 kg/ha (30 cm) 14,6 kg/ha (60 cm) und 8,6 kg/ha (90 cm).

Prinzipiell liegt an der Versuchsfäche ein sehr hoher Humusgehalt von 9,0% vor, diese hohen Humusgehalte werden durch die am Betrieb geringe Bodenbearbeitung hervorgerufen. Spiegel et al. 2014 zeigt eine Abnahme der organischen Kohlenstoffgehalte mit intensiver Bodenbearbeitung bzw. auch mit Abfahren von Ernterückständen auf. Ebenfalls hängt eine minimierte Bodenbearbeitung und Einarbeitung von Ernterückständen auch mit einem Anstieg der Stickstoffgehalte und der mikrobiellen Aktivität im Boden ab. In welchem Ausmaß sich nun im Zuge einer Intensivierung der beobachteten Grünlandversuche die Kohlenstoff- als auch Stickstoffauswaschungen durch vermehrte Bodenbearbeitung ändern werden, wird versucht in den nächsten Jahren weiter zu analysieren. Für die Beobachtung dieser Vorgänge und für das Entgegenwirken von unkontrolliertem Nährstoff -Austrägen können regelmäßige Bodenanalysen helfen (Spiegel et al. 2014). welche auch in den Folgejahren angestrebt werden weiters durchzuführen.

Anhand der Ergebnisse der Auswaschungsraten eines Jahres mit unterschiedlichen Düngungszeitpunkten lässt sich, ebenfalls wie bei den vorhin beschriebenen Nährstoffkonzentrationen (noch) kein ersichtlicher negativer Trend zwischen den beiden Bewirtschaftungsformen, standortüblich und intensiv, und demnach keine Tendenz zu höheren/geringeren Kohlenstoff-/Stickstoffauswaschungen erkennen. Die Frachten wurden zum größten Teil aufgrund der Sickerwassermengen ausgewaschen bzw. auch durch Umbruch des Grünlandes im Frühjahr 2020, welches sich durch höhere anorganische Stickstoffauswaschungen zeigen lässt. Jedoch lässt sich bei beiden berechneten Frachten eine Tendenz zu höheren Auswaschungsraten speziell nach den jeweiligen erfolgten Nutzungen erkennen. Inwieweit die unterschiedliche Bewirtschaftung mit einer stärkeren Güllezusammensetzung in den kommenden Jahren einen Einfluss auf die Auswaschungsverluste und demnach Nährstoffentzügen der Böden hat und wie sich diese Auswaschungsverluste auf die Nährstoffflächenbilanz auswirken, soll in den kommenden Jahren versucht werden weiter zu analysieren.

D-4.2 Pflanzenbauliche Erhebungen

D-4.2.1 Übersicht der Bewirtschaftungen

In der Vegetationsperiode 2020 wurde am gesamten Biobetrieb (inklusive der standortüblichen Versuchsfläche (Sü) und intensiven Versuchsfläche (Si) eine dort standortübliche (eher extensive Nutzung) mit 2 Schnitten pro Jahr vollzogen. In der Vegetationsperiode 2021 wurde zusätzlich eine intensivere Nutzung (I) mit 3 Schnitten pro Jahr durchgeführt (Tab. D - 4).

Die Zeitfenster der möglichen Nutzungsmöglichkeiten waren in der Vegetationsperiode 2020 aufgrund der häufig auftretenden Niederschläge (D-4.1.2) recht kurz. Die erste Nutzung des Grünlandeschlages an dem die Versuchsfläche eingebaut wurde, erfolgte am 24. Juni. Die Grünfütterproduktion wurde hier mit Silage erreicht. Die zweite Nutzung ermöglichte aufgrund der etwas längeren stabilen Wetterphasen eine Konservierung mit Heu, der Schnittermin der Grummet Ernte erfolgte zwischen 19. August bis 21. August (Abb. D - 20). Die im Anschluss erfolgte Nachweide des beobachteten Grünlandfeldes konnte mit ausreichender Biomasse bis weit in den Spätherbst erfolgen (Tab. D - 4). Die Vegetationsperiode 2021 war durch länger anhaltende Schönwetterperioden gekennzeichnet, jedoch fielen die Niederschläge in Summe in der ähnlichen Menge (wenn auch etwas geringer) wie im Jahr 2020. Die Nutzungsmöglichkeiten waren 2021 leichter zu bestimmen als jene im Vorjahr 2020. Am Betrieb entschied man sich für die standortübliche Nutzung des Grünlandeschlages auf dem die Versuchsfläche eingebaut wurde, für den 18. Juni inmitten einer langen Hochdruckwetterlage (Konservierung teils mit Heu) als auch für den 19. August (Konservierung mit Silage). Aufgrund der warmen Temperaturen und der ausreichenden Niederschläge und Bodenfeuchte (D-4.1.2, D-4.1.3) stand einer ertragreichen Nachweide im September, bei stabilen Spätsommerwetter, nichts im Wege. Die Nutzungen im Jahr 2021 der intensiven Versuchsfläche (I) erfolgten zeitversetzt zu jenen der standortüblichen Versuchsfläche am 8. Juni, 19. Juli sowie 2. September (Abb. D - 20). Nach jeder erfolgten Nutzung wurde bei leichtfallenden Niederschlägen die Fläche mit Rindergülle gedüngt, einzig nach dem 3. Schnitt der intensiven Versuchsfläche konnte aufgrund der langanhaltenden Schönwetterperiode im September sowie keiner mehr vorhandenen lagernden Gülle aufgrund permanenter Weidehaltung in der gesamten Vegetationsperiode keine Düngung erfolgen (Tab. D - 4).

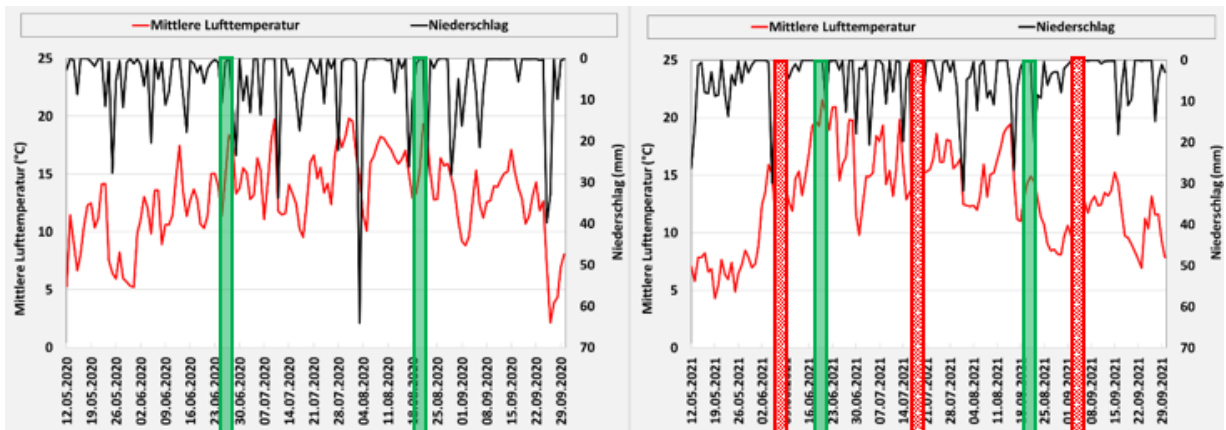


Abb. D - 20: Täglicher Niederschlag sowie mittlere Lufttemperaturen mit den durchgeführten Nutzungen am Grünlandstandort Oppenberg in der Vegetationsperiode 2020 (A) und Vegetationsperiode 2021 (B). Die grünen Balken kennzeichnen dabei den ersten und zweiten Schnitt an der standortüblichen Versuchsfläche (Sü). Die rot gepunkteten Balken kennzeichnen dabei den ersten, zweiten Schnitt und dritten Schnitt an der intensiven Versuchsfläche (I).

D-4.2.2 Bonitierung und Vegetationsentwicklung

Bonitierung:

Die am 8. Juni erfolgte Bonitierung der standortüblichen (Sü) als auch im Jahr 2021 intensiv genutzter Versuchsfläche (I) wurde an einem trockenen warmen Sommertag durchgeführt (Abb. D - 21).



Abb. D - 21: Die Vegetation der Versuchsfläche als auch des umliegenden Grünlandschlages am Standort Oppenberg am Tag der Bonitierung und unmittelbar vor der ersten Nutzung der 3 Schnittversuchsfläche (8. Juni 2021).

Die standortübliche Versuchsfläche (Sü) wies eine projektive Deckung von 95% auf. Die Gräser bildeten dabei einen Anteil von 50%, Kräuter von 35% und Leguminosen von 15% ab. Die Hauptbestandsbildner an dieser Fläche wurden, gleich der intensiv ermittelten Fläche (Si), mit *Trisetum flavescens* sowie *Ranunculus repens* bestimmt. Als weitere Hauptbestandsbildner wurden die Arten *Achillea millefolium* und *Alchemilla monticola*, gefolgt von *Poa trivialis*, *Ranunculus acris*, *Taraxacum officinale* und *Trifolium repens* verzeichnet. Weitere dominante Arten an dieser Fläche wurden mit den Arten *Rumex acetosa* sowie *Agrostis capillaris*, *Cerastium holosteoides*, *Festuca rubra*, *Leontodon autumnalis*, *Poa supina*, *Trifolium pratense* und *Veronica chamaedrys*, gefolgt von *Aegopodium podagraria*, *Bromus hordeaceus*, *Dactylis glomerata*, *Phleum pratense* sowie *Veronica serpyllifolia* verzeichnet. Eine Minderheit stellen auch die Arten *Deschampsia cespitosa*, *Elymus repens*, *Festuca pratensis*, *Hypericum maculatum*, *Lolium perenne*, *Plantago lanceolata*, *Rhinanthus minor* sowie *Veronica arvensis* dar.

Die Deckungsgradschätzung des intensiven Versuchsfeldes (I) ergab eine Gesamtbedeckung von 90%, die Artengruppenverteilung der Gräser, Kräuter und Leguminosen wurden mit 45%, 40% sowie 15% bestimmt. Die Hauptbestandbildner der intensiven Versuchsfläche sind mit *Trisetum flavescens* sowie *Ranunculus repens*, gefolgt von *Alchemilla monticola*, *Dactylis glomerata*, *Rumex acetosa* sowie *Achillea millefolium*, *Ranunculus acris*, *Taraxacum officinale* und *Trifolium repens* bestimmt worden. Weitere an dieser Fläche bonitierten Arten wurden mit *Bromus hordeaceus*, *Cerastium holosteoides*, *Poa supina*, *Poa trivialis*, *Veronica serpyllifolia* sowie *Agrostis capillaris*, *Festuca pratensis*, *Festuca rubra*, *Lolium perenne*, *Plantago lanceolata* und *Veronica arvensis* ermittelt. Ebenso wurde *Aegopodium podagraria*, *Anthoxanthum odoratum*, *Bellis perennis*, *Leontodon hispidus*, *Poa pratensis*, *Rhinanthus minor*, *Rumex obtusifolius*, *Trifolium pratense* sowie *Veronica chamaedrys* auf der intensiven Versuchsfläche verzeichnet.

Zusammenfassend liegen an der Versuchsfläche Sü und I in etwa gleich viele Gräser und Leguminosen vor. Jedoch wurden mehr Kräuter bei der intensiven Versuchsfläche, die zukünftig eine dreimalige Nutzung erfährt, bonitiert (89 Kräuter (Versuchsfläche I) zu 75 Kräuter (Versuchsfläche S)) (Tab. D - 5).

Tab. D - 5: Pflanzenbestandsaufnahme (Flächenprozent) der Versuchsfläche standortüblich (Sü) und Versuchsfläche intensiv (I) am 8. Juni 2021 .

Nutzung	Standortüblich (Sü) 2-Schnitt	Intensiv (I) 3-Schnitt
Jahr	2021	2021
Datum	8. Juni	8. Juni
Projektive Deckung (%)	95	90
Offener Boden (%)	5	10
Gräser (%)	50	45
Leguminosen (%)	15	15
Kräuter (%)	35	40
<i>Agrostis capillaris</i>	2	2
<i>Anthoxanthum odoratum</i>		1
<i>Bromus hordeaceus</i>	3	3
<i>Dactylis glomerata</i>	3	9
<i>Deschampsia cespitosa</i>	1	
<i>Elymus repens</i>	1	
<i>Festuca pratensis</i>		2
<i>Festuca rubra</i>	2	2
<i>Lolium perenne</i>		2
<i>Phleum pratense</i>	3	3
<i>Poa pratensis</i>	1	+
<i>Poa supina</i>	2	3
<i>Poa trivialis</i>	16	3
<i>Trisetum flavescens</i>	22	22
Σ Gräser	51	48
<i>Trifolium pratense</i>	2	1
<i>Trifolium repens</i>	16	16
Σ Leguminosen	17	16
<i>Alchemilla monticola</i>	9	9
<i>Achillea millefolium</i>	9	16
<i>Aegopodium podagraria</i>	3	

<i>Bellis perennis</i>		1
<i>Cerastium holosteoides</i>	2	3
<i>Hypericum maculatum</i>		1
<i>Leontodon autumnalis</i>	2	3
<i>Leontodon hispidus</i>		1
<i>Plantago lanceolata</i>		2
<i>Ranunculus acris</i>	16	16
<i>Ranunculus repens</i>	22	22
<i>Rhinanthus minor</i>	1	1
<i>Rumex acetosa</i>	5	9
<i>Rumex obtusifolius</i>		1
<i>Taraxacum officinale agg.</i>	16	16
<i>Veronica arvensis</i>	1	2
<i>Veronica chamaedrys</i>	2	
<i>Veronica serpyllifolia</i>	3	3
Σ Kräuter	75	89
Gesamtdeckung	143	153
Artenanzahl	23	26

Das am Grünlandbetrieb vorkommende Leitgras *Trisetum flavescens* (Goldhafer) (Abb. D - 22) lässt sich dabei an seiner langen Rispe (bis 15 cm) mit 5-8 Seitenästen, welche zur Blüte weit geöffnet ist, erkennen. Es wird als ausdauerndes, horstbildendes Gras mit einer zeitigen Frühjahrsentwicklung und einer Wuchshöhe von 50 – 80 cm beschrieben. Der Goldhafer zeigt sich durch sein goldgelbes Bestandsbild mit einer Blütezeit von Ende Mai bis September bei einer ständigen Neubildung von Halmtrieben mit Blüt enständen. Das Hauptvorkommen des Goldhafers sind die Mittelgebirgs - und Höhenlagen (wie an diesem beobachteten Grünlandstandort), welche besonders nährstoffreich sind. Auf diesen Standorten sind mittlere Erträge von gutem Futterwert zu erwarten (Deutsche Saatveredlung AG 2004). Der Goldhafer kann in einigen Regionen Österreichs bei hohen Bestandsanteilen, insbesondere bei Nutzungen vor dem Rispenschieben, eine kalzinogene Wirkung zeigen (Buchgraber, K., Gindl, G. 2004).

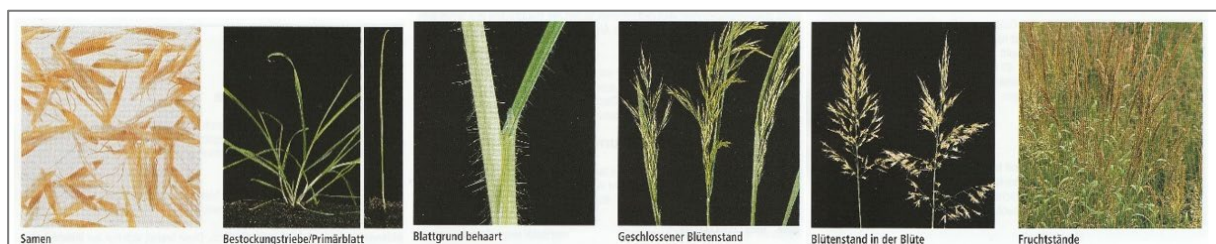


Abb. D - 22: Samen, Bestockungstriebe, Blattgrund, Geschlossener Blütenstand, Blütenstand in der Blüte und Fruchtstände des Goldhafers (*Trisetum flavescens*) (Deutsche Saatveredlung AG 2004).

Vegetationsentwicklung :

Die Vegetationsentwicklungen auf beiden Versuchsfeldern, standortüblich (Sü) und intensiv (I), wurden ab April 2021 und speziell kurz vor und an den jeweiligen Nutzungsterminen dokumentiert. Anfang April wurde am Grünlandschlag, auf welchem auch die Versuchsfläche eingebaut wurde, das erste Aufkommen der Krokusse verzeichnet und Ende April konnte die visuelle Vegetationsbeginn bestimmt werden. Die wöchentlich bestimmten Wuchshöhen wiesen an der standortüblichen Versuchsfläche (Sü) die höchsten Wuchshöhen kurz vor der zweiten Nutzung mit 80 cm auf. Die intensive Versuchsfläche (I) erreichte ihr Maximum kurz vor der zweiten sowie dritten Nutzung, Ende Juli

und Anfang September mit 70 cm. Aufgrund der früheren ersten Mahd der intensiven Versuchsfläche (I) konnte dieses Versuchsfeld jedoch aufgrund der feuchten Bodenverhältnisse nach jeder Nutzung einen guten Wiederauftrieb erlangen. Ende September, kurz vor der Nachweide, wurden fast idente Wuchshöhen zu jener standortüblichen Versuchsfläche (Sü) gemessen (Abb. D - 23). Wie sich die häufigere Nutzung weiters auf die Trockenmasseerträge, Futtergehalte, Nährstoffgehalte und Nährstoffflächenbilanz auswirkte, wird im folgenden Kapitel D-4.2.3, D-4.2.4, D-4.2.5 erläutert.

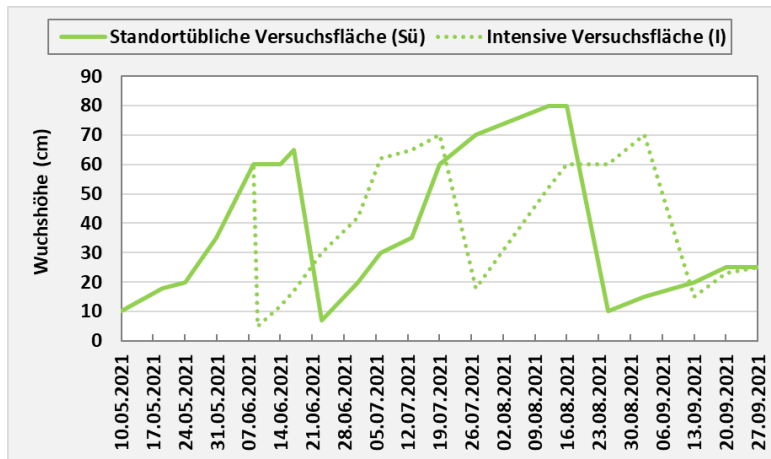


Abb. D - 23: Wöchentliche Wuchshöhen der standortüblichen Versuchsfläche (Sü) und intensiven Versuchsfläche (I) von 10.05. – 27.09.2021 anhand manueller Bestimmung mittels Zollstab.

Die folgende Abbildungsreihe (Abb. D - 24) zeigt die Unterschiede beider Versuchsflächen, standortüblich (Sü) und intensiv (I), nach den jeweiligen erfolgten Nutzungen sowie die verfügbare Nachweide Ende September an beiden Versuchsflächen. Speziell bei der ersten sowie zweiten Nutzung ließ sich gut das schnelle Pflanzenwachstum an der Versuchsfläche (I) verglichen zur unmittelbar gemähten Versuchsfläche (Sü) erkennen. Bei der dritten Nutzung waren die Unterschiede beider Flächen, aufgrund der schon kühleren Witterungsbedingungen und demnach nicht mehr starken Wiederauftrieb der Versuchsfläche Sü, visuell weniger deutlich. Die Anfang September gemähte Versuchsfläche I konnte verglichen zur Versuchsfläche Sü aufgrund des im September herrschenden Spätsommerwetters mit in der Früh ausreichender Taubildung noch einiges an Wachstum aufholen, die an dieser Fläche (I) gemessenen höheren Sickerwassermengen bestätigen diese Beobachtung. Ende September verzeichneten beide Versuchsflächen eine ähnliche Vegetationsentwicklung (Wuchshöhe) für die im Herbst stattfindende Nachweide, wenn auch die analysierten Trockenmasseerträge dennoch größere Unterschiede zeigten (D-4.2.3).

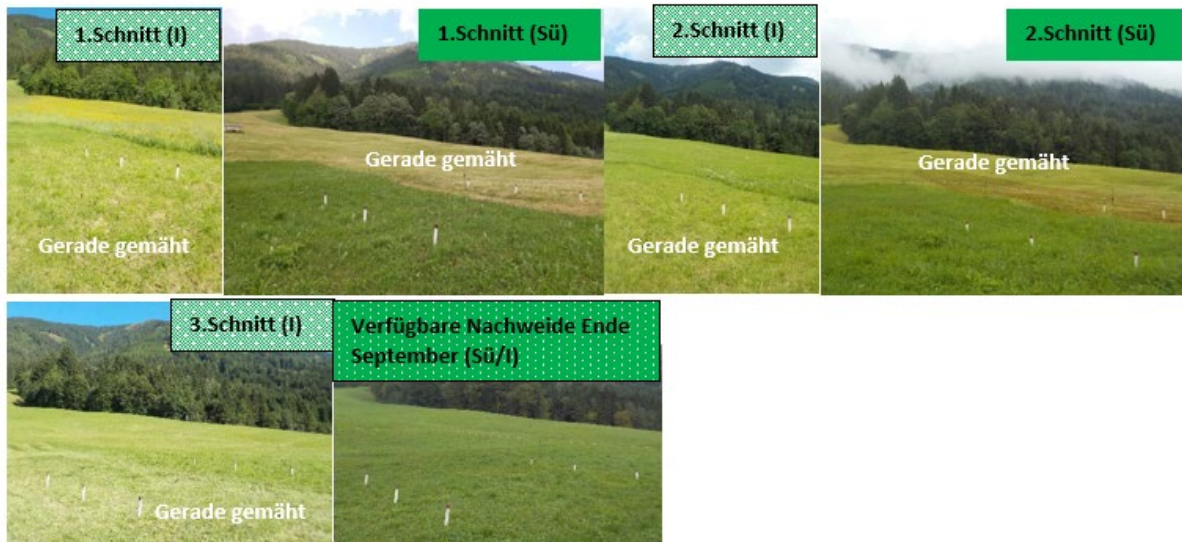


Abb. D - 24: Erfolgte Nutzungen der standortüblichen Versuchsfläche (Sü) und intensiven Versuchsfläche (I) sowie die verfügbare Nachweide Ende September für beide Versuchsflächen (Sü und I).

Am Tag vor jeder erfolgten Nutzung wurden die Wuchshöhe, projektive Deckung und das Artengruppenverhältnis der Gräser, Kräuter und Leguminosen in jeweils dreifacher Wiederholung ermittelt (Tab. D - 6). Die Unterschiede des ersten Schnittes zeigten an der früher gemähten Versuchsfläche I eine etwas geringere Deckung von 82% sowie einer etwas geringeren Wuchshöhe von 60 cm verglichen zur Versuchsfläche Sü. Die zweite Nutzung wurde an der Versuchsfläche I knapp 4 Wochen vor der Versuchsfläche Sü vollzogen, die dabei bestimmte Deckung wurde ident wie bei der Versuchsfläche Sü bestimmt (98%), jedoch hier mit einer niedrigeren Wuchshöhe von 70 cm verglichen zu einer gemessenen Wuchshöhe von 80 cm bei Versuchsfläche Sü. Die dritte Nutzung der Versuchsfläche I wurde mit einer hohen Deckung von 95% bestimmt und einer beachtlichen Wuchshöhe von 70 cm. Die für beide Versuchsflächen am gleichen Tag (30. September) erfolgte Nachweide wurden mit einer nur etwas geringeren Wuchshöhe (15 cm) als auch Deckung (83%) an der intensivierten Fläche verglichen zu der eher extensiven Fläche mit einer Wuchshöhe von 20 cm und einer Deckung von 88% ermittelt. Allgemein lässt sich an den ermittelten Artengruppen beider Versuchsflächen im Laufe der Vegetationsperiode eine Abnahme der Gräser und eine Zunahme der Kräuter und Leguminosen erkennen, welche in bewirtschafteten Grünlandgebieten typisch ist. Die Zusammensetzung der Gräser mit 50-60%, Kräuter mit 10-30% und Leguminosen mit 10-30% zeigt den Bereich eines idealen leistungsfähigen Grünlandes auf (Buchgraber, K., Gindl, G. 2004)

Tab. D - 6: Bestimmung der mittleren Wuchshöhen (WH), Deckung, Gräser, Kräuter und Leguminosen beider Versuchsflächen, standortüblich (Sü) und intensiv (I), an den jeweiligen Schnittterminen.

Analyse	(I)	(Sü)	(I)	(Sü)	(I)	(I)	(Sü)
Schnitt	1	1	2	2	3	Nachweide	Nachweide
WH (cm)	60	65	70	80	70	15	20
Deckung (%)	90	92	98	98	95	83	88
Gräser (%)	63	68	50	53	38	30	20
Kräuter (%)	23	18	20	28	27	27	18
Leguminosen (%)	13	13	30	28	35	43	62

D-4.2.3 Futterertrag

Die anfallende Biomasse der zweiten Nutzung sowie die im Herbst stattfindende Nachweide an der standortüblichen Versuchsfläche (Sü) im Jahr 2020 als auch alle durchgeführten Nutzungen beider Versuchsflächen, standortüblich und intensiv (Sü und I), im Jahr 2021 wurde, wie in Kapitel D-3.3.2 beschrieben, beprobt und analysiert.

Die Summe der ermittelten Trockenmasseerträge aller drei Nutzungen lagen an der intensiv bewirtschafteten Versuchsfläche bei 4687,1 kg/ha sowie zweier Nutzungen am standortüblich bewirtschafteten Versuchsfeld bei 3125,8 kg/ha und wurden in Form von Grassilage konserviert (Abb. D - 25). Die Unterschiede beider Versuchsflächen sind beachtlich, jedoch wurden die Versuchsflächen erst 2020 umgebrochen und neu angesät bzw. sind spezifische Jahreseffekte der Trockenmasseerträge nicht zu vernachlässigen. Dennoch wurden 1561,3 kg/ha mehr TM-Ertrag an der intensiv bewirtschafteten Fläche ermittelt. Diese Steigerung der Erträge bei Intensivierung wurde ebenfalls bei Untersuchungen zu Extensivierungsversuchen umgekehrt ermittelt. Demnach kann es durch Extensivierung einer Dreischnittfläche zu einer Zweischnittfläche in den ersten Jahren zu einer Reduktion des Nettoertrages von 19% sowie eines Qualitätsertrages von 33% kommen (Buchgraber, K., Gindl, G. 2004). Jedoch liegen beide Netto-Trockenmasseerträge (intensiv und standortüblich) verglichen zu anderen Netto-Trockenmasse Erträgen im österreichischen Grünland bei Dreischnittflächen mit 70 dt/ha – 80 dt/ha sowie Zweischnittflächen mit 45- 55 dt/ha eher unterdurchschnittlich niedrig vor (Buchgraber, K., Gindl, G. 2004). Andere Zweischnittflächen in Österreich wurden nach Resch 2021 in einer Spannweite von 46, 1 dt/ha bis 92, 5 dt/ha, Dreischnittflächen dabei in einer Spannweite von 52,2 dt/ha bis 115,6 dt/ha ermittelt. Die geringeren Erträge verglichen zu anderen Standorten trotz positiver Bodenwasserbilanz (D-4.1.3) sind möglicherweise auf die (zu) schwachen Güllegaben bzw. stark verdünnte Rindergülle (detaillierte Beschreibung dazu in Kapitel D-4.2.5) zurückzuführen als auch auf die tendenziell benachteiligte Berglage mit einer maximalen Sonnenschauer von 9 Stunden.

Prinzipiell soll die Entscheidung der Nutzungsfrequenzen betriebs- und flächenindividuell getroffen werden. Diese Ergebnisse liefern dennoch für einen Grenzbereich in der Entscheidung der Nutzungshäufigkeit aufgrund der aktuellen Wetter- und Klimabedingungen und Bodenwasserbilanzen in diesen Lagen erste anwendbare Ergebnisse für eine Intensivierung landwirtschaftlicher Flächen, zumindest hinsichtlich des Ertrages und in weiterer Folge auch der Futterqualität (D-4.2.3). Diese beiden Aspekte sollen jedoch in den Folgejahren weiter untersucht und mit den jetzigen Ergebnissen verglichen werden. Wie die angestrebte Umsetzung der Intensivierung an gewissen Flächen sich auf die weiteren bodenhydrologischen, ökologischen und ökonomischen Effekte auswirkt, soll in den kommenden Jahren ebenfalls weiter untersucht werden.

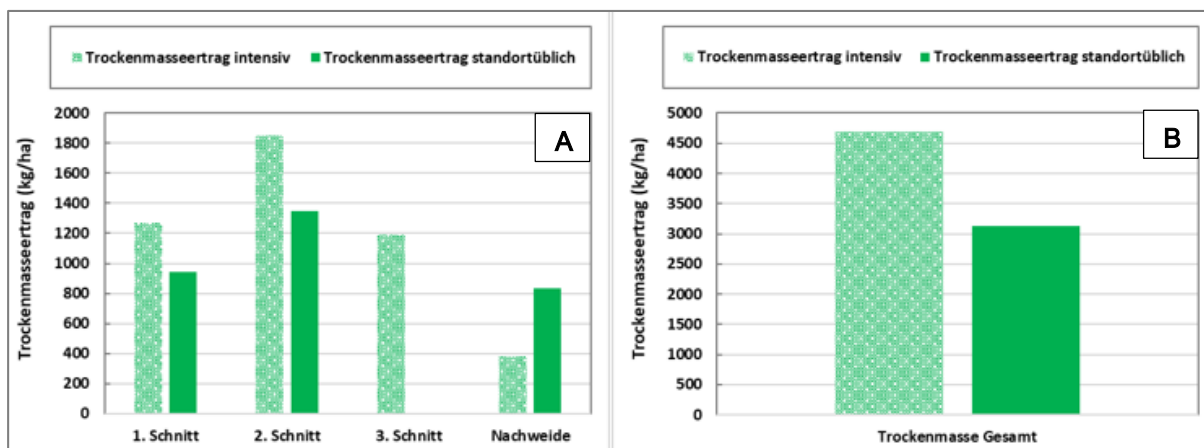


Abb. D - 25: Trockenmasseerträge der standortüblich sowie e intensiv bewirtschafteten Versuchsfläche pro Schnitt und Nachweide (A) sowie die Summe der Trockenmasseerträge der standortüblich sowie intensiv bewirtschafteten Versuchsfläche im Jahr 2021 (B).

D-4.2.4 Futterqualität

Rohnährstoffgehalte und Gerüstsubstanzen im Futter:

Der Rohproteingehalt des Grünlandfutters ist speziell beim ersten Nutzungszeitpunkt von entscheidender Bedeutung, hier konnte durch rechtzeitiges Mähen (I) ein durchschnittlich höherer Rohproteingehalt von 155,0 g/kg TM erreicht werden, verglichen zu einem durchschnittlich niedrigeren Gehalt von 132,8 g/kg TM an der standortüblichen Versuchsfläche (Abb. D - 26). Demnach kann beim rechtzeitigen Nutzungszeitpunkt zum Ähren-/Rispschieben des in diesen Gebieten vorkommenden Leitgrases Goldhafers der Rohproteingehalt des Grünlandfutters deutlich gesteigert werden. Da beim zweiten Schnitt der standortüblichen Bewirtschaftung (Sü) die Grünlandbestände älter werden, somit der Blattanteil sinkt und die Rohfasergehalte ansteigen, können bis zur Blüte die Rohproteingehalte stark zurückgehen. Die an beiden Nutzungen ermittelten gewogenen Rohproteingehalte pro Schnitt (Trockenmasseertrag dividiert zu Rohproteinertrag) liegen dabei verglichen zu Dauerwiesenfutter anderer 2-Schnitt als auch 3-Schnittnutzungsregimen mit durchschnittlichen Rohproteingehalten von 166,1 g/kg TM (Sü) als auch 161,6 g/kg TM (I) (Abb. D - 26) auf einem etwas höheren Niveau (Resch 2016a).

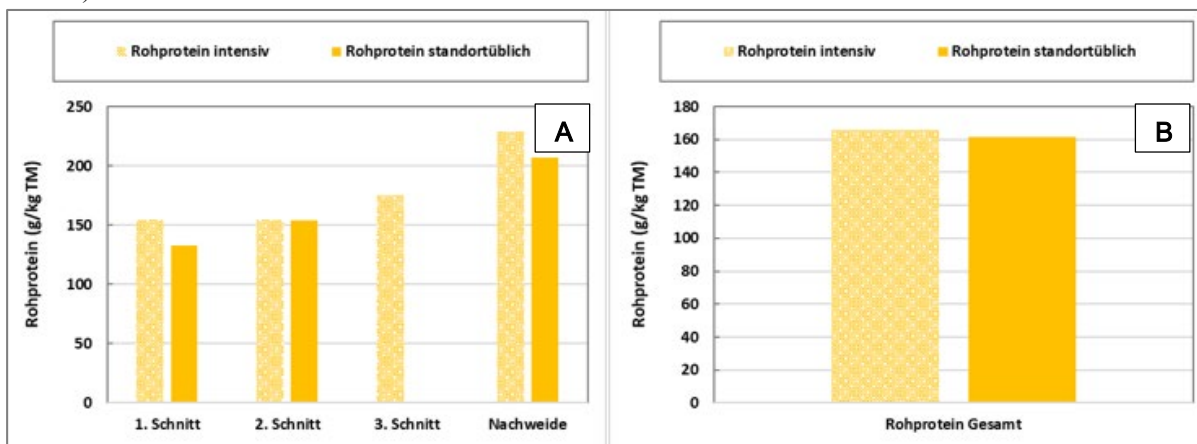


Abb. D - 26: Rohproteingehalte der standortüblich sowie intensiv bewirtschafteten Versuchsfläche pro Schnitt und Nachweide (A) sowie die Summe der Rohproteingehalte der standortüblich sowie intensiv bewirtschafteten Versuchsfläche im Jahr 2021 (B).

Die durchschnittlichen Phosphorgehalte zeigten ebenfalls in der intensiv bewirtschafteten Versuchsfläche höhere Gehalte von 4,2 g/kg TM verglichen zur standortüblich bewirtschafteten Versuchsfläche von 3,9 g/kg TM. Die Kaliumgehalte wiesen verglichen zu den anderen beiden erwähnten Rohnährstoffen Rohprotein sowie Phosphor recht ähnliche Gehalte beider Nutzungsformen auf, bei dreimaliger Nutzung wurde ein Durchschnittsgehalt von 22,6 g/kg TM ermittelt, bei zweimaliger Nutzung jener von 22,4 g/kg TM.

Die Analysen der Gerüstsubstanzen (NDF, ADF, ADL), welche aus den schwer (Zellulose, Hemizellulose) bzw. nicht verdaulichen (Lignin) organischen Zellwandbestandteilen besteht, erfährt eine Steigerung im Verlauf des Alterungsprozesses (Tab. D - 7). Demnach liegt auch der Rohfasergehalt bei einem späteren Nutzungszeitpunkt in höheren Gehalten vor. Die Höhe der Gehaltswerte der Strukturkohlehydrate haben eine direkte Auswirkung auf die Verdaulichkeit des Futters, auf die Akzeptanz, die Futteraufnahme sowie den Energiegehalt (Gruber et al. 2018).

Die Strukturkohlehydrate NDF und ADF zeigen in den Gräserbetonten Beständen (erster Schnitt) höhere Gehaltswerte als in den Kräuter- und Leguminosenbetonten Beständen (zweite Nutzung, Nachweide) und wurden auch aus Analysen aus Südtirol bestätigt (Resch et al. 2015). Vergleicht man die Ergebnisse der Strukturkohlehydrate bei unterschiedlich erfolgter Nutzung des ersten und zweiten Schnittes (Versuchsfläche Sü und I) lässt sich ein früherer Nutzungszeitpunkt in geringeren Werten zeigen als bei etwas späterer Nutzung desselben Schnittes. Die ADF-Gehalte über 300 g/kg TM lassen darauf schließen, dass das Grünlandfutter unabhängig von der Bewirtschaftungsintensität stän-

gelreich war, während die NDF-Gehalte unter 470 g/kg TM auf einen optimalen Nutzungszeitpunkt in punkto Futterqualität hinweisen. Allgemein sollte österreichisches Wiesenfutter weniger als 500 g NDF bzw. 300 g ADF aufweisen (Resch 2016b).

Beim Ligningehalt konnte gegenteilig zu NDF und ADF die Beobachtung erfolgen, dass Gräserreiche Wiesen geringere Ligningehalte aufwiesen als kräuterreiche Bestände. Diese Beobachtung wurde auch anhand Beobachtungen des Pflanzenbestandes und des Nutzungszeitpunktes auf Qualitätsparameter von Grünlandfutter im ersten Aufwuchs angestellt (Resch et al. 2015). ADL-Gehalte über 50 g/kg TM traten in der standortüblichen Nutzung auf, wobei diese Situation durchaus mit dem dominanten Vorkommen von Goldhafer und dessen Verholzung bei später Nutzung erklärt werden können. Wiesenfutter guter Qualität sollte nach Resch 2016b einen ADL-Gehalt von 45 g je kg Trockenmasse aufweisen.

Die Futtergehaltswerte der Rohfette zeigen keine starken Unterschiede hinsichtlich des Artenbestandes als auch der Nutzungszeitpunkte, wenn auch etwas geringere Rohfettgehalte bei früher erfolgten Nutzungen. Die Werte der Rohasche wiesen auf ein tendenziell höheres Niveau im Verlauf der Vegetationsperiode und damit einer Zunahme von Kräuter- und Leguminosenbestände hin. Dies lässt sich auch an Ergebnissen der Futtergehaltswerte aus Südtirol ermitteln, wo Rohasche von den Leguminosenreichen zu den Gräserreichen Beständen abnahm. Die Verdaulichkeit und die vorhin beschriebenen Mineralstoffgehalte nehmen demgegenüber von den Gräserreichen zu den Kräuterreichen Beständen ab (Resch et al. 2015).

Tab. D - 7: Futtergehaltswerte der Rohnährstoffe (Rohfaser (XF), Neutral lösliche Faser (NDF), säurelösliche Faser (ADF), säurelösliches Lignin (ADL), Rohfette (XL) sowie Rohasche (XA)) im Jahr 2021 an der Grünlandversuchsfläche standortüblich (Sü) und intensiv (I).

Analyse	(I)	(Sü)	(I)	(Sü)	(I)	(I)	(Sü)
Nutzung	1.Schnitt	1.Schnitt	2.Schnitt	2.Schnitt	3.Schnitt	Nachweide	Nachweide
XF (g/kg TM)	257,0	298,6	242,1	255,4	232,7	175,1	183,9
NDF (mg/kg TM)	465,2	531,6	453,8	454,2	417,8	355,7	350,2
ADF (mg/kg TM)	301,7	343,7	301,8	331,7	313,7	225,0	245,9
ADL (mg/kg TM)	44,1	55,4	48,6	62,2	47,2	34,2	35,5
XL (g/kg TM)	19,4	18,4	19,7	20,0	19,8	23,1	23,5
XA (g/kg TM)	72,9	69,8	96,5	94,1	82,7	90,6	94,8

Futtergehaltswerte der Mengen- und Spurenelemente:

Die gemessenen Mengen- als auch Spurenelemente Calcium, Magnesium, Natrium, Eisen, Mangan, Zink und Kupfer, welche im Wesentlichen vom Pflanzenbestand und Nutzungszeitpunkt bestimmt werden, lagen bei der zweiten Nutzung im Jahr 2020 in geringeren Mengen vor verglichen zu jenen Konzentrationen der herbstlichen Nachweide. Einzig das Element Cu lag bei der Grummet Ernte in etwas höherer Konzentration vor als die gemessene Cu Konzentration der herbstlichen Nachweide. Mittels der analysierten Elementkonzentrationen der letzten beiden Nutzungen im Jahr 2020 lagen deutlichere Unterschiede bei den Spurenelementen als jene bei Calcium und Magnesium vor.

Die Ergebnisse der beiden letzten Nutzungen, welche Kräuter- und Leguminosen betont sind, decken sich mit anderen Untersuchungen, wo der Bestandes typ sich auf die Mineralfuttergehalte des Grünfutters stark auswirkt. Allgemein wurde festgestellt, dass der Mineralstoffgehalt mit zunehmenden Grasanteil geringer wurde. Der Calciumgehalt ist besonders bei Leguminosen reichen Bestände fast doppelt so hoch als bei Gräserreichen Beständen. Neben den Artengruppen wird der Mineralstoffgehalt des Grünfutters auch durch die Nutzungshäufigkeit, Seehöhe, Bodensituation, Düngung, Futterverschmutzung und den Aufwuchs beeinflusst (Resch et al. 2009b).

Die Elementkonzentrationen des zweiten Versuchsjahres 2021 wurde auf die unterschiedlich durchgeführte Bewirtschaftung untersucht. Wie schon vorhin erwähnt, kommt es auch in diesem Jahr bei allen Elementen zu einer deutlichen Steigerung der Mineralstoffgehalte in der laufenden Vegetations-

periode. Auch hier erfuhr ähnlich wie in Resch et al. 2009b beschrieben, der Calciumgehalt zu einer fast doppelten Steigerung im Laufe der Nutzungen (Tab. D - 8).

Vergleicht man nun die Unterschiede der Mahd Zeitpunkte für die jeweiligen Nutzungen, waren bei erster Nutzung niedrigere Gehalte von Calcium, Magnesium, Mangan, Zink und Kupfer zu sehen, etwas höhere Gehalte bei Natrium und Eisen zu sehen. Der zweite Schnitt zeigt an der früher gemähten Versuchsfläche I verglichen zur 4 Wochen später gemähten Versuchsfläche S bei allen Elementen, ausgenommen Eisen, geringere Mengen auf. Die Futtergehaltswerte des dritten Schnittes lagen verglichen zu allen durchgeführten Nutzungen in diesem Jahr in niedrigeren Konzentrationen bei Natrium und Eisen vor, jedoch in höchsten Gehalten von Calcium und Kupfer.

Zusammenfassend kann anhand der analysierten Futtergehaltswerte der Mengenelemente an diesem Standort geschlossen werden, dass ein etwas späterer Nutzungszeitpunkt des ersten und auch zweiten Schnittes die Mengenelemente von Calcium, Magnesium, (Natrium nur beim zweiten Schnitt) Mangan, Zink und Kupfer steigern könnte, nicht jedoch Eisen, welches bei früherem Nutzungszeitpunkt höhere Gehalte aufwies.

Tab. D - 8: Futtergehaltswerte der Mengenelemente (Calcium (Ca), Magnesium (Mg), Natrium (Na) sowie Spurenelemente Eisen (Fe), Mangan (Mn), Kupfer (Cu) und Zink (Zn)) im Jahr 2021 an der Grünlandversuchsfläche standortüblich (Sü) und intensiv (I).

Analyse	(I)	(Sü)	(I)	(Sü)	(I)	(I)	(Sü)
Nutzung	1.Schnitt	1.Schnitt	2.Schnitt	2.Schnitt	3.Schnitt	Nachweide	Nachweide
Ca (g/kg TM)	5,8	6,2	8,6	11,2	9,9	8,5	8,6
P (g/kg TM)	3,6	3,2	4,1	4,1	4,2	4,8	4,4
Mg (g/kg TM)	2,5	2,9	3,1	3,8	3,7	3,8	3,6
Na (mg/kg TM)	196,9	189,9	208,8	218,2	158,0	484,6	272,6
Fe (mg/kg TM)	65,9	59,6	115,4	100,3	82,3		
Mn (mg/kg TM)	150,2	186,7	209,0	223,0	193,9		
Zn (mg/kg TM)	48,6	49,1	60,2	68,0	62,5		
Cu (mg/kg TM)	7,0	7,5	8,1	8,4	8,8		

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass in höheren Lagen aufgrund der geringeren Bildung von Strukturkohlehydraten tendenziell etwas bessere Futterqualitäten verglichen zu niedrigeren Lagen auftraten. Nach Resch 2013 bewirkt eine Zunahme von 100 m Seehöhe nämlich eine Verzögerung des Erntezeitpunktes um durchschnittlich 3,6 Tage.

Die Ergebnisse einer intensiveren Nutzung durch früher gewählte Erntezeitpunkte in dieser beobachteten Höhenlage zeigten eine deutliche Wirkung auf die Futterqualität durch höhere Rohproteingehalte des Grünlandfutters mit geringeren Rohfasergehalten, welche Ergebnisse jedoch in den Folgejahren weiter bestätigt werden müssen. Zu ökologischen Parametern (Artenvielfalt, Nährstoffbilanz, Humusaufbau/Humusabbau) als auch ökonomischen Auswirkungen müssten in den kommenden Jahren weitere Beobachtungen erfolgen, um valide Aussagen treffen zu können.

Die bisherigen Ergebnisse dieser beobachteten Höhenlage mit den diesjährigen Wetterbedingungen und demnach positiver Wasserbilanz lassen zeigen, dass eine qualitätsorientierte Futternutzung im Sinne einer rechtzeitigen Mahd die tierischen Leistungen aus Grundfutter heben lassen können und Zukauffutter demnach besser eingespart werden könnte. Weiters kam es in dieser Untersuchung zu einer schon vorhin erwähnten großen Steigerung der Trockenmasseerträge durch die Intensivierung, wonach der Zukauf von externem Futtermittel möglicherweise weiter eingespart werden könnte und damit keine weiteren Nährstoffzufuhren auf den Betrieb gelangen. Ebenfalls können durch mehr Grundfuttererträge die Kosten für Zukauf von Futtermittel am Betrieb gesenkt werden sowie damit auch ein kleiner Beitrag für den Klimaschutz geleistet werden.

Abschließend kann gesagt werden, dass eine flächenbezogene Viehwirtschaft in Grünlandgebieten so gut wie möglich an den Standort mit einem optimalen Bewirtschaftungsniveau anzupassen ist.

Somit kann der Kraftfuttereinsatz weitgehend eingespart und das Grundfutter bestens genutzt werden.

D-4.2.5 Nährstoffbilanzierung

D-4.2.5.1 Stickstoffbilanzierung: N-Zufuhr ex Lager - N-Entzug

Anhand des analysierten Gesamtstickstoffgehaltes der Rindergülle im ersten Versuchsjahr 2020 (nach der zweiten Nutzung), welcher bei 1,8 g/kg Frischmasse lag, konnte der nach Formel 8 ermittelte Stickstoff Anfall ex Lager (Stickstoffzufuhr) im Jahr 2020 für den zweiten Schnitt als auch der herbstlichen Nachweide mit 35,6 kg/ha berechnet werden. Dies würde bei 3 Düngegaben pro Jahr eine Gesamt Stickstoffzufuhr von 106,8 kg/ha bedeuten und demnach der Richtlinie der sachgerechten Düngung (BMLFUW 2017) für eine bedarfsgerechte Stickstoff-Versorgung entsprechen.

Der aus Formel 11 berechnete Stickstoffentzug der zweiten Nutzung 2020 wurde anhand des ermittelten Trockenmasseertrages von 12 dt TM/ha sowie dem Rohproteingehalt des Feldfutters mit 141 g/kg TM ermittelt. Daraus ergab sich nach der Grummet Ernte ein Stickstoffentzug am Feld von 27,1 kg/ha.

Die Auswertungen der Biomasse von der herbstlichen Nachweide im Jahr 2020 zeigten im Mittel weitaus geringere Trockenmasseerträge von 3,0 dt TM/ha. Damit ergaben sich auch geringere Stickstoffentzüge von 6,9 kg/ha verglichen zu 27,1 kg/ha N-Entzug des zweiten Schnittes.

Im zweiten Versuchsjahr 2021 wurden die Unterschiede nicht nur auf die einzelnen Schnitte, sondern auch hinsichtlich der unterschiedlichen Bewirtschaftungsintensität miteinander verglichen.

Die Düngungszufuhr wurde an der standortüblichen Versuchsfläche (Sü) gleich wie jene im Jahr 2020 mit 20 m³/ha durchgeführt. Die Düngung der intensiven Versuchsfläche (I) wurde anhand der manuellen Düngung mittels Gießkanne nur mit 10 m³/ha (erster Schnitt) sowie 12 m³/ha (zweiter Schnitt) durchgeführt.

Der analysierte Gesamtstickstoffgehalt der Rindergülle lag in diesem Jahr weit unter jenem Wert im Jahr 2020, der analysierte Wert betrug für die beiden ersten Schnitte 2021 beider Versuchsflächen nur 1 g N/kg Frischmasse. Der analysierte Stickstoffgehalt wurde zum zweiten Schnitt der standortüblichen Versuchsfläche (Sü) mit 0,6 g N/kg FM und zum dritten Schnitt der intensiven Versuchsfläche (I) mit 0,5 g N/kg FM ermittelt. Der Grund für die in diesem Jahr niedrigeren Werte lag wahrscheinlich an der Umstellung des Betriebes von Milchvieh- auf Mutterkuhhaltung und der hohen Verdünnung mit Wasser. Demnach stand in der Weidesaison aufgrund der permanenten Weidehaltung der Rinder weniger Gülle in der Grube zu Verfügung und daher eine notwendig stärkere Wasserverdünnung beim Mixen des Düngers als im Jahr 2020.

Die Stickstoffzufuhr an der standortüblichen Versuchsfläche (Sü) wurde demnach beim ersten Schnitt mit 20,0 kg /ha N und beim zweiten Schnitt aufgrund des niedrigen Stickstoffgehaltes der Rindergülle mit 11,0 kg/ha N ermittelt.

Der berechnete Stickstoffentzug des Versuchsfeldes standortüblich (Sü) basierte auf den ermittelten Trockenmassegehalten von 107,8 g/kg (erster Schnitt) und 92,8 g/kg (zweiter Schnitt) und Rohproteingehalten des Grünlandfutters von 132,8 g/kg (erster Schnitt) und 153,6 g/kg (zweiter Schnitt). Daraus ergab sich eine N-Entzug von 20,1 kg/ha (erster Schnitt) und 33,1 kg/ha (zweiter Schnitt) im Jahr 2021.

Die Stickstoffzufuhr für die intensive Versuchsfläche (I) wurde nach Formel 8 mit 10,0 kg/ha (erster Schnitt) und 5,5 kg/ha (zweiter Schnitt) ermittelt. Aufgrund der fehlenden Düngung des dritten Schnittes wurde keine weitere Nährstoffzufuhr (ausgenommen N₂-Bindung, N-Deposition) auf das Feld eingebracht.

Der Stickstoffentzug dieser Fläche pro Schnitt betrug, durch die ermittelten Trockenmassegehalte pro Schnitt von 105,5 g/kg, 185,6 g/kg und 111,2 g/kg und Rohproteingehalte des Grünlandfutters pro Schnitt von 155,0 g/kg, 154,9 g/kg und 175,3 g/kg, 31,5 kg/ha, 45,8 kg/ha und 33,4 kg/ha.

D-4.2.5.2 Phosphorbilanzierung: P-Zufuhr ex Lager - P-Entzug

Die berechneten Phosphorzufuhren wurden im Jahr 2020 (zweite Nutzung) mit einem P-Gehalt von 0,3 g/kg der Rindergülle mit 6,6 kg/ha ermittelt, der aus Formel 12 berechnete Phosphorentzug wurde mit der analysierten Trockenmasse von 12 dt TM und dem P-Gehalt von 4,8 g/kg TM mit 5,8 kg/ha Phosphor berechnet.

Die Auswertungen der Biomasse von der herbstlichen Nachweide im Jahr 2020 zeigten mit den geringeren Trockenmasseerträgen von 3,0 dt TM/ha auch geringere Phosphorentzüge von 1,3 kg/ha.

Die Phosphorzufuhren im Jahr 2021 wurden an der standortüblichen Versuchsfläche mit einem P-Gehalt von 0,03 g/kg (erster Schnitt) und 0,14 g/kg (zweiter Schnitt) der Rindergülle berechnet. Das ergab Phosphorzufuhren von 0,6 kg/ha (erster Schnitt) und 2,8 kg/ha (zweiter Schnitt). Demgegenüber standen die berechneten Phosphorentzüge dieses Versuchsfeldes mit einem P-Gehalt von 3,2 g/kg (erster Schnitt) und 4,1 g/kg (zweiter Schnitt) von 3,1 kg/ha (erster Schnitt) und 5,5 kg/ha (zweiter Schnitt).

Die Phosphorzufuhren der intensiven Versuchsfläche wurden durch P-Gehalte von 0,03 g/kg (erster Schnitt) und 0,11 g/kg (zweiter Schnitt) der Rindergülle mit 0,3 kg/ha (erster Schnitt) und 1,3 kg/ha (zweiter Schnitt) erreicht. Demgegenüber stand der Phosphorentzug des ersten Schnittes bei einem P-Gehalt von 3,6 g/kg (erster Schnitt), 4,1 g/kg (zweiter Schnitt) und 4,2 g/kg (dritter Schnitt) mit 4,6 kg/ha (erster Schnitt), 7,5 kg/ha (zweiter Schnitt) und 5,0 kg/ha (dritter Schnitt).

D-4.2.5.3 Kaliumbilanzierung: K-Zufuhr ex Lager - K-Entzug

Die berechneten Kaliumzufuhren wurden im Jahr 2020 (zweite Nutzung und Nachweide) mit einem K-Gehalt 2,0 g/kg der Rindergülle mit 40,0 kg/ha ermittelt, der aus Formel 13 berechnete Kaliumentzug des zweiten Schnittes wurde mit der analysierten Trockenmasse von 12 dt TM und dem K-Gehalt von 18,3 g/kg TM mit 22,0 kg/ha berechnet.

Die Auswertungen der Biomasse von der herbstlichen Nachweide im Jahr 2020 zeigten wiederum aufgrund der geringeren Trockenmasseerträge von 3,0 dt TM/ha geringere Kaliumentzüge von 6,0 kg/ha.

Die Kaliumzufuhren an der standortüblichen Versuchsfläche wurden mit einem K-Gehalt von 2,4 g/kg (erster Schnitt) und 0,6 g/kg (zweiter Schnitt) der Rindergülle mit 47,2 kg/ha (erster Schnitt) und 12,2 kg/ha (zweiter Schnitt) berechnet. Demgegenüber stehen die berechneten Kaliumentzüge dieses Versuchsfeldes mit einem Kaliumgehalt mit 19,0 g/kg (erster Schnitt) und 21,5 g/kg (zweiter Schnitt) von 17,9 kg/ha (erster Schnitt) und 28,9 kg/ha (zweiter Schnitt).

Die berechneten Kaliumzufuhren der intensiven Versuchsfläche liegen bei der analysierten Rindergülle des Kaliums von 2,4 g/kg (erster Schnitt) und 0,7 g/kg (zweiter Schnitt) bei 23,6 kg/ha (erster Schnitt) und 12,2 kg/ha (zweiter Schnitt). Die Kaliumentzüge wurden mit einem K-Gehalt von 21,6 g/kg (erster Schnitt), 25,9 g/kg (zweiter Schnitt) und 20,3 g/kg (dritter Schnitt) mit 27,4 kg/ha (erster Schnitt), 47,8 kg/ha (zweiter Schnitt) und 24,2 kg/ha (dritter Schnitt) ermittelt.

Anhand der ersten Nährstoffberechnungen für das Jahr 2020 ließen sich ähnliche Rohprotein-, Phosphor- und Kaliumgehalte der Grummet Ernte als auch der herbstlichen Nachweide zeigen. Dies entspricht auch anderen Untersuchungen wo Effekte von Futterpflanzen-Spezies auf Qualitätsparameter hin untersucht wurden und zum Ergebnis kamen, dass vor allem Gräser, welche beim ersten Schnitt die dominierende Artengruppe darstellen, niedrigere und rascher abnehmende Rohproteingehalte als Leguminosen und Kräuter aufwiesen, die bei den Folgeschnitten in größeren Anteilen vorkommen (Resch et al. 2015).

Zusammenfassend wurde beim Vergleich der Stickstoff- Phosphor- und Kaliumzufuhren versus Stickstoff- Phosphor- und Kaliumentzüge der zweiten Nutzung und der herbstlichen Nachweide ein positives bzw. ausgeglichenes Saldo von +8,5 kg/ha N, +0,8 kg/ha P, +18,0 kg/ha K (zweiter Schnitt) sowie von + 28,7 kg/ha N, +5,3 kg/ha P, + 34,0 kg/ha K erreicht (Abb. D - 27). Damit ist eine gute Übereinstimmung der Nährstoffzufuhren und Nährstoffabfuhr, mit einer etwas erhöhten Nährstoffzufuhr, welche jedoch nicht den Stickstoffaustrag maßgeblich beeinflusste (D-4.1.3) bei diesen Nut-

zungen gegeben. Das Stickstoffsaldo entsprach dabei einem für österreichische Milchviehbetriebe günstigen Saldo von +16 kg/ha (Taube, F., Pötsch, E. M. 2001).

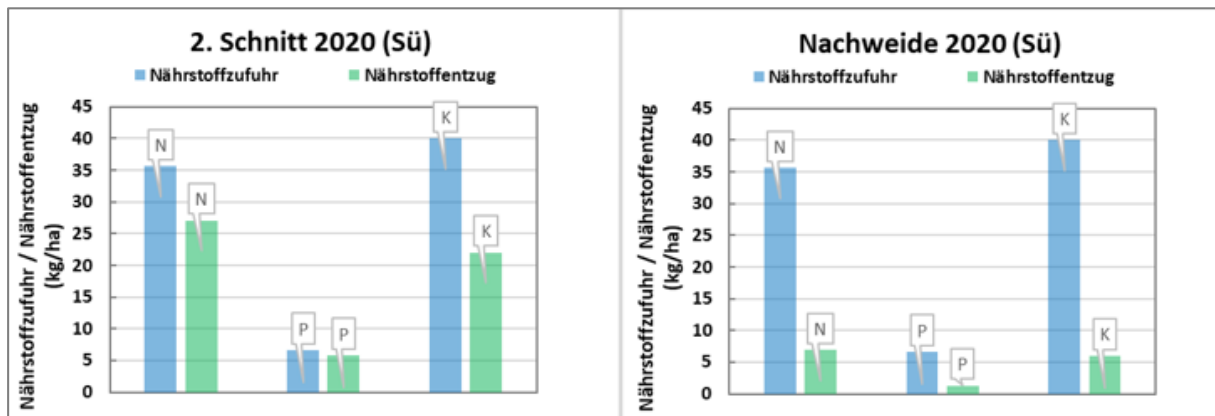


Abb. D - 27: Nährstoffbilanz des Stickstoffs (N), Phosphors (P) und Kaliums (K) des zweiten Schnittes sowie der Nachweide im Jahr 2020 an der standortüblichen Versuchsfläche (Sü)

Anhand der berechneten Stickstoff - Phosphor- und Kaliumzufuhren versus Stickstoff - Phosphor- und Kaliumentzüge im Jahr 2020 an der standortüblichen Versuchsfläche (Sü) wies das Stickstoff - und Phosphorsaldo des ersten Schnittes eine negative, jedoch annähernd ausgeglichene Bilanz auf (-0,1 kg/ha / -2,5 kg/ha). Das Kaliumsaldo wurde mit einem Nährstoffüberschuss von +29,3 kg/ha ermittelt, der Grund dafür lag an dem hohen Kalium Gehalt der Rindergülle. Der zweite Schnitt wies aufgrund der stark verdünnten Rindergülle schon deutlich negativere Salden auf (-22,1 kg/ha bei N, -16,7 kg/ha bei K). Hier wurde die Phosphorbilanz mit nur -2,7 kg/ha, aufgrund des hohen P -Gehaltes ermittelt (Abb. D - 28,

Abb. D - 29).

Die Bilanzen der Stickstoff - Phosphor- und Kaliumanfälle ex Lager versus Stickstoff - Phosphor- und Kaliumentzüge der intensivierten Versuchsfläche zeigten deutlich negativere Salden verglichen mit jenen der Versuchsfläche mit niedrigerer Nutzungsfrequenz. Es wurde beim ersten Schnitt ein Minus von -21,5 kg/ha N, -4,3 kg/ha P und -3,8 kg/ha K, beim zweiten Schnitt ein Minus von -40,3 kg/ha N, -6,3 kg/ha P und -40,0 kg/ha K und beim dritten Schnitt, wo keine Nährstoffzufuhren aufgrund keiner durchgeführten Düngung auf das Feld gelangten, ein Minus von -33,4 kg/ha, -5,0 kg/ha und -24,2 kg/ha erzielt (Abb. D - 28,

Abb. D - 29, Abb. D - 30). Die Nachweide zeigte aufgrund der höher ermittelten Trockenmasseerträge an der standortüblichen Versuchsfläche (Sü) höhere Nährstoffentzüge des Stickstoffs, Phosphors und Kaliums von -27,6 kg/ha N, -3,7 kg/ha P und -22,3 kg/ha K verglichen zu jenen Entzügen der intensiven Versuchsfläche (I) von -13,8 kg/ha N, -1,8 kg/ha P und -8,6 kg/ha K (Abb. D - 31).

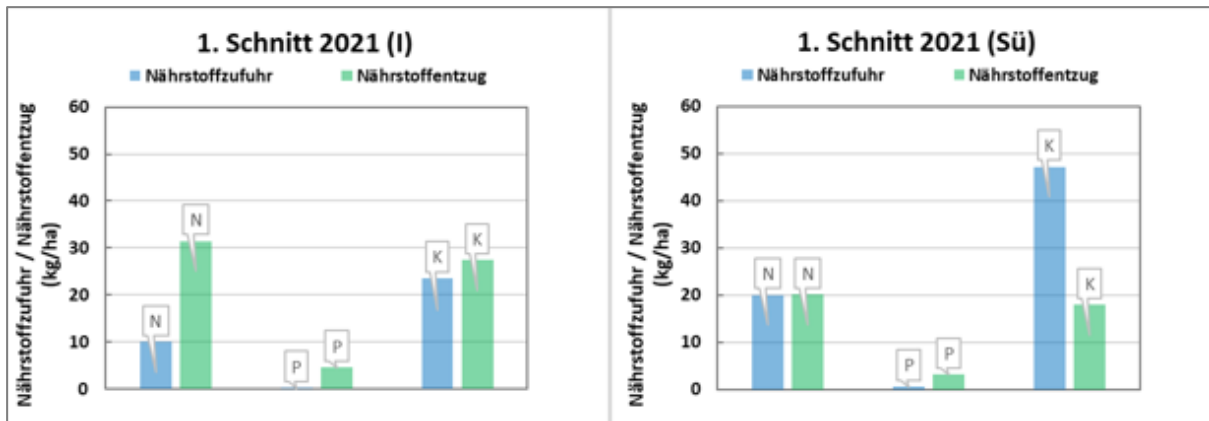


Abb. D - 28: Nährstoffbilanz des Stickstoffs (N), Phosphors (P) und Kaliums (K) des ersten Schnittes im Jahr 2021 an der intensiven Versuchsfläche (I) bzw. an der standortüblichen Versuchsfläche (Sü).

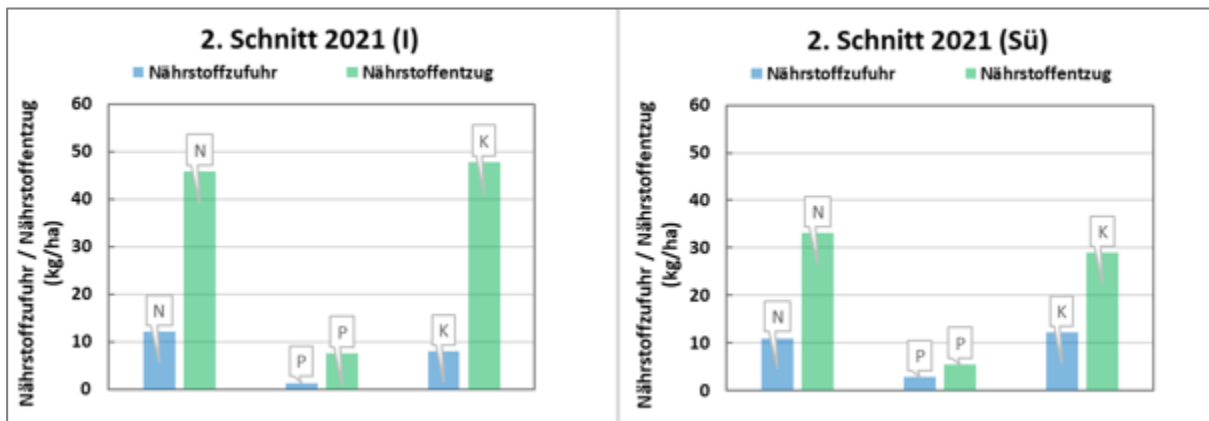


Abb. D - 29: Nährstoffbilanz des Stickstoffs (N), Phosphors (P) und Kaliums (K) des zweiten Schnittes im Jahr 2021 an der intensiven Versuchsfläche (I) bzw. an der standortüblichen Versuchsfläche (Sü).

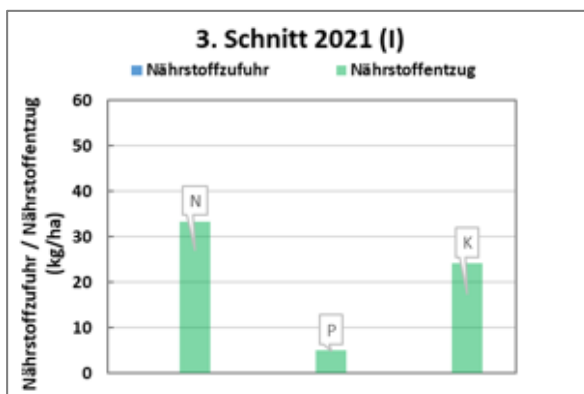


Abb. D - 30: Nährstoffbilanz des Stickstoffs (N), Phosphors (P) und Kaliums (K) des dritten Schnittes im Jahr 2021 an der intensiven Versuchsfläche (I).

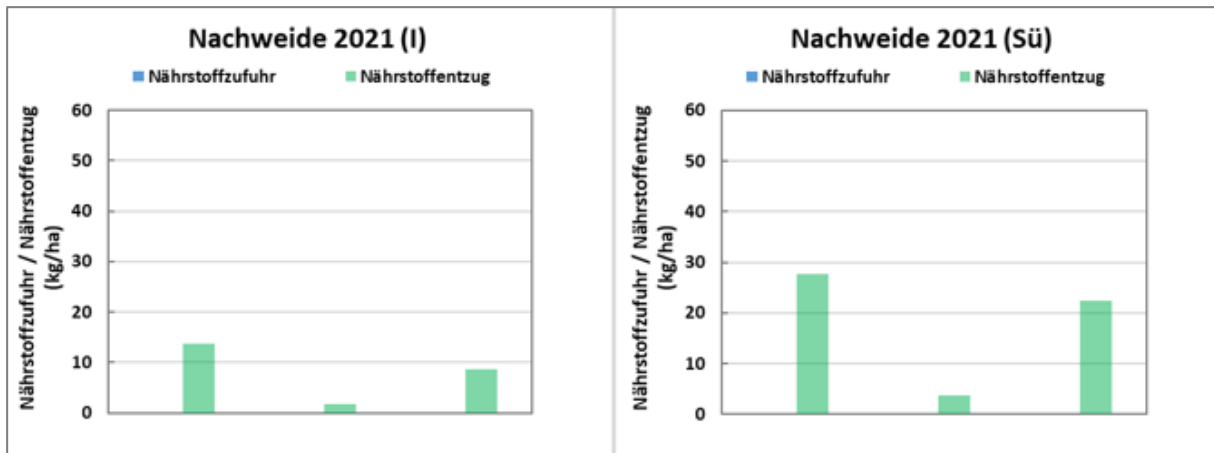


Abb. D - 31: Nährstoffbilanz des Stickstoffs (N), Phosphors (P) und Kaliums (K) der Nachweide im Jahr 2021 an der intensiven Versuchsfläche (I) bzw. an der standortüblichen Versuchsfläche (Sü).

Das Jahressaldo für 2021 (Summe aus allen Schnitten und Nachweide sowie Nährstoffzufuhr durch Herbstausbringung im Oktober 2020) (Abb. D - 32) lag am intensiven Versuchsfeld (I) bei -62,1 kg/ha N, -6,8 kg/ha P und -28,8 kg/ha K. Am standortüblichen Versuchsfeld (Sü) wurde hingegen ein Jahressaldo von -3,0 kg/ha N, +1,7 kg/ha P und +38,0 kg/ha K ermittelt.

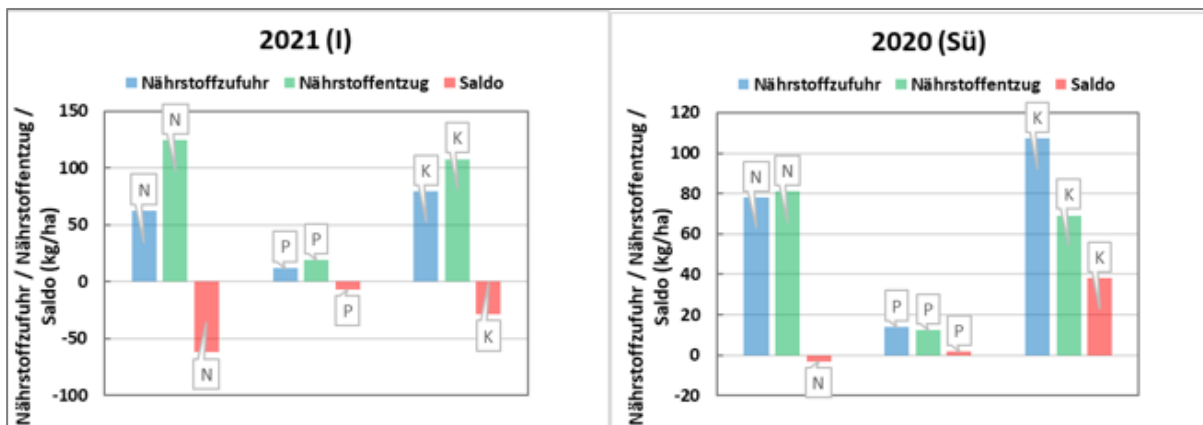


Abb. D - 32: Jahressaldo des Stickstoffs (N), Phosphors (P) und Kaliums (K) im Jahr 2021 an der intensiven Versuchsfläche (I) bzw. an der standortüblichen Versuchsfläche (Sü).

Der Grund für die hohe Ausnutzung der Nährstoffnachlieferung, welche im Jahressaldo beider Versuchsflächen zu sehen ist, lag einerseits an der hochverdünnten Rindergülle aufgrund weniger vorhandenen flüssigen Wirtschaftsdünger als das Jahr davor, welcher jedoch auch an der standortüblichen Versuchsfläche in selber Konsistenz ausgebracht wurde. Andererseits lag die Ursache mehr jedoch an der durchgeführten manuellen Düngung und der damit weniger ausgebrachten Menge (m^3/ha) an der intensiven Versuchsfläche als bei jener maschinellen Düngung an der standortüblichen Fläche ($-10m^3/ha$ beim ersten Schnitt; $-8m^3/ha$ beim zweiten Schnitt).

Aufgrund der nicht erwartenden sehr hohen Trockenmasseerträge an der intensiven Versuchsfläche von 4687,1 kg/ha verglichen zu 3125,8 kg/ha an der standortüblich durchgeführten Versuchsfläche sowie der diesmal aufgrund der Anordnung des Versuchsfeldes keine maschinelle Düngegaben und demnach negativere Bilanzen, wäre es in den Folgejahren tatsächlich denkbar einen Grünlandschlag am Betrieb intensiver zu nutzen. Zudem konnten auch besseren Futterqualitäten bei passenden Witterungsbedingungen speziell zum ersten Aufwuchs, ermittelt werden. Jedoch soll eine Intensivierung nur im Sinne einer abgestuften Bewirtschaftung erfolgen. Die Ertragssteigerungen müssten in jedem Fall mit weiteren Vergleichswerten in den kommenden Jahren geprüft werden.

Demnach könnten mit einer zukünftigen abgestuften Bewirtschaftung die Grünlanderträge als auch Futterqualitäten in diesen nicht-wasser limitierten montanen Grünlandstandorten möglicherweise tatsächlich gesteigert werden. Um jedoch fundierte Aussagen zu möglichen Zuwachsleistungen der Trockenmasseerträge liefern zu können, müssten weitere Jahre in Betracht genommen werden und Erträge quantifiziert und miteinander verglichen werden.

Für ein ideales Nutzungsmanagement zeigen weiters die Auswertungen der Nährstoffbilanzen, dass dem Feld bei dreimaliger Nutzung und demnach anschließender dreimaliger Düngung die Zufuhren etwas gesteigert werden müssten bzw. mehr Festmist des Winters in die Rindergülle gemixt werden sollte, damit es zu keinem größeren Nährstoffdefizit in den kommenden Jahren kommt. Eine Steigerung der Bilanzsalden erfolgt jedoch immer im Herbst an der stattfindenden Nachweide, die schwanzfallenden Nährstoffeinträge steigern demnach den Jahresnährstoffinput (jedoch erst für die kommende Vegetationsperiode 2022), allerdings kann das Nährstoffdefizit damit nicht ausgeglichen werden. Zudem wird noch eine Nährstoffzufuhr durch Ausbringen von Festmist am Ende der Vegetationsperiode (wiederum für die Quantifizierung der Nährstoffbilanzen im Jahr 2022), jedoch vor Gefrieren des Bodens, erfolgen. Idealerweise sollen die Pflanzen nach der Herbstaubringung bei durchschnittlichen Temperaturen noch die Möglichkeit zur Aufnahme der leicht löslichen Nährstoffe haben. Somit überwintern die Pflanzen besser und können im Frühjahr besser austreiben, zudem wächst sich der Festmist stärker in die Grasnarbe ein und ist bei Schneeschmelze weniger erosionsgefährdet.

D-5 Schlussfolgerungen

In diesem Projekt wurde ein aktiv bewirtschafteter montaner Grünlandstandort in der westlichen Obersteiermark auf 1014 m.ü.A. unter Einfluss eines gemäßigt-humiden Klimas für die Untersuchung einer möglichen Intensivierung der landwirtschaftlichen Grünlandnutzung herangezogen.

Der Betrieb wurde bis Herbst 2020 mit Milchviehhaltung betrieben, ab Herbst 2020 hatten sich die Bewirtschafter (Ehemann der Projektleiterin und Projektleiterin selbst) dazu entschieden den Bergbauernbetrieb auf Mutterkuhhaltung umzustellen.

Im Herbst 2019 entstanden die ersten Ideen die bisherige gängige standortübliche Nutzung am Betrieb (2-Schnittsystem) durch die selbst beobachtete und wissenschaftlich belegte längere Vegetationsperiode auf eine intensivere Nutzung (3-Schnittsystem) zu testen. Dafür wurde bereits im November 2019 eine Wetterstation errichtet, im Frühling 2020 erfolgte der Einbau der Sickerwassersammler sowie der gesamten Bodensensorik. Bereits im Jahr 2020 wurde die aufgebaute Station dahingehend genutzt, Daten und Analysen der standortüblichen Bewirtschaftung zu sammeln sowie zwei Versuchsfelder mit noch identer Bewirtschaftung miteinander zu vergleichen. Es zeigten sich bereits im ersten Jahr an beiden Versuchsfeldern eine weitgehend ähnliche positive Wasserbilanz, einzig die Sensoren zur Bestimmung der Matrixpotentiale und Bodenwassergehalte unterschieden sich aufgrund der bodenphysikalischen Eigenschaften etwas voneinander.

In der darauffolgenden Vegetationsperiode 2021 wurden die beiden Versuchsfelder auf eine unterschiedliche Bewirtschaftung getestet. Die Ergebnisse der in der Vegetationsperiode betrachteten Bodenwasserbilanz zeigten bei beiden Nutzungsintensitäten eine in der Größenordnung fast annähernd gleiche positive Wasserbilanz. Sowohl die Sickerwassermengen als auch die Änderungen des Bodenspeichers zeigten dabei annähernd ähnliche Mengen. Bei genauerer Betrachtung ließen sich Unterschiede nicht auf die Summe der Nutzungen feststellen, sehr wohl jedoch auf die einzelnen Nutzungszeitpunkte aller Schnitte. So wurden höhere Mengen an Sickerwässern nach erfolgter Mahd, zeitgleich geringere tatsächliche Verdunstungen sowie erhöhte Bodentemperaturen gemessen. Diese Effekte zeigten sich an beiden Bewirtschaftungsintensitäten zu jedem Schnittzeitpunkt. Auch eine Zunahme des pF-Wertes mit dabei abnehmenden Bodenwassergehalten konnte unmittelbar nach den Nutzungen festgestellt werden.

Die Düngung führte zu keiner Beeinflussung der Nutzungsintensitäten im ersten differenzierten Bewirtschaftungsjahr. Es konnten zwar im Jahr 2021 höhere Ammonium- und Nitritkonzentrationen festgestellt werden, diese wurden jedoch bei beiden Bewirtschaftungssystemen ermittelt. Die Nitratkonzentrationen lagen im Umbruchsjahr 2020 im Vergleich zu den unterschiedlichen Nutzungen im Jahr 2021 auf einem höheren Niveau, zudem wurde weder bei der standortüblichen noch bei der intensiven Nutzung eine hohe Nitratkonzentration gemessen. Die gelösten organischen Kohlenstoffverbindungen und Stickstoffverbindungen wiesen ebenfalls keine Trends hinsichtlich der intensivieren Nutzung auf, auch wenn Peaks nach erfolgter Nutzung erkennbar waren.

Die ermittelten Kohlenstoff- und Stickstoffauswaschungsfrachten entsprachen den gängigen Größenordnungen von Grünlandfrachten, mit Ausnahme der anorganischen Stickstoffauswaschungsfrachten des ersten Jahres 2020, an dem die Versuchsflächen angelegt wurden.

Die Nährstoffkonzentrationen- als auch Auswaschungen reagierten daher weitgehend stärker mit den Sickerwassermengen sowie auch mit der Auswahl des jeweiligen Wirtschaftsdüngers (Rindergülle/Festmist) verglichen zu den unterschiedlich erfolgten Düngungsniveaus.

Einen deutlichen Unterschied zeigten die Trockenmasseerträge der beiden untersuchten Bewirtschaftungsformen. Die Trockenmasseerträge erzielten demnach bei der intensiven bewirtschafteten Fläche um 1561 kg/ha höhere Erträge als jene der standortüblich bewirtschafteten Fläche, zudem konnten vor allem im ersten Schnitt weit bessere Futtererträge quantifiziert werden.

Die unterschiedlichen Nutzungen zogen auch Veränderungen der Nährstoffbilanzen nach sich. Die standortübliche Versuchsfläche erfuhr aufgrund der größeren Düngemenge höhere Zufuhren an Stickstoff, Phosphor und Kalium sowie auch niedrigere Entzüge dieser Nährstoffe. Die höheren Düngegaben stehen in Zusammenhang mit der maschinellen Düngung. Im Vergleich dazu erfolgte bei der

intensiv genutzten Versuchsfläche eine manuelle Düngung. Verglichen zum Jahr 2020 wurden bei beiden Nutzungsformen negativere Bilanzsalden (pro Schnitt) aufgrund der stark verdünnten Rindergülle erzielt. Einzig das Kaliumnährstoffsaldo wies bei der standortüblichen Nutzung beim ersten Schnitt 2021 eine positive Bilanz auf.

Aufbauend auf den bisherigen Ergebnissen werden im kommenden Jahr die Untersuchungen weitergeführt. Dabei soll ein Grünlandschlag auf eine Dreischnittfläche umgestellt (angepasste Bewirtschaftung) und maschinell gedüngt werden. Voraussetzung dafür sind weitgehend ähnliche Wetterbedingungen wie in den Vorjahren. Aufgrund der Erkenntnisse aus dem Versuchsjahr 2021 wird versucht die Nährstoffzufuhren für die intensivere Bewirtschaftung in punkto Düngung mit Rindergülle etwas zu steigern, um eine ausreichende Nährstoffversorgung zu ermöglichen und höhere Nährstoffdefizite zu vermeiden.

Um die in dieser Untersuchung beobachteten Ertragssteigerungen durch eine Dreischnittnutzung im Vergleich zu der bisher gängigen Zweischnittnutzung absichern zu können, sind in den kommenden Jahren weitere Untersuchungen notwendig. Dabei ist zu prüfen, wie sich eine Intensivierung der Bewirtschaftung auf die Biodiversität auswirkt. Ein Verlust der Artenvielfalt ist auf alle Fälle zu vermeiden.

Aus der Sicht der Autorin ist es für uns und für die kommenden Generationen von enormer Bedeutung, landwirtschaftliche Flächen bestmöglich zu bewirtschaften, um damit heimische, regionale Lebensmittel in bester Qualität zu produzieren und gleichzeitig einen Beitrag zum Klimaschutz zu leisten. Die für Österreich typischen kleinstrukturierten landwirtschaftlichen Betriebe sollen weiterhin für die nächsten Generationen erhalten bleiben. Sie tragen wesentlich zur Ernährungssicherheit in Österreich bei und insbesondere zur Bewirtschaftung und Pflege unserer Kulturlandschaft.

Ausblick: Beabsichtigt ist, die errichtete Monitoring Station in den kommenden Jahren weiter zu betreiben und die Daten auch zukünftig zu analysieren. Die hydrologischen Erhebungen wie z.B. die Berechnung der Bodenwasserbilanz(komponenten) sowie die Auswertung der Bodensensordaten (Bodenwassergehalts- und Bodentemperaturdaten sowie Matrixpotential- und Bodentemperaturdaten), werden auch in den folgenden Vegetationsperioden erfolgen. Pflanzenbauliche Erhebungen (Wuchshöhenbestimmungen und Vegetationsstadien) sind von Beginn der Vegetationsperiode bis zur herbstlichen Nachweide weiterhin wöchentlich geplant.

Wie oben erwähnt, soll ein Grünlandschlag intensiver genutzt werden, um damit bestes Grundfutter in guter Qualität und Quantität aus den Flächen zu bekommen und Kraftfutter weitgehend einzusparen.

Um fundierte Aussagen zu einer möglichen Nutzungsänderung hinsichtlich hydrologischer, ökonomischer, ökologischer und ertragsrelevanter Aspekte liefern zu können, sind weitere Beobachtungen in den kommenden Vegetationsperioden notwendig. Besonderes Augenmerk ist hierbei auf die möglicherweise stattfindende Veränderung der Artenzusammensetzung mit ihrer Wurzelverteilung, sowie den für den Klimaschutz und die Anpassung wichtigen Humusaufbau/Humusabbau zu legen. Es ist beabsichtigt, ein Folgeprojekt zu beantragen, um die Nutzungsänderungen auf weitere Ertragsserhebungen und speziell auf die Vegetationsveränderungen längerfristig untersuchen zu können.

D-6 Literaturverzeichnis

Literaturverzeichnis

- Allen, R. G.; Pereira L.S.; Raes, D.; Smith, M. (1998): Crop evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements. FAO. Rom.
- Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft (1991): EU Nitratrictlinie. Richtlinie des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (91/676/EWG).
- APCC (Hg.) (2014): Österreichischer Sachstandsbericht Klimawandel 2014. Wien: Verlag der Österreichische Akademie der Wissenschaften.
- Auer, I.; Böhm, R.; Jurkovic, A.; Lipa, W.; Orlik, A.; Potzmann, R. et al. (2007): HISTALP—historical instrumental climatological surface time series of the Greater Alpine Region. In: *International Journal of Climatology* (27), S. 17–46.
- Behrendt, A.; Monk, J.; Eulenstein, F. (2013): Einfluss der Schnitthäufigkeit von Grünland auf den Wasserhaushalt. 15. Gumpensteiner Lysimetertagung. HBLFA Raumberg - Gumpenstein. Irdning - Donnersbachtal.
- BGBl. II Nr. 304/2001: Verordnung des Bundesministeriums für soziale Sicherheit und Generationen über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TWV).
- Bloor, J.M.G.; Pichon, P.; Falcimagne, R.; Leadley, P.; Soussana, J.-F. (2010): Effects of Warming, Summer Drought, and CO₂ Enrichment on Aboveground Biomass Production, Flowering Phenology, and Community Structure in an Upland Grassland Ecosystem. In: *Ecosystems* (13 (6)), S. 888–900.
- BMLFUW (2006): Richtlinien für die Sachgerechte Düngung - Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft.
- BMLFUW (2017): Richtlinie für die Sachgerechte Düngung im Ackerbau und Grünland.
- bmlrt.gv.at (2021).
- Bohner, A. (2005): Der Boden - Die Basis im Grünland. Landwirtschaftliche Blätter.
- Bohner, A. (2021): Trockenschäden vermeiden, Erträge absichern. *Landwirt* (9).
- Bohner, A.; Eder, G.; Schink, M. (2007): Nährstoffkreislauf und Stoffflüsse in einem Grünland Ökosystem. 12. Gumpensteiner Lysimetertagung. HBLFA Raumberg - Gumpenstein. Irdning - Donnersbachtal.
- Bohner, A.; Sobotik, M.; Pötsch, E. M. (2002): The species richness of the Austrian grassland and the importance of grassland management for biodiversity. Proceedings of the 19th general meeting of the European Grassland Federation. In: *Grassland Science in Europe* (7), S. 766–767.
- Bohner, A., Eder, G. (2006): Boden- und Grundwasserschutz im Wirtschaftsgrünland. Umweltprogramme für die Landwirtschaft. HBLFA Raumberg - Gumpenstein. Irdning - Donnersbachtal.
- Braun-Blanquet, J. (Hg.) (1951): Pflanzensoziologische Grundzüge der Vegetationskunde. Wien: Springer-Verlag.
- Buchgraber, K., Gindl, G. (Hg.) (2004): Zeitgemäße Grünland - Bewirtschaftung. Graz: Leopold Stocker Verlag.
- Deutsche Saatveredlung AG (Hg.) (2004): Gräser bestimmen und erkennen. Lippstadt.

- Dierschke, H., Briemle, G. (Hg.) (2002): Kulturgrasland. Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.
- Dijkstra, F. A.; West, J. B.; Hobbie, S. E.; Reich, P. R.; Trost, J. (2007): Plant diversity, CO₂, and N influence inorganic and organic N leaching in grasslands. In: *Ecology* (88 (2)), S. 490–500.
- Eitzinger, J.; Kersebaum, K. C.; Formayer, H. (2009): Landwirtschaft im Klimawandel. Auswirkungen und Anpassungsstrategien für die land- und forstwirtschaftlichen Betriebe in Mitteleuropa, 320 pp.
- Flügel, H.W., Neubauer, F. (1984): Steiermark. Geologie der österreichischen Bundesländer in kurzgefassten Einzeldarstellungen. Wien: Geologische Bundesanstalt.
- Forstner, V.; Groh, J.; Vremec, M.; Herndl, M.; Vereecken, H.; Gerke, H. G. et al. (2021): Response of water balance components to climate change in permanent grassland soil ecosystems - under review. In: *Hydrological Earth System Sciences*.
- Frühwirth, P. (2015): Grünlandnutzung aus der Sicht der Bienen. 20. Alpenländisches Expertenforum. HBLFA Raumberg-Gumpenstein. Irdning - Donnersbachtal.
- Fu, J.; Gasche, R.; Wang, N.; Lu, H.; Butterbach-Bahl, K.; Kiese, R. (2017): Impacts of climate and management on water balance and nitrogen leaching from montane grassland soils of S-Germany. In: *Environmental Pollution* (229), S. 119–131.
- gis.stmk.gv.at (2021).
- Gobiet, A.; Kotlarski, S.; Beniston, M.; Heinrich, G.; Rajczak, J.; Stoffel, M. (2014): 21st century climate change in the European Alps - A review. In: *Science of The Total Environment* (493), S. 1138–1151.
- Groh, J.; Vanderborght, J.; Pütz, T.; Vogel, H. J.; Gründling, R.; Rupp, H. et al. (2020): Responses of soil water storage and crop water use efficiency to changing climatic conditions: a lysimeter-based space-for-time approach. In: *Hydrol. Earth System Sciences* (24), S. 1211–1225.
- Gruber, L.; Resch, R.; Stögmüller, G. (2018): Den Wert des Grundfutters an den Gerüstsubstanzen erkennen. ÖAG - Info (1). Österreichische Arbeitsgemeinschaft für Grünland und Viehwirtschaft (ÖAG). Irdning - Donnersbachtal.
- Hanson, P. J.; Walker, A. P. (2020): Advancing global change biology through experimental manipulations: Where have we been and where might we go? In: *Global change biology* (26), S. 287–299.
- Herndl, M.; Pötsch, E. M.; Bohner, A.; Kandolf, M. (2011): Lysimeter als Bestandteil eines technischen Versuchskonzeptes zur Simulation der Erderwärmung im Grünland. 14. Gumpensteiner Lysimetertagung. HBLFA Raumberg-Gumpenstein. Irdning - Donnersbachtal.
- Herndl, M.; Schink, M.; Kandolf, M.; Bohner, A.; Buchgraber, K. (2013): Nährstoffauswaschung im Grünland in Abhängigkeit vom Wirtschaftsdüngungs- und Nutzungssystem. 15. Gumpensteiner Lysimetertagung. HBLFA Raumberg - Gumpenstein. Irdning - Donnersbachtal.
- Herndl, M.; Slawitsch, V.; Pötsch, E. M.; Schink, M.; Kandolf, M. (2019): Auswirkungen von erhöhter Temperatur und CO₂-Konzentration im Dauergrünland auf den im Sickerwasser gelösten organischen Kohlenstoff und Stickstoff. 18. Gumpensteiner Lysimetertagung. HBLFA Raumberg - Gumpenstein. Irdning - Donnersbachtal.
- Hölting, B., Coldewey, G. (Hg.) (2013): Hydrogeologie. Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. 8. Aufl. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.
- Kindler, R.; Siemens, J.; Kaiser, K.; Walmsley, D. C.; Bernhofer, C.; Buchmann, N. et al. (2011): Dissolved carbon leaching from soil is a crucial component of the net ecosystem carbon balance. In: *Global change biology* (17), S. 1167–1185.

- Knapp, A. K.; Carroll, C. J. W.; Griffin-Nolan, R. J.; Slette, I. J.; Chaves, F. A.; Baur, L. E. et al. (2018): A reality check for climate change experiments: Do they reflect the real world? In: *Ecology* (99), S. 2145–2151.
- Köhn, J.; Meißner, R.; Rupp, H.; Reinstorf, F. (2019): Langzeituntersuchungen zum Sickerwasser- und Stickstoffaustrag in Abhängigkeit von Bodenart, Nutzung und Mineraldüngung. 18. Gumpensteiner Lysimetertagung. HBLFA Raumberg - Gumpenstein. Irdning - Donnersbachtal.
- Leitinger, G.; Ruggenthaler, R.; Hammerle, A.; Lavorel, S.; Schirpke, U.; Clement J.-C. et al. (2015): Impact of droughts on water provision in managed alpine grasslands in two climatically different regions of the Alps. In: *Ecohydrology* (8), S. 1600–1613.
- Pötsch, E. M. (2008): Zur Wirksamkeit von Wirtschaftsdüngern im Grünland. Umweltökologisches Symposium. LFZ Raumberg - Gumpenstein. Irdning - Donnersbachtal.
- Pötsch, E. M. (2014): Impact of climate change on grassland productivity and forage quality in Austria. In: *Grassland Science in Europe* (19), S. 139–141.
- Pötsch, E. M.; Pfundtner, E.; Resch, R.; Much, P. (2004): Stoffliche Zusammensetzung und Ausbringungseigenschaften von Gärrückständen aus Biogasanlagen. 10. Alpenländisches Expertenforum. BAL Gumpenstein.
- Prasuhn, V.; Spiess, E.; Humphrys, C. (2013): Nitratauswaschung unter intensiv und extensiv genutztem Grünland. 15. Gumpensteiner Lysimetertagung. HBLFA Raumberg - Gumpenstein. Irdning - Donnersbachtal.
- Rahmati, M.; Groh, J.; Graf, A.; Pütz, T.; Vanderborght, J.; Vereecken, H. (2020): On the impact of increasing drought on the relationship between soil water content and evapotranspiration of a grassland. In: *Vadose Zone Journal* (19).
- Reinthal, D. (2019): Auswirkungen des Klimawandels auf den Kohlenstoffkreislauf im Grünland. 21. Alpenländisches Expertenforum. HBLFA Raumberg - Gumpenstein. Irdning - Donnersbachtal.
- Resch, R. (2009a): Aufbau, Struktur, und Bedeutung der Futterwerttabellen für das Grundfutter im Alpenraum. 15. Alpenländisches Expertenforum. LFZ Raumberg - Gumpenstein. Irdning - Donnersbachtal.
- Resch, R. (2012): Stoffflüsse, Futtererträge und Biodiversität bei differenzierter Grünlandbewirtschaftung in Österreich. Abschlussbericht zum BMLFUW-Projekt "NEFA". Hg. v. HBLFA Raumberg - Gumpenstein. Irdning - Donnersbachtal.
- Resch, R. (2013): Einfluss des Konservierungsmanagements auf die Qualität von Raufutter österreichischer Rinderbetriebe - Ergebnisse aus LK-Heuprojekten. 40. Viehwirtschaftliche Tagung. LFZ Raumberg-Gumpenstein. Irdning - Donnersbachtal.
- Resch, R. (2016a): Einfluss der Bewirtschaftungsintensität auf Proteingehalt und Proteinерtrag von Dauerwiesenfutter. 71. ALVA-Tagung. Bildungshaus Schloss Krastowitz.
- Resch, R. (2016b): Einfluss des Vegetationsstadiums von Grundfutter auf den Gehalt an Strukturkohlenhydraten. 43. Viehwirtschaftliche Tagung. HBLFA Raumberg - Gumpenstein. Irdning - Donnersbachtal.
- Resch, R. (2021): Langzeitauswirkungen differenzierter Bewirtschaftungsintensität von Dauerwiesen unter besonderer Berücksichtigung ökonomischer und ökologischer Effekte. DaFNE-Projekt 101309 DW-NET4. HBLFA Raumberg - Gumpenstein. Irdning - Donnersbachtal.

- Resch, R.; Buchgraber, K.; Pötsch, E. M.; Gruber, L.; Guggenberger, T.; Wiedner, G. (2009b): Mineralstoffe machen das Grund- und Kraftfutter wertvoll. ÖAG - Broschüre Info (8). Österreichische Arbeitsgemeinschaft für Grünland und Viehwirtschaft (ÖAG). Irdning - Donnersbachtal.
- Resch, R.; Guggenberger, T.; Gruber, L.; Ringdorfer, F.; Buchgraber, K.; Wiedner, G. et al. (2017): Futtermertabellen für das Grundfutter im Alpenraum. Sonderbeilage Landwirt. Österreichische Arbeitsgemeinschaft für Grünland und Viehwirtschaft (ÖAG). Irdning - Donnersbachtal.
- Resch, R.; Hollmann, M.; Ortner, S.; Peratoner, G.; Stögmüller, G.; Terler, G. et al. (2020): Praxisbewertung von Grundfutter für Wiederkäuer. Österreichische Arbeitsgemeinschaft für Grünland und Viehwirtschaft (ÖAG). Irdning - Donnersbachtal.
- Resch, R.; Peratoner, G.; Romano, G.; Piepho, H. P.; Schaumberger, A.; Bodner, A. et al. (2015): Der Pflanzenbestand als Basis hoher Futterqualität im Grünland. 20. Alpenländisches Expertenforum. HBLFA Raumberg - Gumpenstein. Irdning - Donnersbachtal.
- Richter, A. (2014): Mikrobielle Prozesse im Klimawandel. Klimasymposium 2014. HBLFA Raumberg - Gumpenstein. Irdning - Donnersbachtal.
- Schaumberger, A.; Pötsch, E. M.; Schweiger, M. (2019): Veränderungen der Vegetationsdynamik unter zukünftigen Klimabedingungen. 18. Gumpensteiner Lysimetertagung. HBLFA Raumberg - Gumpenstein. Irdning - Donnersbachtal.
- Schechtner, G. (1958): Grünlandsoziologische Bestandsaufnahme mittels "Flächenprozentschätzung". In: *Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau* (105), S. 33–43.
- Schirpke, U.; Kohler, M.; Leitinger, G.; Fontana, V.; Tasser, E.; Tappeiner, U. (2017): Future impacts of changing land-use and climate on ecosystem services of mountain grassland and their resilience. In: *Ecosystem Services* (26), S. 79–94.
- Song, J.; Wan, S.; Piao, S.; Knapp, A. K.; Classen, A. T.; Vicca, S. et al. (2019): A meta-analysis of 1,119 manipulative experiments on terrestrial carbon-cycling responses to global change. In: *Nature Ecology & Evolution* (3), S. 1309–1320.
- Spiegel, H.; Dersch, G.; Schlatter, N.; Aichberger, K.; Söllinger, J.; Baumgarten, A. (2014): Humusfunktionen und -Dynamik in landwirtschaftlich genutzten Böden. 4. Umweltökologische Symposium. HBLFA Raumberg - Gumpenstein. Irdning - Donnersbachtal.
- Spieß, E.; Prasuhn, V.; Humphrys, C. (2015): Einfluss des Umbruchtermins einer Zwischenfrucht auf die Nitratauswaschung. 16. Gumpensteiner Lysimetertagung. HBLFA Raumberg - Gumpenstein. Irdning - Donnersbachtal.
- Stampfli, A., Zeiter, M. (2010): Der Verlust von Arten wirkt sich negativ auf die Futterproduktion aus. In: *Agrarforschung Schweiz* (1 (5)), S. 184–189.
- Steinwider, A.; Starz, W.; Bohner, A.; Angeringer, W.; Edler, V. (2019): Grünlandböden - Bodenleben aktivieren und Qualität erhalten. Nährstoffkreisläufe. Österreichische Arbeitsgemeinschaft für Grünland und Viehwirtschaft (ÖAG). Irdning - Donnersbachtal.
- Taube, F., Pötsch, E. M. (2001): On-farm nutrient balance assessment to improve nutrient management on organic dairy farms. EGF-Tagung. Witzhausen.
- Tello-García, E.; Huber, L.; Leitinger, G.; Peters, A.; Newsely, C.; Ringler, M.-E.; Tasser, E. (2020): Drought- and heat-induced shifts in vegetation composition impact biomass production and water use of alpine grasslands. In: *Environmental and Experimental Botany* (169).

VDLUFA (Hg.) (1976): Methodenbuch Band III - Die chemische Untersuchung von Futtermitteln. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA). Darmstadt: VDLUFA-Verlag.

Walther, G.-R. (2010): Community and ecosystem responses to recent climate change. In: *Biological Sciences* (365 (1549)), S. 2019–2024.

Wang, Y.; Sun, J.; Liu, M.; Zeng, T.; Tsunekawa, A.; Mubarak, A. A.; Zhou, H. (2019): Precipitation-use efficiency may explain net primary productivity allocation under different precipitation conditions across global grassland ecosystems. In: *Ecology and Conservation*.