

Untersuchung der anfänglichen Auswirkungen von *Holistic Planned Grazing* (HPG) auf die Gefäßpflanzendiversität sowie Kohlenstoff- und Stickstoffbestände des Bodens: Ein Vergleich mit kontinuierlicher Beweidung auf zwei norddeutschen Weiden

Assessing the initial effect of Holistic Planned Grazing (HPG) on vascular plant diversity, soil carbon and nitrogen stocks: A comparison with continuous grazing in two northern German pastures

Rhea Helmerich

Zusammenfassung

Ziel dieser Studie war es zu untersuchen, ob *Holistic Planned Grazing* (HPG) eine Restaurationsmethode sein kann, die landwirtschaftliche Produktivität und gesunde Ökosystemfunktionen gleichermaßen ermöglicht, indem sie sich positiv auf Gefäßpflanzendiversität sowie Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte im Boden auswirkt. Hervorzuhebende Ergebnisse sind eine signifikant höhere Artenvielfalt, ein höherer Shannon-Index und eine signifikant andere Artenzusammensetzung nach zwei Jahren HPG-Management. Der Vergleich mit der kontinuierlich bewirtschafteten Weide ergab für beide Bewirtschaftungsarten ähnliche Artenzahl und Biodiversitätsindizes. Die Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte im Boden wurden durch die Bewirtschaftung (noch) nicht signifikant beeinflusst.

Grünland, Restauration, Weidemanagement, Holistic Planned Grazing, Biodiversität, Bodenkohlenstoff

Abstract

Aim of this study was to investigate whether Holistic Planned Grazing (HPG) can be a restoration method to balance agricultural productivity and ecosystem functioning in semi-natural temperate climates by positively affecting vascular plant diversity, soil carbon- and nitrogen stocks. Biggest effects were significantly higher species diversity, higher Shannon Index and significantly different species composition after two years of HPG management. The comparison with the continuously managed pasture unveiled similar species richness and biodiversity indices for both management types. Soil carbon and nitrogen stocks were not (yet) significantly affected by management.

Grassland, Restoration, Pasture management, Holistic Planned Grazing, Biodiversity, Soil carbon

doi: 10.23766/NiPF.202301.09

Einleitung

Der Zustand der weltweiten Ökosysteme ist alarmierend, die mit dem Klima- und Landnutzungswandel verbundenen Herausforderungen reichen vom globalen Verlust der biologischen Vielfalt (Isbell et al. 2011; Sala et al. 2000) bis hin zu Ernährungsunsicherheit (Glamann et al. 2015; Janzen 2011; Lal 2010). Grünland hat in der Restauration von Ökosystemen bisher wenig Relevanz (Temperton et al. 2019; Wilsey 2021). Eine Priorisierung wäre jedoch angebracht, da Grünlandflächen wertvolle Kohlenstoffspeicher sind (Lal et al. 2018), den weltweit höchsten Artenreichtum an Pflanzen aufweisen (Wilson et al. 2012) und eng verflochten mit Landnutzungspraktiken sind. Dies birgt enormes Potenzial, da Landbewirtschaftung in ihrer täglichen Arbeit die Komplexität von Ökosystemen steuern und ihr lokales Wissen für die Restauration entscheidend ist (Pärtel et al. 2005). Holistic Planned Grazing (HPG) ist ein Managementansatz, der in der Lage sein soll, degradierte Grünlandflächen und deren Ökosystemfunktionen wiederherzu-

stellen und gleichzeitig die Besatzdichte zu erhöhen (Butterfield et al. 2019; Savory & Butterfield 2016; Savory Institute 2022a; Teague & Kreuter 2020). HPG basiert auf der Nachahmung umherziehender, intensiv weidender Huftierherden (Savory Institute 2022a). Es zielt darauf ab, einen Zustand des Ökosystems zu erreichen, in dem die Störung weder zu groß noch zu gering ist, also sowohl Über- als auch Unterbeweidung vermieden wird. Dies wird durch ständige Beobachtung und Anpassung eines detaillierten Beweidungsplans an ökologische, Umwelt- und menschliche Faktoren erreicht (Butterfield et al. 2019; Savory Institute 2022a; Teague & Kreuter 2020). Die verfügbare Weidefläche wird durch Zäunen in mehrere Parzellen unterteilt. Die gesamte Herde weidet Parzelle für Parzelle. Der Zeitpunkt des Umtriebs richtet sich nach klimatischen Bedingungen, der Wachstumsperiode der Pflanzen und dem Futterbedarf. Durch das Zäunen weiden die Tiere intensiver und weniger selektiv in den Parzellen und somit gleichmäßiger verteilt auf der gesamten



Fläche. Während die Tiere auf einer Parzelle weiden, können sich Vegetation und Boden auf den anderen Parzellen regenerieren; die Regenerationszeit spielt eine zentrale Rolle im Weidesystem (Butterfield et al. 2019; Teague et al. 2013; Teague & Kreuter 2020). Da landwirtschaftliche Produktivität und Restaurationsziele wie die Verbesserung der Biodiversität häufig als widersprüchlich angesehen werden, ist die Erforschung von Bewirtschaftungsansätzen, die vermeintlich konkurrierende Interessen vereinen, erforderlich (Loos et al. 2019; Pärtel et al. 2005). Die meisten Studien zu HPG wurden in (semi-)ariden Klimazonen durchgeführt und konzentrieren sich auf das Kohlenstoffspeicherungspotenzial sowie Wasser- und Nährstoffkreisläufe. Studien im Grünland der gemäßigten Klimazonen fehlen und die Auswirkungen auf Gefäßpflanzendiversität und die Artenzusammensetzung wurden nur unzureichend untersucht (Jacobo et al. 2006; Nordborg 2016). Hier setzt diese Arbeit an, indem sie Erkenntnisse über die Auswirkungen von HPG auf die Gefäßpflanzendiversität sowie Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte im Boden im Grünland der gemäßigten Zonen liefert.



Abbildung 1: Holistic Planned Grazing auf dem Haidehof, Juli 2021

Tabelle 1: Material und Methoden.

	Haidehof	De Öko Melkburen
Standort	22880 Wedel (Schleswig-Holstein)	24632 Lentföhrden (Schleswig-Holstein)
Klima	Jahresdurchschnittstemperatur 9,9 °C Jahresdurchschnittsniederschlag 819 mm	Jahresdurchschnittstemperatur 9,7 °C Jahresdurchschnittsniederschlag 803 mm
Management	HPG seit 2019	Kontinuierliche Beweidung seit ca. 20 Jahren
Pflanzengesellschaft	Molinio-Arrhenatheretea	Molinio-Arrhenatheretea
Boden	Siehe Abbildung 2	Siehe Abbildung 2
Datenaufnahme	9 Aufnahmepunkte in 2019, dieselben Punkte plus 2 zusätzliche in 2021: 1 m ² Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet (Deckung, Wuchshöhe, Bodendeckung) plus Gesamtartenliste Bodenproben in 0-10 und 10-30 cm Tiefe	11 Aufnahmepunkte in 2021: Entsprechend der Haidehof-Fläche
Analyse	Berechnung der Gefäßpflanzendiversität (Anzahl, Äquitabilität), der Artenzahl pro funktioneller Gruppe (FG) sowie der Biodiversitätsindizes (Shannon & Simpson) Nichtmetrische multidimensionale Skalierung (NMDS) basierend auf der Bray-Curtis-Unähnlichkeit, ergänzt durch <i>envfit</i> (Oksanen et al., 2020) zur Einbeziehung von Ellenberg Indikatorwerten (Ellenberg et al., 1992), Grünland-Nutzungswertzahlen (Briemle, 2002) sowie Umweltdaten Klassifizierungen als Rote-Liste- (Romahn, 2021) und wertgebende Grünlandarten (LLUR, 2022a) Berechnung von <i>Welch Two Sample t-tests</i> sowie non-parametric <i>Wilcoxon rank sum exact tests</i> basierend auf den Bodendaten	Entsprechend der Haidehof-Daten

Material und Methoden

Die 2021 auf dem Haidehof aufgenommenen Boden- und Vegetationsdaten (HH21) wurden mit Daten der Referenzfläche De Öko Melkburen (MB21) und mit Daten vom Haidehof verglichen, die kurz nach Einführung der HPG-Bewirtschaftung im Jahr 2019 erhoben wurden (HH19). Tabelle 1 gibt einen Überblick über Material und Methoden. Einen visuellen Eindruck der Flächen sowie Aufschluss über die Böden gibt Abbildung 2.

Ergebnisse

Die größten Effekte traten im zeitlichen Vergleich der Vegetationsdaten auf. So war eine signifikant höhere Artenzahl sowie ein höherer Shannon-Index im Jahr 2021 im Vergleich zum Jahr 2019 auf dem Haidehof messbar. Acht neue Arten wurden 2021 aufgenommen. Auch die Artenzusammensetzung war mit ähnlichen Arten, aber einer höheren Variation im Jahr 2021 signifikant unterschiedlich zwischen den Jahren ($p = 0,006$). Die Auswertung der Grünlandnutzungswerte ergab weniger auf Brachland hinweisende Arten im Jahr 2021 als 2019. Der räumliche Vergleich

zwischen den beiden Managementtypen brachte unerwartete Ergebnisse zutage: gleiche Artenzahl und ähnliche Biodiversitätsindizes, jedoch sehr unterschiedliche Arten. Auch die Artenzusammensetzung war deutlich unterschiedlich ($p = 0,001$). Auf dem Haidehof waren signifikant mehr Gräser ($p = 0,00009$), auf der Referenzfläche mehr Kräuter ($p = 0,003$) und Leguminosen ($p = 0,05$) vertreten. Die Auswertung der Grünlandnutzungswerte ergab einige auf Extensivgrünland hinweisende Arten auf HH21, wohingegen MB21 vermehrt auf Brachland hinweisende Arten aufwies. Das Vorkommen von Rote-Liste- und wertgebenden Grünlandarten war höher auf HH21. Was die C- und N-Bestände im Boden angeht, konnten keine signifikanten Veränderungen zwischen den Jahren 2019 und 2021 auf dem Haidehof gemessen werden. Abbildungen 3 und 4 visualisieren die Artenzusammensetzung sowie Anzahl und Vorkommen der Arten auf den Flächen.



Abbildung 2: Standortcharakteristika. Oben: Visueller Eindruck der Vegetation auf dem Haidehof (links) und auf der Referenzfläche (rechts) im Juni 2021. Unten: Bodentypen von HH21 auf der linken Seite (1 = Gley-Podsol, 2 = Podsol, 3 = Moor-Podsol) und MB21 auf der rechten Seite (4 = Podsol-Braunerde), schwarze Linien zeigen die Probenahmeffläche. Bodenkarten entnommen von LLUR (2022b).

Diskussion

Aufgrund des visuellen Eindrucks, Gesprächen mit den Bewirtschaftenden sowie der Literatur wurde angenommen, dass aufgrund der durch HPG geschaffenen kleinräumigen Habitatheterogenität innerhalb der Weide die Gefäßpflanzendiversität sowohl im Vergleich zur kontinuierlich beweideten Referenzfläche als auch zwei Jahre nach Einführung der Bewirtschaftung auf dem Haidehof höher sein würde. Es wurde erwartet, dass die Kombination aus Beweidung, Tritt und Regenerationszeit den Kräutern einen Vorteil verschafft und zu einer höheren Arten- und FG-Diversität sowie Äquitabilität der Arten führt. Tabelle 2 und 3 geben einen Überblick, welche Teile der Hypothesen in Bezug auf die Gefäßpflanzendiversität erfüllt wurden und welche nicht.

Die einzigen signifikanten Unterschiede zwischen HH21 und MB21 in Bezug auf die Diversität liegen in der Artenzahl pro funktioneller Gruppe. Die Annahme, dass die mit HPG bewirtschaftete Weide mehr Kräuter aufweisen würde als die Referenzfläche, hat sich nicht erfüllt. Bei näherer Betrachtung ist dies nicht überraschend, da die Wuchshöhe der MB21-Vegetation sehr gering (abgesehen von einzelnen hochwachsenden Geilstellen) und recht homogen war. Dies deutet auf Überweidung hin, was nicht nur den Anteil hoher Gräser reduziert (Jacobo et al. 2006), sondern auch mehr niedrigwüchsige und lichtbedürftige Arten fördert (Bullock et al. 2001) und zu den Ergebnissen der funktionellen Gruppen passt. Die höhere Abundanz von Ruderalpflanzen mit kleinem Wuchs und limitierter horizontaler Ausbreitung auf MB21 spiegelt häufige Störung wider, die nicht nur zu negativen Effekten der Über-

weidung, sondern auch zu einer symmetrischeren Konkurrenz und damit zu einer langsameren Verdrängung führen könnte (Wilson et al. 2012). Passend dazu stellte Fritzenkötter (2021) eine insgesamt höhere Anzahl von Bestäubungskontakten auf HH21 fest, aber mehr blühende Kräuter auf MB21, was zu mehr Bestäubungskontakten durch Hymenoptera auf der Referenzfläche im Vergleich zum Haidehof führte. Während HH21 mehrere auf Unterbeweidung hinweisende Arten (z. B. *Deschampsia cespitosa*, *Juncus effusus*, *Rumex obtusifolius*) aufweist, kommen auf MB21 mehr Tritt-tolerante, auf Überweidung hinweisende Arten (z. B. *Bellis perennis*, *Capsella bursa-pastoris*, *Plantago major*, *Taraxacum sect. Ruderalia*) vor (Leuschner & Ellenberg 2017). MB21 scheint eine eher homogene Pflanzengemeinschaft zu bilden, die durch Beweidung- und Tritt-tolerante Arten gekennzeichnet ist, während die Beweidungsgemeinschaft von HH21 günstige Bedingungen für eine Entwicklung zu mesophilem Grünland aufweist. Dies lässt sich aus Nutzungswertzahlen (Briemle 2002), den hohen Abundanzen von *Festuca rubra*, *Agrostis capillaris* und *Ranunculus repens* im gesamten Gebiet in Kombination mit hohen Abundanzen von *Ranunculus acris* (LLUR 2022a) und dem Vorkommen von Rote-Liste-Arten wie *Cardamine pratensis* und *Cynosurus cristatus* (Romahn 2021) ableiten.

Der zeitliche Vergleich auf dem Haidehof ergab eine höhere Gefäßpflanzendiversität im Jahr 2021 als 2019. Allerdings sollte hier nicht vorschnell geschlussfolgert werden, dass dies (ausschließlich) auf HPG zurückzuführen ist. Mehr Repetitionen sind nötig,

Tabelle 2: Zusammenfassung der Erwartungen basierend auf Hypothese 1 „Die Diversität der Gefäßpflanzen (Artenzahl & Artenzahl funktioneller Gruppen (FG), Äquitabilität, Shannon- und Simpson-Indizes) ist auf der mit HPG bewirtschafteten Weide (HH21) höher als auf der kontinuierlich beweideten Referenzfläche (MB21); die Artenzusammensetzung variiert zwischen HH21 und MB21.“.

Die Farben zeigen an, ob die Erwartungen erfüllt wurden: grün = ja, gelb = teilweise, rot = nein. * indiziert Signifikanz).

Erwartungen	Erfüllt	Überraschend
Höhere Artenzahl auf HH21	nein (bezogen auf Gesamtartenliste ja)	Gleiche Artenzahl (aber vorrangig andere Arten)
Höhere Äquitabilität der Arten auf HH21	ja	
Höhere Artenzahl pro FG auf HH21	Gräser ja * Kräuter nein * Leguminosen nein *	Mehr Kräuter und Leguminosen auf MB21
Höherer Shannon Index auf HH21	ja	ähnlich
Höherer Simpson Index auf HH21	ja	ähnlich
Andere Artenzusammensetzung	ja * (NMDS)	
Mehr Kräuter auf HH21	nein * (HH21: 11, MB21: 18)	
Mehr wertgebende Arten und ökologisch wertvollerer Biotoptyp auf HH21	ja (wertgebende Arten) HH21: 8, 2 davon RL MB21: 7, keine RL nein (pflanzensoziologische Klassifizierung)	2 (+1 außerhalb der Aufnahmefläche) Rote-Liste-Arten auf HH21 Ähnliche Anzahl wertgebender Arten auf HH21 und MB21, aber völlig unterschiedliche Arten

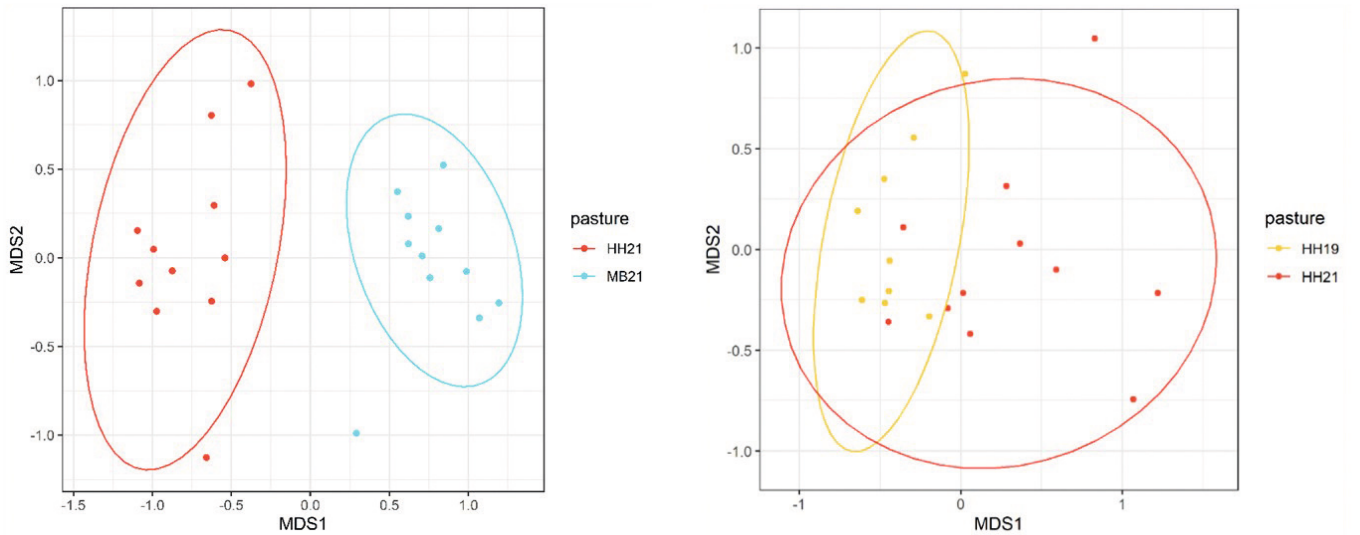


Abbildung 3: NMDS der Vegetationsdaten von HH21 and MB21 basierend auf der Bray-Curtis-Unähnlichkeit; 20 Durchläufe, Stress 0.13 (links) und der Vegetationsdaten von HH19 und HH21 basierend auf der Bray-Curtis-Unähnlichkeit; 20 Durchläufe, Stress 0.15 (rechts).

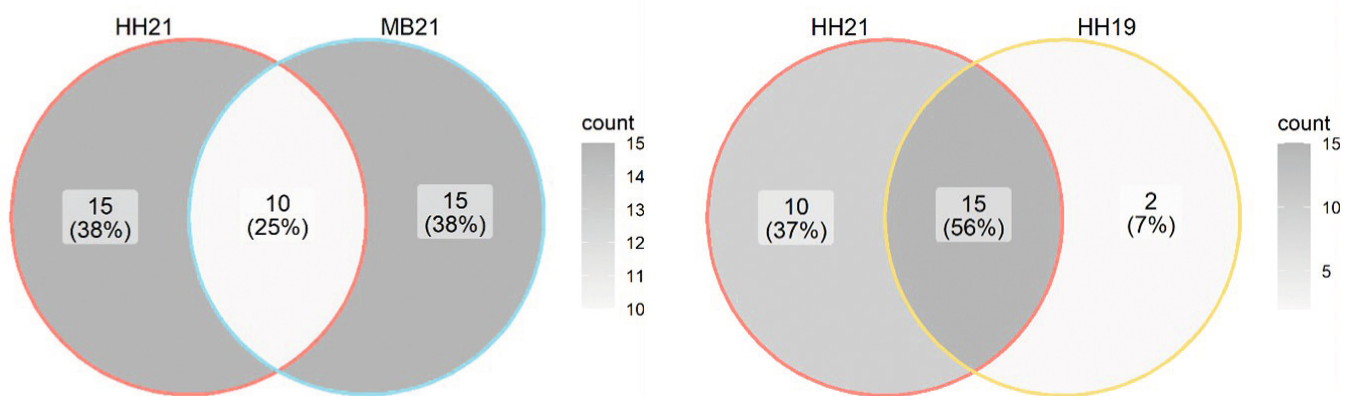


Abbildung 4: Venn-Diagramm für die Artenzahlen. In der Überschneidungsfläche ist die Anzahl der Arten angegeben, die auf beiden Flächen gemeinsam vorkommen, sowie die Anzahl der Arten, die nur auf einer Fläche vorkommen. Links HH21 und MB21, rechts HH19 und MB21 im Vergleich.

um jährliche Schwankungen berücksichtigen zu können. Außerdem ist zu bedenken, dass observer error die Ergebnisse verfälscht haben könnten, da für 2019 und 2021 kein kongruentes Design für die Datenerhebung vereinbart worden war. 2021 wurden acht neue Arten erfasst, darunter drei wertgebende Grünlandarten. Unter Berücksichtigung der gesamten Artenliste wurden 14 weitere neue Arten außerhalb der Aufnahmeflächen gefunden, darunter die Rote-Liste-Art *Lotus pedunculatus*. Vergleicht man die Nutzungswertzahlen für HH19 und HH21, wurden 2021 insbesondere weniger auf Brachland/Nichtkulturland hinweisende Arten erfasst. Sowohl in Bezug auf Anzahl als auch auf den ihnen

zugewiesenen Wert (wertgebende Grünland- und Rote-Liste-Arten) waren 2021 mehr Arten vorhanden, was jedoch kaum eine Beurteilung zulässt, ob die Artenzusammensetzung durch das veränderte Management positiv beeinflusst wurde. Dies geht einher mit Ergebnissen anderer Studien, da Biodiversitätseffekte häufig verzögert auftreten und mit der Zeit ausgeprägter werden (Weisser et al. 2017). HPG könnte daher die Artenzusammensetzung der Weide bereits positiv beeinflusst haben, allerdings ist die Umsetzung von HPG wahrscheinlich nicht die einzige Veränderungsursache. Für die Bodendaten konnten keine signifikanten Veränderungen nach 2 Jahren HPG auf dem Haidehof gemessen werden (Tabelle 4).



Tabelle 3: Zusammenfassung der Erwartungen basierend auf Hypothese 2 „Die Diversität der Gefäßpflanzen (Artenzahl & Artenzahl funktioneller Gruppen (FG), Äquitabilität, Shannon- und Simpson-Indizes) ist höher im Jahr 2021 (HH21) im Vergleich zu 2019 (HH19), 2 Jahre nachdem HPG auf dem Haidehof implementiert wurde; die Artenzusammensetzung variiert zwischen HH19 und HH21“. Die Farben zeigen an, ob die Erwartungen erfüllt wurden: grün = ja, gelb = teilweise, rot = nein. * indiziert Signifikanz).

Erwartungen	Erfüllt	Überraschend
Höhere Artenzahl auf HH21	ja * (+8) (bezogen auf Gesamtartenliste ja)	Gleiche Artenzahl (aber vorrangig andere Arten)
Höhere Äquitabilität der Arten auf HH21	ja	
Höhere Artenzahl pro FG auf HH21	G ja * F ja L nein (1 Juncaceae auf HH21)	Mehr Kräuter und Leguminosen auf MB21
Höherer Shannon Index auf HH21	ja *	ähnlich
Höherer Simpson Index auf HH21	ja	ähnlich
Andere Artenzusammensetzung	ja * (NMDS)	
Mehr Kräuter auf HH21	ja (+3)	
Mehr wertgebende Arten und ökologisch wertvollere Biotoptyp auf HH21	ja (wertgebende Arten) innerhalb der Aufnahmefläche +2, außerhalb +2, darunter die Rote-Liste-Art <i>Lotus pedunculatus</i> teilweise (pflanzensozioologische Klassifizierung)	Gleiche Klasse (Molinio-Arrhenatheretea), aber ein möglicher positiver Trend hin zu mesophilem Grünland

Tabelle 4: Zusammenfassung der Erwartungen basierend auf Hypothese 3 „Im Laufe der Zeit wird HPG die Kohlenstoffsequestrierung auf dem Haidehof erhöhen, es werden jedoch noch keine signifikanten Veränderungen beim Vergleich der Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte auf HH19 und HH21 festzustellen sein“ und 4 „Die N-Verteilung in den oberen 10 cm des Bodens wird in HH21 weniger variabel sein als in HH19“. Die Farben zeigen an, ob die Erwartungen erfüllt wurden: grün = ja, gelb = teilweise, rot = nein. * indiziert Signifikanz).

Erwartungen	Erfüllt	Überraschend
Noch keine signifikanten Veränderungen	ja	
Geringere N-Variabilität in den oberen 10 cm des Bodens auf HH21 im Vergleich zu HH19	nein	Keine Unterschiede

Dies korrespondiert mit Ergebnissen von Weisser et al. (2017), dass insbesondere unterirdische Prozesse mehrere Jahre benötigen, um auf Veränderungen der Artendiversität zu reagieren. Teague und Kreuter (2020) berichten ebenfalls, dass verlässliche Ergebnisse zu Auswirkungen des HPG-Managements auf die Funktion von Ökosystemen erst nach mehreren Jahren erzielt werden können. Es kann davon ausgegangen werden, dass durch HPG geförderte Veränderungen der C- und N-Bestände und damit verbundene Veränderungen der Artenzusammensetzung nach drei bis fünf Jahren sichtbar werden (Weisser et al. 2017).

Fazit und Ausblick

Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass sich HPG auf dem Haidehof nach zweijähriger Bewirtschaftung positiv auf die Artenvielfalt und -zusammensetzung der Gefäßpflanzen ausgewirkt hat. Signifikante anfängliche Auswirkungen auf die Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte konnten nicht festgestellt werden. Neben der Durchführung eines Langzeitmonitorings könnte es vielversprechend sein, weitere Referenzflächen sowie Einflüsse der umliegenden Landschaft miteinzubeziehen. Für das Team des Haidehofs bedeuten die Ergebnisse weiter mit der Regenerationszeit zu experimentieren und Veränderungen in der

Artenzusammensetzung zu beobachten. Da die Weide einige auf Unterbeweidung hindeutende Arten aufwies, könnte es gelingen, die Gefäßpflanzendiversität weiter zu fördern, indem sowohl die Regenerationszeit (Zeitpunkt des Umtriebs) als auch der Beweidungsdruck (Besatzdichte) erhöht wird. HPG bietet vorteilhafte Möglichkeiten, nicht nur um das Vieh zu managen, sondern auch für Restaurations-Entscheidungen. Ausgewählte Arten können gefördert werden, z. B. indem bestimmte Bereiche gemieden oder intensiver beweidet und Tritt ausgesetzt werden. Auch über das Haidehof-Projekt hinaus ist es vielversprechend mit HPG wirtschaftende Betriebe wissenschaftlich zu begleiten, um zu erforschen auf welche Weise HPG zur Wiederherstellung von Grünlandökosystemen der gemäßigten Breiten beitragen kann. Dies ist besonders wichtig, da sich mit Klima- und Landnutzungswandel verbundene Auswirkungen lokal auf unterschiedliche Weise niederschlagen und Bewirtschaftungsstrategien für Agrarökosysteme erfordern, die landwirtschaftliche Produktivität und gesunde Ökosysteme miteinander verbinden. Es kann dabei nur vorteilhaft sein, Bewirtschaftungsansätze wie HPG zu nutzen, die auf ständiger Beobachtung beruhen und in hohem Maße anpassungsfähig sind. Wissenschaftliche Zusammenarbeit mit Landwirtinnen und Landwirten ist unerlässlich, um verschiedene Wissenssysteme zusammenzuführen und die daraus resultierenden Erkenntnisse und Empfehlungen an Landbewirtschaftende, Naturschützer und Personen in politischen Entscheidungspositionen zu vermitteln.

Quellenverzeichnis

BRIEMLE, G., NITSCHKE, S., & NITSCHKE, L. (2002): Nutzungswertzahlen für Gefäßpflanzen des Grünlandes. Schriftenreihe für Vegetationskunde, 38(2), 203-225.

BULLOCK, J. M., FRANKLIN, J., STEVENSON, M. J., SILVERTOWN, J., COULSON, S. J., GREGORY, S. J., & TOFTS, R. (2001): A plant trait analysis of responses to grazing in a long-term experiment. *Journal of Applied Ecology*, 38(2), 253-267.

BUTTERFIELD, J., BINGHAM, S., & SAVORY, A. (2019): *Holistic Management Handbook: Regenerating Your Land and Growing Your Profits*. (3. Ed.). Island Press.

ELLENBERG ET AL. (1992): *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Scripta Geobotanica. (3rd ed.). Goltze.

FRITZENKÖTTER, R. (2021): *Effects of holistic versus conventional grazing on pollination processes in grasslands in northern Germany*. [Unpublished bachelor thesis]. Leuphana University Lüneburg.

GLAMANN, J., HANSPACH, J., ABSON, D. J., COLLIER, N., & FISCHER, J. (2017): The intersection of food security and biodiversity conservation: a review. *Regional Environmental Change*, 17(5), 1303-1313.

ISELL, F., CRAVEN, D., CONNOLLY, J., LOREAU, M., SCHMID, B., & PASCAL, A. (2015): Biodiversity increases the resistance of ecosystem productivity to climate extremes. *Nature*, 526(7574), 574-577.

JACOBO, E. J., RODRÍGUEZ, A. M., BARTOLONI, N., & DEREGIBUS, V. A. (2006): Rotational grazing effects on rangeland vegetation at a farm scale. *Rangeland Ecology & Management*, 59(3), 249-257.

JANZEN, H. H. (2011): What place for livestock on a re-greening earth? *Animal Feed Science and Technology*, 166, 783-796.

LAL, R. (2010): Managing soils and ecosystems for mitigating anthropogenic carbon emissions and advancing global food security. *BioScience*, 60(9), 708-721.

LAL, R., SMITH, P., JUNGKUNST, H. F., MITSCH, W. J., LEHMANN, J., NAIR, P. R., McBRATNEY, A. B., DE MORAES SA, J. C., SCHNEIDER, J., ZINN, Y. L., SKORUPPA, A. L. A., ZHANG, H., MINASNY, B., SRINIVASRAO, C., & RAVINDRANATH, N. H. (2018): The carbon sequestration potential of terrestrial ecosystems. *Journal of Soil and Water Conservation*, 73(6), 145A-152A.

LANDESAMT FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND LÄNDLICHE RÄUME DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (LLUR) (2022A): *Kartieranleitung und Standardliste der Biotoptypen Schleswig-Holsteins: Mit Hinweisen zu den gesetzlich geschützten Biotopen sowie den Lebensraumtypen gemäß Anhang I der FFH-Richtlinie – Kartieranleitung und erläuterte Standardliste Biotoptypen*. (version 2.1). Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein.

LLUR (2022B): *Landwirtschafts- und Umweltatlas*. Abgerufen am 18.03.2022 von <https://www.umweltdaten.landsh.de/atlas/script/index.php>

LEUSCHNER, C., & ELLENBERG, H. (2017): *Agricultural Grassland on Mesic to Wet Soils*. In *Ecology of Central European Non-Forest Vegetation: Coastal to Alpine, Natural to Man-Made Habitats* (6th ed., pp. 597-731). Springer.

LOOS, J., BATÁRY, P., GRASS, I., WESTPHAL, C., BÄNSCH, S., BAILLOD, A. B., HASS, A. L., ROSA, J., & TSCHARNTKE, T. (2019): Vulnerability of ecosystem services in farmland depends on landscape management. In *Atlas of Ecosystem Services* (pp. 91-96). Springer, Cham.

NORDBORG, M. (2016): *Holistic management – a critical review of Allan Savory's grazing method*. SLU/EPOK – Centre for Organic Food & Farming & Chalmers.

OKSANEN, J., BLANCHET, F. G., FRIENDLY, M., KINDT, R., LEGENDRE, P., MCGLINN, D., MINCHIN, P. R., O'HARA, R. B., SIMPSON, G. L., SOLYMOS, P., STEVENS, M. H. H., SZOEC, E., & WAGNER, H. (2020): *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-7.

PÄRTEL, M., BRUUN, H. H., & SAMMUL, M. (2005): Biodiversity in temperate European grasslands: origin and conservation. *Grassland science in Europe*, 10(1), 14.

ROMAHN (2021): *Die Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins*. Rote Liste. (5th ed.). Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein.

SALA, O. E., STUART CHAPIN, F. I. I., ARMESTO, J. J., BERLOW, E., BLOOMFIELD, J., DIRZO, R., HUBER-SANWALD, E., HUENNEKE, L. F., JACKSON, R. B., KINZIG, A., LEEMANS, R., LODGE, D. M., MOONEY, H. A., OESTERHELD, N., POFF, N. L., SYKES, M. T., WALKER, B. H., WALKER, M., & WALL, D. H. (2000): Global biodiversity scenarios for the year 2100. *science*, 287(5459), 1770-1774.

SAVORY, A., & BUTTERFIELD, J. (2016): *Holistic management: a commonsense revolution to restore our environment*. Island Press.

SAVORY INSTITUTE (2022A): *What is Holistic Management*. Abgerufen am 28.06.2022 von <https://savory.global/holistic-management>



TEAGUE, R., PROVENZA, F., KREUTER, U., STEFFENS, T., & BARNES, M. (2013): Multi-paddock grazing on rangelands: why the perceptual dichotomy between research results and rancher experience?. *Journal of Environmental management*, 128, 699-717.

TEAGUE, R., & KREUTER, U. (2020): Managing grazing to restore soil health, ecosystem function, and ecosystem services. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 157.

TEMPERTON, V. M., BUCHMANN, N., BUISSON, E., DURIGAN, G., KAZMIERCZAK, Ł., PERRING, M. P., DE SÁ DECHOUM, M., VELDMAN, J. W., & OVERBECK, G. E. (2019): Step back from the forest and step up to the Bonn Challenge: how a broad ecological perspective can promote successful landscape restoration. *Restoration Ecology*, 27(4), 705-719.

WEISSER, W. W., ROSCHER, C., MEYER, S. T., EBELING, A., LUO, G., ALLAN, E., BESSLER, H., BARNARD, R. L., BUCHMANN, N., BUSCOT, F., ENGELS, C., FISCHER, C., FISCHER, M., GESSLER, A., GLEIXNER, G., HALLE, S., HILDEBRANDT, A., HILLEBRAND, H., ... EISENHAEUER, N. (2017): Biodiversity effects on ecosystem functioning in a 15-year grassland experiment: Patterns, mechanisms, and open questions. *Basic and applied ecology*, 23, 1-73.

WILSEY, B. (2021): Restoration in the face of changing climate: importance of persistence, priority effects, and species diversity. *Restoration Ecology*, 29, e13132.

WILSON, J. B., PEET, R. K., DENGLER, J., & PÄRTEL, M. (2012): Plant species richness: the world records. *Journal of vegetation Science*, 23(4), 796-802.

Kontakt

Rhea Helmerich, M.Sc.

Lüneburg

rhea.helmerich@gmx.de

