

# Änderungen in der Grünlandvegetation durch den Klimawandel

Albin Blaschka<sup>1\*</sup>

## Einleitung

Das Klima fasst mehrere miteinander in Wechselwirkung stehende Standortfaktoren zusammen und prägt unmittelbar die Vegetation auf einem Standort. Die bereits eingetretenen und sich abzeichnenden Änderungen werden in vielfältiger Weise die Eigenschaften der Arten und Verschiebungen in der Artzusammensetzung verursachen. Viele der Mechanismen sind in Umrissen bekannt, jedoch für Detailprognosen ist noch ein enormer Forschungsaufwand sowohl bei den Klimamodellen als auch in der Ökologie zu decken, nicht zuletzt durch die zu berücksichtigenden Wechselwirkungen.

Die hier vorliegende Arbeit versucht, auf Basis einer einfachen, eingeschränkten Literaturstudie eine Einsicht in die Faktoren, Parameter und mögliche Wechselbeziehungen in die Dynamik der Vegetation, speziell für das mitteleuropäische Grünland, unter dem Gesichtspunkt der zu erwartenden Klimaänderungen zu geben.

Insgesamt zeigen alle derzeit aktuellen Klimamodelle eine Erwärmung für die Alpen an (Kromp-Kolb *et al.*, 2014); daher ist es praktisch sicher, dass sich unter Annahme des A1B-Emissionsszenarios der Alpenraum im 21. Jahrhundert um etwa 0,25 bis 0,3 °C pro Jahrzehnt erwärmen wird, aber künftige Niederschläge sowohl zu- als auch abnehmen können (Ahrens *et al.*, 2014). Die CO<sub>2</sub>-Konzentration wird bei diesem Szenario im Jahr 2100 ca. 700 ppm betragen. Zur Zeit beträgt die Konzentration ca. 400 ppm (siehe <http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/index.html>).

## Änderungen und Anpassungsstrategien

Organismen können grundsätzlich auf drei Arten auf Änderungen der Umweltbedingungen bzw. dadurch verursachten Stress reagieren: (1) Ausharren unter den geänderten Bedingungen, im Sinne einer Stress-Toleranz bzw. Akklimatisierung (2) Migration in Gebiete mit besser passenden Bedingungen im Sinne einer Stress-Vermeidung (Avoidanz) oder (3) aussterben. Die Avoidanz kann auch im Sinne einer zeitlichen Vermeidung von Stressphasen gesehen werden, z. B. durch Dormanz.

Im folgendem werden die Strategien bzw. Anpassungen, die ein Ausharren am Standort ermöglichen näher betrachtet, da Pflanzen im Gegensatz zu Tieren wenig mobil sind. Auch hier gibt es drei Möglichkeiten, die sich teilweise ergänzen bzw. ineinander übergehen können: (a) ökologische Toleranz einzelner Arten, also die Möglichkeiten von Arten eine bestimmte Schwankungsbreite eines Umweltfaktors zu ertragen, (b) langsam verlaufende genetische Anpassungen

der jeweiligen Population, oder (c) dass durch externe Prozesse (z. B. im Boden) die Änderungen für bestimmte Pflanzengemeinschaften abgepuffert werden und so zumindest nicht voll zum Tragen kommen. Als erstes werden die Teile einer Population besser mit den geänderten Bedingungen zu Rande kommen, die die höchste (genetische) Diversität aufweisen und damit verbunden wahrscheinlich auch die höchste ökologische Toleranz besitzen (Beierkuhnlein *et al.*, 2011). Eine höhere genetische Diversität erhöht ebenso die Möglichkeit, dass genetische Anpassungen im Sinne einer Selektion erfolgen können. Die zeitliche Dimension und entsprechend die Geschwindigkeit, gekoppelt mit dem Ausmaß, in der die Änderungen erfolgen, prägen die möglichen Strategien.

Diese oben genannten Muster äußern sich zum Beispiel in den grundsätzlichen Anpassungen wie Wuchsformen oder auch innerhalb des Stoffwechsels (C3/C4/CAM...), Toleranzbereichen oder Habitatsansprüchen einer Art (stenöke vs. euryöke Arten), aber auch in Vermehrungs- und Ausbreitungsstrategien (klonal vs. generativ, einjährig/mehrfährig). Diese führen auf Gemeinschaftsebene, gemeinsam mit weiteren externen Einflüssen zu vielfältigen Interaktionen zwischen Individuen bzw. Organismen (z. B. Konkurrenz, gegenseitige Förderung - „Ecological facilitation“ wie etwa Ammenpflanzen - Änderungen bei Bestäubern oder Feinden...) und der Umwelt, die durch die Änderungen der Standortfaktoren durch den zu erwartenden Klimawandel Populationen massiv beeinflussen und formen (vergleiche Theurillat und Guisan 2001).

## Phänologie

Phänologie ist die Wissenschaft jährlich periodisch wiederkehrender Ereignisse bei Pflanzen und Tieren, wie Entfalten der Blätter, Blüte, Fruchtreife oder die Ankunft von Zugvögeln. Der Anstieg der globalen Mitteltemperatur macht sich auf dieser Ebene in mittleren und höheren Breiten durch eine Verschiebung des jahreszeitlichen Zyklus von Pflanzen und Tieren zu früheren Beginnzeiten im Frühling und zu einem späteren Ende der aktiven Zeit im Herbst bemerkbar. Im Bereich der Grünlandwirtschaft werden diese Zusammenhänge über das phänologische Alter eines Bestandes und dem Gehalt an Rohfaser und damit der Verdaulichkeit und dem Energiegehalt im Futter direkt abgebildet.

Seit den frühen 1960iger Jahren hat sich laut Untersuchungen im Rahmen des (europaweiten) Netzwerkes phänologischer Gärten die Länge der Vegetationsperiode durchschnittlich um ca. zehn Tage erhöht, sechs für einen

<sup>1</sup> Aquisition, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Raumberg 38, A-8952 IRDNING-DONNERSBACHTAL

\* Ansprechpartner: Dr. rer.nat. Albin BLASCHKA, [albin.blaschka@raumberg-gumpenstein.at](mailto:albin.blaschka@raumberg-gumpenstein.at)



früheren Beginn im Frühjahr, und einer Verlängerung mit ca. vier Tagen im Herbst. Diese Änderung wird auf eine Erhöhung der Lufttemperatur zurückgeführt (siehe Diskussion in Theurillat und Guisan, 2001). Fuhrer, Smith und Gobiet (2014) analysierten den Beginn der Vegetationsperiode, die sie mit einer Periode von fünf Tagen mit mehr als + 5 °C definieren und die Periode zwischen diesem Beginn und dem Termin des letzten Frosts (Temperatur unter - 3 °C), um das zukünftige Risiko für Spätfröste abschätzen zu können. Die Datenlage ist nicht vollständig klar, aber durch den früheren Beginn der Vegetationsperiode steigt unter Umständen das Risiko für Spätfröste, da zu Beginn durch die Variabilität der Temperaturen es immer wieder zur Unterschreitung der Grenze kommen kann. Die Autoren nennen verschiedenen Modellen zufolge für die Schweiz eine mögliche Verlängerung der Vegetationsperiode um bis zu 16 Tage. Bloor *et al.* (2010) konnten eine beschleunigte Entwicklung bei Gräsern feststellen, die Blüte setzte pro Grad Erwärmung im Durchschnitt um etwas mehr als drei Tage früher ein. Diese Autoren nennen aber auch andere Quellen, die eine um 1,3 bis 11 Tage frühere Blüte pro Grad Erwärmung angeben.

Walther (2010) nennt auf Basis einer weltweiten Studie bei 677 Arten eine Beschleunigung der jahreszeitlichen Entwicklung um 2,3 Tage pro Dekade in den letzten vier Dekaden, gibt aber auch zu Bedenken, dass nicht jede Art gleich reagiert und auch davon ausgegangen werden kann, dass dieser Effekt nicht linear auf zukünftige Szenarien zu interpolieren ist, sondern sich bereits früher abschwächen wird.

Änderungen in der Phänologie sind ein Zeichen für die oben genannte ökologische Toleranz, hier im Sinne einer ökologischen Plastizität und stellt eine kurzfristige Antwort auf die geänderten Bedingungen dar (Theurillat und Guisan, 2001). Die im Anschluss besprochenen Änderungen im Stoffhaushalt sind bedingt durch die kurzen Zeiträume und den beschriebenen Versuchen bzw. Untersuchungen ebenfalls noch Teil von Toleranz und noch nicht im genetischen Code fixiert (vergleiche Deléglise *et al.*, 2015).

### Stoffhaushalt

Die prognostizierten Änderungen der klimatischen Standortbedingungen beeinflussen die chemische Zusammensetzung der Pflanzen, die sich direkt auf die Futterqualität und auf Zersetzungsprozesse und diese wiederum auf den Stoffkreislauf im Ökosystem auswirkt und so sowohl ökologische als auch ökonomische Prozesse ändert (AbdElgawad *et al.*, 2014).

Einer der wichtigsten Ursachen der Klimaänderungen ist die Erhöhung der CO<sub>2</sub>-Konzentration in der Atmosphäre. Dieses Gas spielt für die Pflanzen bei der Photosynthese eine zentrale Rolle und so hat dieser Parameter auch Auswirkungen auf die Pflanzen. Generell profitieren speziell Gräser von mehr CO<sub>2</sub>, es kann aber auch zu Problemen führen, da durch mehr CO<sub>2</sub> der vorhandene und begrenzte Stickstoff (in geringerem Maße auch Phosphor) im Pflanzengewebe sozusagen „verdünnt“ werden könnte, die Blätter also weniger Stickstoff (Rohprotein) enthalten (Körner *et al.*, 1997; AbdElgawad *et al.*, 2014), was zu einem erhöhten Fraßdruck führen würde, da die Herbivoren die selbe Menge

an Stickstoff (Proteine) aufnehmen müssen. Umgekehrt ist bei manchen Arten eine Erhöhung der Zucker-Konzentration bei erhöhtem CO<sub>2</sub> möglich (Körner *et al.*, 1997).

Leguminosen wiesen unter erhöhtem CO<sub>2</sub> ein niedrigeres Kohlenstoff:Stickstoff (C:N) aber höheres Kohlenstoff:Phosphor (C:P) und Stickstoff:Phosphor (N:P) Verhältnis auf, im Vergleich zu anderen Pflanzenfamilien. Leguminosen konnten also den vermehrt assimilierten Kohlenstoff mit Stickstoff, den sie fixieren, nutzen (AbdElgawad *et al.*, 2014). Jedoch kann es nach Küchenmeister *et al.* (2013) bei zusätzlichem Trockenstress hier zu Änderungen kommen (siehe nächsten Abschnitt). Ebenso werden auch sekundäre Pflanzenstoffe wie Tanine beeinflusst, deren geänderte Konzentration wiederum die Verdaulichkeit der aufgenommenen Biomasse beeinflussen kann (AbdElgawad *et al.*, 2014).

Die erhöhte CO<sub>2</sub>-Konzentration, speziell auch in Kombination mit Änderungen in der Phänologie, beeinflusst das Verhältnis zwischen Pflanzen und ihren Bestäubern, da dadurch erstens die Blüte als solche beeinflusst wird (Zeit, Anzahl Blüten) aber auch die Qualität des Nektars. Es gibt jedoch keine einheitlichen Trends, jedoch scheint es, dass auch hier das Verhältnis von verfügbarem Kohlenstoff (über CO<sub>2</sub>) und Stickstoff eine Rolle zu spielen scheint, da meist die Leguminosen, die Stickstoff fixieren können, anders als Arten aus anderen Pflanzenfamilien reagierten (Erhardt und Rusterholz, 1997).

### Wasserhaushalt

Störungen im Wasserhaushalt in Form von Trockenperioden werden sich zuerst in Ertragsseinbußen zeigen. Meisser *et al.* (2015) zitieren in ihrer Arbeit verschiedene Untersuchungen aus der Schweiz, die Ertragsseinbußen zwischen 10 % und 50 % festgestellt haben. Weißhuhn *et al.* (2011) stellten bei sieben von neun untersuchten Arten des Extensivgrünlandes auch eine Abnahme in der Wurzelmasse fest. Die Arten, die keine Änderung zeigten waren *Campanula rotundifolia* und *Silene vulgaris*. Die Autoren konnten auch einen Einfluss der Herkunft des getesteten Pflanzenmaterials auf die Wurzelbiomasse unter Trockenstress feststellen. Der Effekt war umso höher, je mehr Niederschlag während des Sommers im ursprünglichen Herkunftsgebiet fiel. Dieser Effekt gilt jedoch nicht für die Gesamtbiomasse (Weißhuhn *et al.*, 2011). Die Autoren schlussfolgern, dass es keine generelle Beziehung zwischen Herkunft und Stressreaktion bei Trockenheit gibt.

Es zeigt sich, dass unter Trockenstress Verluste in der Futterqualität weniger stark auftreten und durch die Akkumulation von Fructanen (Fruchtzucker) bei Gräsern geringer ausfallen als bei Leguminosen. Zusätzlich kann hier auch von einer Erhöhung des Rohfaser-Anteils ausgegangen werden (AbdElgawad *et al.*, 2014; Meisser *et al.*, 2015). Letzteres gilt auch für Gräser unter Trockenstress. Bei Leguminosen wird durch Trockenstress die Fixierung des Luftstickstoffes stärker eingeschränkt als das Wachstum (Küchenmeister *et al.*, 2013).

Für alle Arten gilt, dass Trockenstress die Seneszenz fördert und so zusätzlich zu phänologischen Phänomenen der Futterwert beeinflusst werden kann, auch wenn Meisser *et al.*

*al.* (2015) in deren Untersuchungen und Daten aus der Literatur zeigen, dass der Rohproteingehalt bei Trockenheit steigen und der Anteil an Zellwandbestandteilen (NDF) eher abnehmen kann. Deléglise *et al.* (2015) sehen die vorhandenen Daten zur Futterqualität widersprüchlich, da speziell bei stark erhöhtem Wasserstress sich durch vorzeitige Seneszenz das Halm-Blatt-Verhältnis zugunsten der Halme verschiebt und es zusätzlich zu einer Verlagerung von Nährstoffen in die Wurzeln kommen kann, was beides zu einem Sinken der Futterqualität führt. Insgesamt schätzen die Autoren, zumindest bei kurzfristigen Trockenperioden, den Einfluss dieser geringer ein als den des Managements. Jedoch geben sie dabei auch zu bedenken, dass die Reduzierung des Biomasse-Ertrages hier am stärksten zu Buche schlägt.

Die zitierten Untersuchungen sind jedoch nur zum Teil praxisrelevant (mit Ausnahme von Deléglise *et al.*, 2015), da die Reaktionen der Organismen auch von den anderen Standortfaktoren abhängt und sich die Kombinationen unterschiedlich auswirken, wie z. B. in der Arbeiten von AbdElgawad *et al.* (2014) und Brookshire and Weaver (2015) beschrieben. Die Arbeit von Deléglise *et al.* (2015) zeigt zusätzlich den Einfluß des Managementregimes eines Bestandes. Wassermangel beeinflusst nicht nur die Pflanzen selbst, es wird das gesamte Gefüge eines Standortes beeinflusst – es ändern sich z. B. auch Bodenparameter, die wiederum z. B. auf die Nährstoffverfügbarkeit direkten Einfluss ausüben.

Da die zukünftige Niederschlagsituation für Österreich in den Klimamodellen noch sehr unsicher ist, durch die Lage des Alpenraumes in einem Übergangsbereich zwischen vermutlich erhöhten und verringerten Niederschlägen, sind hier somit belastbare Aussagen fast nicht zu treffen.

## Änderungen auf Gemeinschaftsebene und im Raum

Für endgültige Prognosen, welche Pflanzen profitieren und welche zurückgehen könnten bzw. wie sich die Produktivität entwickeln wird, sind alle Umweltbedingungen und auch Wechselbeziehungen auf Gemeinschaftsebene (z. B. Konkurrenzphänomene, Bestäuber, Nahrungsnetze) miteinzubeziehen (Brookshire and Weaver, 2015; AbdElgawad *et al.*, 2014; Bloor *et al.*, 2010; Walther, 2010), was mit dem bisherigen Wissensstand noch sehr schwierig ist. Auch kann von Anpassungen bzw. Plastizität einer Art aus einer Region nur eingeschränkt und nicht von vorn herein auf das Verhalten anderer Arten in anderen Gebieten geschlossen werden (Beierkuhnlein *et al.*, 2011). Zu guter Letzt ist auch der Einfluss des Menschen bzw. der konkreten Nutzung ein Faktor, der in diesem Wechselspiel eine Rolle spielt und Reaktionen von Pflanzen beeinflussen kann (Bütof *et al.*, 2012; Deléglise *et al.*, 2015). Vom Standpunkt der Forschung ist ein tatsächlich erfolgter Turnover von zyklischen Änderungen in der Abundanz von Arten während einer Vegetationsperiode auch nur nach längeren Untersuchungen über mehrere Jahre möglich (Meisser *et al.*, 2015).

Es wird zu Verschiebungen in der lokalen bzw. regionalen Artengarnitur durch die Klimaänderungen kommen. Pflanzengemeinschaften werden z. B. nicht einfach ihrem

„gewohnten“ Temperaturregime folgen (können), es wird durch Prozesse und Wechselwirkungen zwischen Arten und Gruppen auf Gemeinschaftsebene zu Änderungen in der Dominanzstruktur und zu zumindest lokalen und regionalen Aussterbe- und Einwanderungsphänomenen kommen. Außerdem werden sich mit hoher Wahrscheinlichkeit Unterschiede zwischen Pflanzengemeinschaften, die durch die klimatischen Verhältnisse geprägt sind (z. B. Vegetation der Höhenstufen wie montan, subalpin, alpin...) und Gemeinschaften, die durch edaphische und extrazonale Bedingungen (z. B. Auwälder) geprägt sind, zeigen. Vor allem bei ersteren werden sich neue Pflanzengemeinschaften ausbilden, die auch existierende vollständig ersetzen können (Theurillat *et al.*, 1998). Zusätzlich verursachen Anpassungen im physiologischen Bereich und in der stofflichen Zusammensetzung, wie sie im ersten Teil dieser Arbeit gezeigt wurden, auch Änderungen bei weiteren Prozessen in Ökosystemen, so z. B. die Abbauvorgänge von abgestorbenen Material die die Kreisläufe für Kohlenstoff und Nährstoffe prägen (Fortunel *et al.*, 2009).

Auch hier ist der Einfluss der menschlichen Nutzung nicht zu vernachlässigen: Eine Untersuchung aus dem Norden Englands zeigte, dass eine künstliche erwärmte, ursprünglich von Gräsern dominierte Pflanzengemeinschaft nach einiger Zeit von Zwergbirken dominiert wurde. Jedoch mit natürlicher Beweidung durch Moschusochsen und Rentiere unterschieden sich die Versuchsflächen nach fünf Jahren nicht von unbehandelten Kontrollflächen (Walther, 2010).

In der bereits erwähnten Arbeit von Deléglise *et al.* (2015) wurden Unterschiede zwischen Mahd und Beweidung im Juragebirge (Schweiz) unter Trockenstress untersucht und kamen zu dem eindeutigen Ergebnis, dass beweidete Flächen kurzfristig von Trockenheit stärker beeinflusst werden, was sie auf den häufigeren Verlust von Blattbiomasse zurückführen. Die Erholung nach der (simulierten) Trockenperiode verlief jedoch ausreichend und erreichte wieder das Niveau der unbehandelten Kontrollflächen. Diese Entwicklung könnte durch die erhöhte Nährstoffverfügbarkeit begünstigt worden sein (Deléglise *et al.*, 2015).

## Änderungen in der Verbreitung und möglichen Arealen

Änderungen in der Artenzusammensetzung, und daraus resultierend in weiterer Folge in den Verbreitungsgebieten resultieren in Neuorganisation der Gemeinschaften und wirken sich auf die Interaktionen zwischen den Arten und damit auf das Funktionieren ganzer Ökosysteme aus (Walther, 2010). Trockenheit kann z. B. auch vorübergehend die Mineralisierung abgestorbener Biomasse stoppen, was erstens die Lichtverhältnisse am Boden und damit mögliches Keimungsverhalten beeinflussen kann und bei der Wiederverfügbarkeit von Wasser ein höheres Niveau an Nährstoffen freisetzen wird. Wie weit diese Änderungen gehen und in welchen Zeiträumen diese passieren werden, hängt jedoch vermutlich stark vom jeweiligen Management und der Ausgangssituation ab.

Verschiebungen in der Verbreitung von Organismen sowohl entlang der geographischen Breite (Süd-Nord), der geographischen Länge (in Europa meist im Sinne einer West-Ost-

Wanderung) und nicht zuletzt entlang des Höhengradienten, die auf Änderungen im Temperaturregime zurückzuführen sind, sind bereits Realität (siehe die Übersicht entsprechender Literatur in Lenoir und Svenning, 2014). Diese Autoren geben unter den derzeitigen Bedingungen eine Geschwindigkeit für diese Änderungen in der Verbreitung von 1,69 km pro Jahr in Richtung Norden bzw. von 1,1 m in Richtung höherer Lagen an.

Generell ergibt sich durch Verschiebung der Temperaturzonen nach oben ein Lebensraumverlust in mittleren und höheren Lagen, allein schon bedingt durch die Geomorphologie in den höheren Lagen. Die Areale werden kleiner und sind stärker fragmentiert, was innerhalb der Populationen zusätzlich auch eine erhöhte Konkurrenz erwarten lässt (Theurillat und Guisan, 2001). Daraus lässt sich jedoch auch schließen, dass der Konkurrenzdruck für Arten der mittleren Lagen (montane Stufe) höher sein wird wie für andere.

### Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Bei einem mittleren Emmissionsszenario (A1B, entsprechend dem IPCC Klimabericht) ist eine Erwärmung des Alpenraumes um etwa 3,5 °C bis zum Ende des 21. Jhdts. so gut wie sicher.

Die durch den Klimawandel geänderten Standortbedingungen greifen stark in den Stoffhaushalt der Pflanzen ein und ändern so die Wechselbeziehungen nicht nur zwischen einzelnen Arten, sondern ganzer Lebensgemeinschaften und Ökosysteme.

Diese Änderungen lösen zum Teil entgegengesetzte Phänomene in Gang, auch abhängig vom Betrachtungsmaßstab (Art - Gemeinschaft - Landschaft).

Die größten Probleme gehen von möglichen Trockenperioden aus. Deren Stärke und Häufigkeit sind jedoch unter den derzeitigen Szenarien schwer vorherzusagen, tendenziell jedoch südlich des Alpenhauptkammes jedoch eher zu erwarten. Kurzfristig sind diese Änderungen als Stressphänomene einzuordnen, die in vielen Fällen die Vitalität (Biomasse) und, wenn auch nur in geringerem Ausmaß, die Futterqualität negativ beeinflussen können. Die große Herausforderung für die Erforschung dieser Muster ist die enge Verschränkung von Entwicklung, Physiologie, Standortlehre und Ökologie.

### Literatur

- Abdelgawad, H., P. Peshev, G. Zinta., W. van Den Ende, I.A. Janssens and A. Hasard (2014): Climate Extreme Effects on the Chemical Composition of Temperate Grassland Species Under Ambient and Elevated CO<sub>2</sub>: A Comparison of Fructan and Non-Fructan Accumulators. *PLoS ONE* 9 (3): 1–13. doi:10.1371/journal.pone.0092044.
- Ahrens, B., H. Formayer, A. Gobiet, G. Heinrich, M. Hofstätter, C. Matulla, A.F. Prein und H. Truhetz (2014): Zukünftige Klimaentwicklung. In Österreichischer Sachstandsbericht Klimawandel 2014, 301–346. Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien, Österreich.
- Beierkuhnlein, C., D. Thiel, A. Jentsch, E. Willner und J. Kreyling (2011): Ecotypes of European Grass Species Respond Differently to Warming and Extreme Drought. *Journal of Ecology* 99 (3) (May): 703–713. doi:10.1111/j.1365-2745.2011.01809.x.
- Bloor, J.M.G., P. Pichon, R. Falcimagne, P. Leadley and J.F. Soussana (2010): Effects of Warming, Summer Drought, and CO<sub>2</sub> Enrichment on Aboveground Biomass Production, Flowering Phenology, and Community Structure in an Upland Grassland Ecosystem. *Ecosystems* 13 (6): 888–900. doi:10.1007/s10021-010-9363-0.
- Brookshire, E.N.J. and T. Weaver (2015): Long-Term Decline in Grassland Productivity Driven by Increasing Dryness. *Nature Communications* 6: 7148. doi:10.1038/ncomms8148.
- Bütof, A., L.R. von Riedmatten, C.F. Dormann, M. Scherer-Lorenzen, E. Welk und H. Bruelheide (2012): The Responses of Grassland Plants to Experimentally Simulated Climate Change Depend on Land Use and Region. *Global Change Biology* 18 (1): 127–137. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02539.x.
- Deléglise, C., M. Meisser, E. Mosimann, T. Spiegelberger, C. Signarbieux, B. Jeangros and A. Buttler (2015): Drought-Induced Shifts in Plants Traits, Yields and Nutritive Value Under Realistic Grazing and Mowing Managements in a Mountain Grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 213: 94–104. doi:10.1016/j.agee.2015.07.020.
- Erhardt, A. and H.-P. Rusterholz (1997): Effects of Elevated CO<sub>2</sub> on Flowering Phenology and Nectar Production. *Acta Oecologica* 18 (3): 249–253. doi:10.1016/S1146-609X(97)80011-2.
- Fortunel, C., E. Garnier, R. Joffre, E. Kazakou, H. Queded, K. Grigulis und S. Lavorel (*et al.*, 2009): Leaf Traits Capture the Effects of Land Use Changes and Climate on Litter Decomposability of Grasslands Across Europe. *Ecology* 90 (3): 598–611. doi:10.1890/08-0418.1.
- Fuhrer, J., P. Smith and A. Gobiet (2014): Implications of Climate Change Scenarios for Agriculture in Alpine Regions - A Case Study in the Swiss Rhone Catchment. *Science of the Total Environment* 493: 1232–1241. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.06.038.
- Körner, C., M. Diemer, B. Schächli, P. Niklaus und J. Arnone (1997): The Responses of Alpine Grassland to Four Seasons of CO<sub>2</sub> Enrichment: A Synthesis. *Acta Oecologica* 18 (3): 165–175. doi:10.1016/S1146-609X(97)80002-1.
- Kromp-Kolb, H., N. Nakicenovic, K. Steininger, A. Gobiet, H. Formayer, A. Köppl, F. Prettenhaler, J. Stötter und J. Schneider (Hrsg.) (2014): Österreichischer Sachstandsbericht Klimawandel 2014. Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien, Österreich.
- Küchenmeister, K., F. Küchenmeister, M. Kayser, N. Wrage-Mönnig und J. Isselstein (2013): Influence of Drought Stress on Nutritive Value of Perennial Forage Legumes. *International Journal of Plant Production* 7 (4): 693–710.
- Lenoir, J. and J.C. Svenning (2014): Climate-Related Range Shifts - A Global Multidimensional Synthesis and New Research Directions. *Ecography* 38 (1): 15–28. doi:10.1111/ecog.00967.
- Meisser, M., C. Deléglise und L. Stévenin (2015): Auswirkung von Trockenperioden auf Wiesen. *Agrarforschung Schweiz* 6 (9): 400–407.
- Theurillat, J.-P., F. Felber, P. Geissler, J.M. Gobat, M. Fierz, A. Fischlin, P. Küpfer, A. Schlüssel, C. Velutti und G.F. Zhao (1998): Sensitivity of Plant and Soil Ecosystems of the Alps to Climate Change. In *Views from the Alps: Regional Perspectives on Climate Change*, 225–308. Boston: MIT Press.
- Theurillat, J.-P. and A. Guisan (2001): Potential Impact of Climate Change on Vegetation in the European Alps: A Review. *Climatic Change* 50 (1-2): 77–109. doi:10.1023/A:1010632015572.
- Walther, G.-R. (2010): Community and Ecosystem Responses to Recent Climate Change. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* 365 (1549): 2019–2024. doi:10.1098/rstb.2010.0021.
- Weißhuhn, K., H. Auge und D. Prati (2011): Geographic Variation in the Response to Drought in Nine Grassland Species. *Basic and Applied Ecology* 12 (1): 21–28. doi:10.1016/j.baee.2010.11.005.