

Vegetationsveränderungen in der alpinen Stufe des Nationalparks Berchtesgaden während der letzten zwei Jahrzehnte – eine Folge der globalen Erwärmung?

von *Thomas Kudernatsch, Sonja Beck, Martina Krenzer und Clemens Abs*

Keywords: Artenvielfalt, alpine Kalk-Magerrasen, global change, Sukzession

Um zu überprüfen, ob sich die Artenzusammensetzung alpiner Kalk-Magerrasen während der letzten 15 Jahre geändert hat, wurden von HERRMANN et al. (1988) dokumentierte Aufnahmeflächen im Nationalpark Berchtesgaden im Jahr 2003 erneut aufgesucht und vegetationskundlich erhoben. Die Untersuchungen wurden in Beständen des Blaugras-Horstseggen- und des Polsterseggenrasens durchgeführt. Beide Gesellschaften stellen die flächenmäßig bedeutendsten Vegetationseinheiten alpiner Kalk-Magerrasen dar.

Ziel der Arbeit war es, in dem Zeitraum aufgetretene Vegetationsveränderungen aufzuzeigen und diese zu interpretieren. Dabei wurde insbesondere der Frage nachgegangen, ob der deutliche Temperaturanstieg während der letzten zwei Jahrzehnte als Hauptursache der Veränderungen angesehen werden kann.

Seit 1988 hat sich die mittlere Artenzahl pro Aufnahmefläche (i. d. R. 50 m²) in beiden Gesellschaften um elf Arten erhöht. Der Anstieg beruht im Wesentlichen auf einer Stetigkeitszunahme bereits damals vorhandener Arten und nicht auf einer Zuwanderung neuer, ökosystemfremder Arten. Die Erhöhung der Artenzahl ist auf ehemals artenarmen Flächen stärker ausgeprägt als auf ehemals artenreichen Flächen.

Als mögliche Ursachen der Veränderungen werden verschiedene exogene und endogene Faktoren diskutiert. Es zeigt sich, dass die floristischen Veränderungen am besten durch die globale Erwärmung erklärt werden können. Natürlich ablaufende Sukzessionsprozesse, Stickstoffeinträge sowie geänderte Landnutzungsformen spielen für die Vegetationsveränderungen offenbar eine untergeordnete Rolle.

1. Einführung

Vergleicht man den aktuellen Vegetationszustand eines Pflanzenbestands mit historischen Vegetationsaufnahmen desselben Bestands, können im Vergleichszeitraum abgelaufene Vegetationsveränderungen aufgezeigt und Hypothesen zu deren Ursachen aufgestellt werden. Daher sind sorgfältig dokumentierte, historische Vegetationserhebungen – gerade auch für die aktuelle global change-Forschung – eine Datengrundlage von hohem Wert (KÖRNER 1999).

Alpine Pflanzenbestände sind – wie grundsätzlich alle Vegetationstypen der Erde – zeitlichen Verände-

rungen unterworfen. Diese können sowohl durch exogene Faktoren (z.B. globale Klimaänderungen, Stickstoffeinträge, Landnutzungsänderungen) als auch durch endogene Faktoren (d. h. durch den Pflanzenbestand selbst) induziert werden. Da alpine Pflanzenbestände im Wesentlichen durch niedrige Temperaturen begrenzt werden, wird in der aktuellen Literatur insbesondere die globale Erwärmung als Ursache für bereits nachgewiesene floristische Veränderungen (Anstieg der Artenzahlen, Zuwanderung von Arten aus tieferen Lagen) angesehen (z.B. HOFER 1992, GRABHERR et al. 1994, KLANDERUD & BIRKS 2003 und BURGA et al. 2004).

Im Bereich des Nationalparks Berchtesgaden wurden in der Vergangenheit zahlreiche Vegetationserhebungen durchgeführt, welche für Wiederholungserhebungen geeignet sind (HERRMANN et al. 1988). Aus diesem Datenpool wurden 25 Vegetationsaufnahmen des Blaugras-Horstseggenrasens und 23 Vegetationsaufnahmen des Polsterseggenrasens als Referenzflächen ausgewählt, im Gelände lokalisiert und wiederholt vegetationskundlich erhoben, wobei die methodische Vorgehensweise der Ersterhebung beibehalten wurde.

Durch einen Vergleich der Datensätze werden folgende Fragen untersucht:

- Hat sich die Artenzusammensetzung der Aufnahmeflächen während der letzten 15 Jahre geändert?
- Kann ein Anstieg der Artenzahlen festgestellt werden?
- Durch welche Faktoren wird die Änderung der Artenzahl beeinflusst?
- Können die Vegetationsveränderungen durch exogene oder endogene Prozesse erklärt werden?
- Stellt die anthropogen bedingte Temperaturerhöhung während der letzten Jahrzehnte die voraussichtliche Hauptursache der Veränderungen dar?

2. Untersuchungsgebiet

Der Nationalpark Berchtesgaden (gleichzeitig ein Biosphärenreservat der UNESCO und NATURA 2000-Gebiet) liegt im Südosten Deutschlands (Freistaat Bayern).

Die Untersuchungsflächen befinden sich in der alpinen Stufe im NO des Nationalparks zwischen Hohem Brett (2.331 m ü. NN) und Kahlersberg (2.350 m ü. NN) in einer Höhenlage von ca. 1.800 bis 2.350 m ü. NN.

Die Jahresmitteltemperatur im eigentlichen Untersuchungsgebiet schwankt, je nach Lage, zwischen 0 und 4°C. Mit zunehmender Höhe sinkt die Jahresmitteltemperatur um ca. 0,4°C pro hundert Höhenmeter. Entsprechend der Temperaturabnahme mit zunehmender Höhenlage verkürzt sich die Länge der Vegetationsperiode (Anzahl Tage mit einer Durch-

schnittstemperatur > 5°C) von knapp fünfeneinhalb Monaten in 1.800 m ü. NN auf ca. zweieinhalb Monate in 2.400 m ü. NN.

Die mittleren Jahresniederschläge im Untersuchungsgebiet liegen zwischen 1.925 und 2.100 mm. Das Maximum der Niederschläge liegt im Juli, das Minimum im Januar (KONNERT 2004).

Der Nationalpark Berchtesgaden befindet sich im Bereich der Nördlichen Kalkalpen. Am weitesten im Gebiet verbreitet sind Kalk- und Dolomitschichten der Trias (z.B. Dachsteinkalk, Ramsaudolomit, Karnisch-Norischer Dolomit; LANGENSCHIEDT 1994). Entsprechend den geologischen Ausgangsbedingungen kommen im Untersuchungsgebiet als Bodentypen schwerpunktmäßig Karbonatrohböden und Rendzinen unterschiedlicher Ausprägung vor.

3. Vegetation

Die Untersuchungen wurden in Beständen des Blaugras-Horstseggenrasens (*Seslerio-Caricetum sempervirentis*) und des Polsterseggenrasens (*Caricetum firmae*) durchgeführt (Abb. 1). Die beiden Gesellschaften sind die flächenmäßig bedeutendsten alpinen Rasen im Bereich der Nördlichen Kalkalpen. Primär kommen die zwei Gesellschaften vorwiegend in der alpinen Stufe vor, auf Sonderstandorten sind sie aber auch bis in die montane Stufe verbreitet. Durch Bewirtschaftung wurde das Verbreitungsgebiet der Gesellschaften sekundär in tiefere Höhenstufen ausgeweitet (RÖSLER 1997). Die hochwüchsigen und artenreichen Blaugras-Horstseggenrasen besiedeln die vergleichsweise "günstigen" (mittleren) Standorte der alpinen Stufe (\pm tiefgründige Böden, wärme- und strahlungsbegünstigte Lagen) während die niedrigwüchsigen und artenärmeren Polsterseggenrasen auf extremeren Standorten zu finden sind (flachgründige Böden, niedrige Einstrahlung, starke Windeinwirkung; vgl. z.B. LIPPERT 1966, OBERDORFER 1993, REISIGL & KELLER 1994, RÖSLER 1997). Der Verbreitungsschwerpunkt der Blaugras-Horstseggenrasen befindet sich daher in den tieferen Lagen der alpinen Stufe in vorzugsweise S-Exposition, während die Polsterseggenrasen vorzugsweise in den höheren Lagen der alpinen Stufe in N-Exposition zu finden sind.



Abb. 1: Alpine Rasenstufe im Nationalpark Berchtesgaden (Kahlersberg; 2.350 m ü. NN). Die Bestände des hochwüchsigen Blaugras-Horstseggenrasens und des niedrigwüchsigen Polsterseggenrasens sind häufig auf engem Raum miteinander verzahnt.

4. Methodik

Zur Wiederholungserhebung wurden Aufnahmen des Horstseggen- und Polsterseggenrasens von HERRMANN et al. (1988) herangezogen, die im Rahmen des MaB-6 Projekts "Ökosystemforschung Berchtesgaden" zwischen 1984 und 1988 angefertigt wurden. Da seinerzeit die Positionen der Flächen in eine topographische Karte eingezeichnet worden sind, konnte ihre Lage im Gelände nachvollzogen werden. Zur Rekonstruktion der historischen Flächenpositionen wurden zusätzlich die vom Erstautor gemachten Standortangaben (Höhe, Exposition, Neigung, Vegetationsbedeckung) sowie die Artenkombination der Erstaufnahmen herangezogen (Quasi-Dauerflächenmethodik; vgl. SCHWABE et al. 1989, HAGEN 1996). Die Wiederholungserhebungen wurden entsprechend so durchgeführt, dass sie den historischen Aufnahmeflächen bezüglich der Artenzusammensetzung und der Lage möglichst entsprechen, ohne aber eine exakte Übereinstimmung der Position – die i. a. R. sowieso nicht möglich wäre – anzustreben.

Die Wiederholungsaufnahmen im Jahr 2003 wurden, wie auch die Ersterhebung, nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) durchgeführt, wobei die Flächengrößen der Erstaufnahmen (i.d.R. 50 m²) beibehalten wurden. Erfasst wurden alle Gefäßpflanzen; Kryptogamen (Moose, Flechten) wurden analog zu HERRMANN et al. (1988) nicht berücksichtigt. Kritisch

zu bestimmende Arten bzw. Unterarten wurden zu übergeordneten Sippen zusammengefasst.

Um die Flächen in Zukunft als echte Dauerflächen nutzen zu können, wurden die Eckpunkte der Flächen mit Rundmagneten vermarkt und mit GPS verortet. Für Folgeuntersuchungen sind die exakten Koordinaten jeder Aufnahmefläche über die Vegetationsdatenbank des Nationalparks Berchtesgaden abrufbar.

Die Auswertung basiert auf dem Vergleich der historischen mit den aktuellen Vegetationsaufnahmen. Zum Vergleich von Stichproben wurde bei gegebener Normalverteilung der t-Test gerechnet. Bei Abweichung von der Normalverteilung kam der U-Test zur Anwendung. Die statistische Auswertung erfolgte mittels des Programms SPSS 12.0 für Windows.

Im Rahmen der Auswertung wurden die folgenden Kenngrößen berechnet:

Artenzahl: Anzahl aller erfassten Arten (Sippen) einer Aufnahmefläche.

Mittlere Artenzahl: Arithmetisches Mittel der Artenzahlen eines Aufnahmekollektivs.

Relative Änderung der Artenzahl: Änderung der Artenzahl seit 1988 bezogen auf die Artenzahl 1988.

Stetigkeit: Relatives (prozentuales) Vorkommen der Arten innerhalb eines Aufnahmekollektivs.

Artenpool: Gesamtheit aller dokumentierten Arten eines Aufnahmekollektivs.

5. Ergebnisse

Änderung der Artenzahl der einzelnen Aufnahmeflächen

Betrachtet man die einzelnen Aufnahmeflächen für sich, zeigen sich deutliche Unterschiede in der Änderung der Artenzahl (Abb. 2). Während manche Flächen innerhalb der letzten 15 Jahre kaum eine Änderung der Artenvielfalt aufweisen, fallen die Unterschiede auf anderen Flächen umso deutlicher aus. Die Änderungen

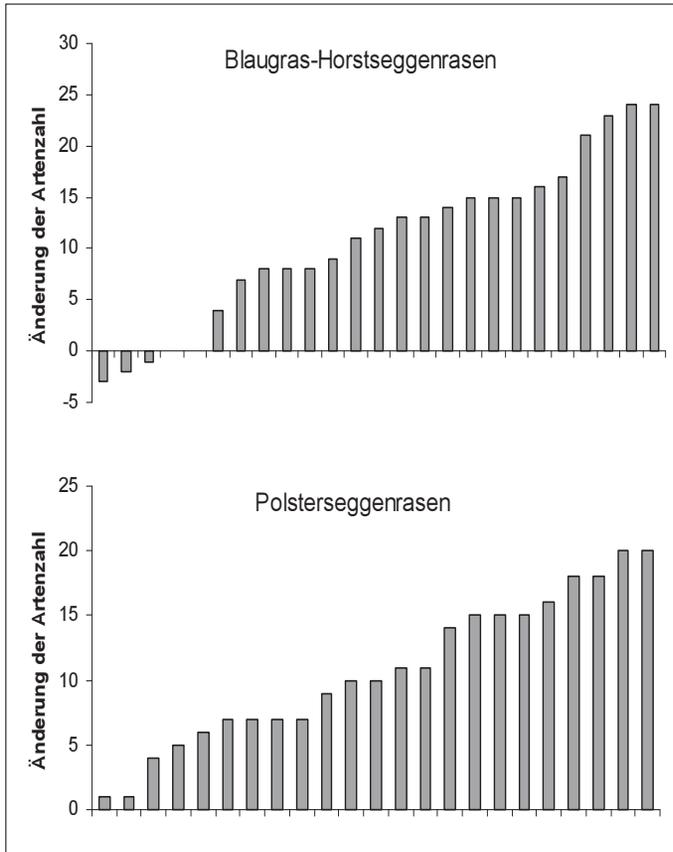


Abb. 2: Änderung der Artenzahlen auf den Aufnahme­flächen des Blaugras-Horstseggenrasens (oben) und des Polsterseggenrasens (unten).

der Artenzahl schwanken zwischen -3 und +24 Arten im Blaugras-Horstseggenrasen bzw. +1 und +20 Arten im Polsterseggenrasen. Insgesamt zeigt der überwiegende Teil der Flächen eine deutliche Erhöhung der Artenvielfalt (Zunahme um mehr als fünf Arten) während der letzten 15 Jahre.

Sowohl GRABHERR et al. (1994) als auch KLANDERUD & BIRKS (2003) fanden im Rahmen ihrer Wiederholungserhebungen in alpinen Ökosystemen größere Artenzahlzunahmen in tieferen Lagen als in höheren Lagen. Um zu prüfen, ob dieser Zusammenhang auch für die Untersuchungen in der alpinen Stufe des Nationalparks Berchtesgaden gilt, wurde eine Korrelation zwischen der Artenzahlzunahme und der Höhe der Aufnahme­flächen gerechnet. Dabei konnte keine Beziehung zwischen diesen zwei Parametern festgestellt werden (vgl. Abb. 3). Auch andere Standortparameter (Neigung/Exposition der Aufnahme­flächen, Deckung der Vegetation) zeigen keine Beziehung zur Änderung der Artenzahl. Einziger Parameter, der mit der Änderung der Artenzahl korreliert ist, ist die Artenzahl der Aufnahme­

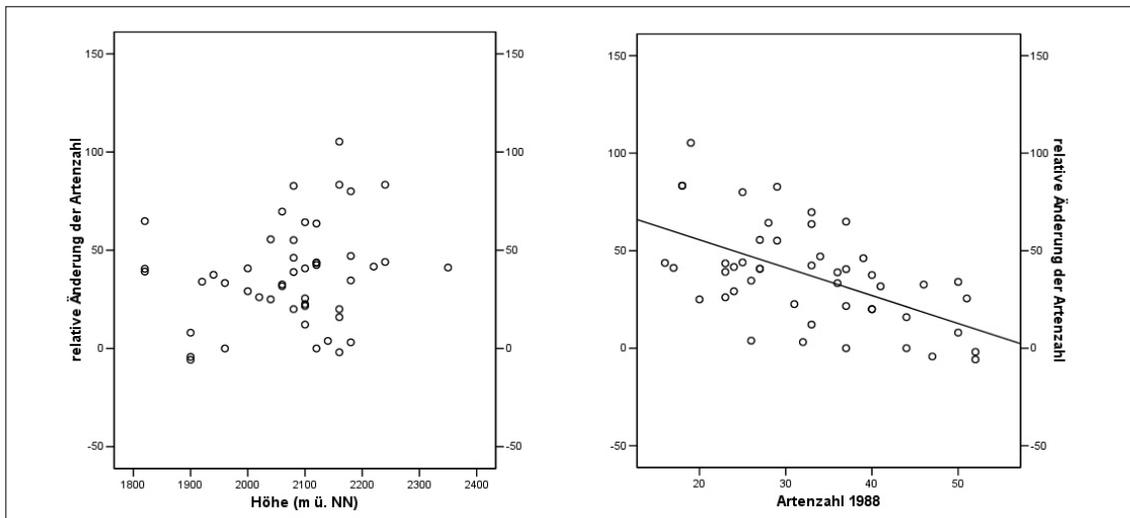


Abb. 3: Zusammenhang zwischen der relativen Änderung der Artenzahl und der Höhe der Aufnahme­flächen (links) bzw. der Ausgangsartenzahl (rechts). Für die rechte Grafik gilt: $y = 84,2 - 1,43x$; $r = -0,563$; $T = -4,624$; $p = 0,000$. Der Darstellung liegen alle Aufnahmen des Blaugras-Horstseggenrasens und des Polsterseggenrasens zu Grunde.

flächen im Jahr 1988. So zeigen ehemals artenarme Flächen eine stärkere relative Artenzahlzunahme (%) als 1988 bereits artenreiche Flächen (vgl. Abb. 3).

Änderung der mittleren Artenzahl

Vergleicht man die mittleren Artenzahlen von 1988 mit den mittleren Artenzahlen von 2003, ergibt sich folgendes Bild: Seit 1988 erhöhte sich die mittlere Artenzahl pro Aufnahme­fläche sowohl im Blaugras-Horstseggenrasen als auch im Polsterseggenrasen signifikant um knapp elf Arten (Tab. 1). Dies entspricht einer Zunahme um 27 % im Blaugras-Horstseggenrasen bzw. 42 % im artenärmeren Polsterseggenrasen.

Eine Änderung der mittleren Artenzahl kann sowohl auf (i) einer Vergrößerung/Verkleinerung des Artenpools beruhen (Hinzukommen neuer bzw. Ausfall bisher vorhandener Arten), als auch auf (ii) einer Erhöhung/Erniedrigung der Stetigkeit "gemeinsamer" Arten (Arten, die sowohl 1988 als auch 2003 in den Aufnahmen einer Gesellschaft zu finden sind). Bestimmt man den Anteil beider Effekte (i: Artenpool-Effekt, ii: Stetigkeitseffekt) an der Änderung der mittleren Artenzahl, zeigt sich, dass in beiden Gesellschaften der Anteil des Stetigkeitseffekts deutlich höher ist als der Anteil des Artenpool-Effekts (Abb. 4). Stetigkeitsänderungen führten in beiden Gesellschaften zu einer Erhöhung der mittleren Artenzahl, während ein Wandel des Artenpools die mittlere Artenzahländerung sowohl positiv (Polsterseggenrasen) als auch negativ (Blaugras-Horstseggenrasen) beeinflusste. Während die Zunahme der mittleren Artenzahl im Vergleichszeitraum im Blaugras-Horstseggenrasen also ausschließlich auf einer Erhöhung der Stetigkeit gemeinsamer Arten beruht, trägt im Polsterseggenrasen auch das Hinzukommen neuer Arten zu der Artenzahlerhöhung bei. Insgesamt beruht der beobachtete Anstieg der mittleren Artenzahl aber wesentlich stärker auf einer Erhöhung der Stetigkeiten bereits 1988 vorhandener Arten, als auf einer Zuwanderung neuer, ökosystemfremder Arten. Tatsächlich zeigen während der letzten 15 Jahre im Blaugras-Horst-

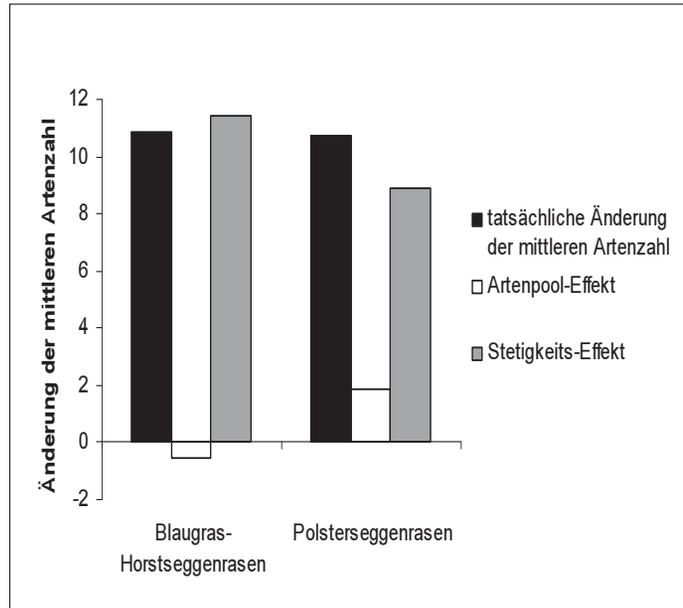


Abb. 4: Änderung der mittleren Artenzahl der Gesellschaften differenziert nach Artenpool- und Stetigkeits-Effekt.

seggenrasen 66 % der "gemeinsamen" Arten eine Stetigkeitszunahme, 20 % eine Stetigkeitsabnahme und 14 % keine Änderung der Stetigkeit. Im Polsterseggenrasen sind es 71 % mit Stetigkeitszunahme, 9 % mit Stetigkeitsabnahme und 20 % ohne Stetigkeitsänderung.

Arten mit signifikanter Änderung der Stetigkeit

Im Folgenden wird auf diejenigen Arten näher eingegangen, für die eine signifikante Änderung des Vorkommens im Vergleichszeitraum nachgewiesen werden kann (Tab. 2). In beiden Gesellschaften finden sich deutlich mehr Arten mit signifikant positiven als mit

Tab. 1: Vergleich der mittleren Artenzahlen pro Aufnahme­flächen von 1988 und 2003 im Blaugras-Horstseggenrasen (oben) bzw. im Polsterseggenrasen (unten).

Gesellschaft	Jahr	N	mittlere Anzahl	Standardabweichung	Differenz	T	Signifikanz
Blaugras-Horstseggenrasen	1988	25	39,56	8,09	10,8	-4,758	***
	2003	25	50,40	8,02			
Polsterseggenrasen	1988	23	25,65	6,37	10,7	-4,710	***
	2003	23	36,39	8,89			

Tab. 2: Arten mit signifikanter Stetigkeitsänderung im Blaugras-Horstseggenrasen (links) bzw. im Polsterseggenrasen (rechts). Reihenfolge: (i) 2003 neu hinzugekommene Arten; (ii) 2003 nicht wieder gefundene Arten; (iii) damals wie heute vorhandene Arten mit Stetigkeitszunahme; (iv) damals wie heute vorhandene Arten mit Stetigkeitsabnahme.

Blaugras-Horstseggenrasen (N = 25)					Polsterseggenrasen (N = 23)				
Arten	Stetigkeit (N Aufnahmen)				Arten	Stetigkeit (N Aufnahmen)			
	1988	2003	U	Sign.		1988	2003	U	Sign.
					<i>Asplenium viride</i> (Grüner Streifenfarn)	0	4	218,5 *	2003 neu hinzugekommene Arten
					<i>Minuartia sedoides</i> (Polster-Miere)	0	18	57,5 ***	
<i>Ligusticum mutellinoides</i> (Kleine Mutterwurz)	5	0	250,0 *		<i>Euphrasia officinalis</i> (Wiesen-Augentrost)	4	0	218,5 *	2003 nicht wieder gefundene Arten
<i>Veronica aphylla</i> (Blattloser Ehrenpreis)	4	0	262,5 *						
<i>Aconitum napellus</i> (Blauer Eisenhut)	3	13	187,5 **		<i>Agrostis alpina</i> (Alpen-Straußgras)	4	17	115,0 ***	1988 und 2003 vorkommende Arten mit Stetigkeitszunahme
<i>Agrostis alpina</i> (Alpen-Straußgras)	16	25	200,0 **		<i>Arabis bellidifolia</i> (Zwerg-Gänsekresse)	4	11	184,0 *	
<i>Alchemilla species</i> (Gattung Frauenmantel)	7	14	225,0 *		<i>Campanula cochleariifolia</i> (Zwerg-Glockenblume)	1	6	207,0 *	
<i>Aster alpinus</i> (Alpen-Aster)	1	6	250,0 *		<i>Campanula scheuchzeri</i> (Scheuchzer's Glockenblume)	1	14	115,0 ***	
<i>Biscutella laevigata</i> (Brillenschötchen)	12	21	200,0 *		<i>Euphrasia salisburgensis</i> (Salzburger Augentrost)	1	20	46,0 ***	
<i>Campanula scheuchzeri</i> (Scheuchzer's Glockenblume)	14	25	175,0 ***		<i>Phyteuma orbiculare</i> (Kugelige Teufelskralle)	2	9	184,0 *	
<i>Carex firma</i> (Polstersegge)	12	21	200,0 *		<i>Saxifraga aizoides</i> (Fetthennen-Steinbrech)	2	8	195,5 *	
<i>Chamorchis alpina</i> (Zwergorchis)	1	7	237,5 *						
<i>Euphrasia officinalis</i> (Wiesen-Augentrost)	7	20	150,0 ***						
<i>Festuca quadriflora</i> (Niedriger Schwingel)	15	23	212,5 *						
<i>Gentiana verna</i> (Frühlings-Enzian)	12	19	225,0 *						
<i>Gentianella aspera</i> (Rauher Enzian)	10	17	225,0 *						
<i>Helianthemum nummularium</i> (Gewöhnliches Sonnenröschen)	13	22	200,0 *						
<i>Hutchinsia alpina</i> (Gems-kresse)	3	9	237,5 *						
<i>Ligusticum mutellina</i> (Alpen-Mutterwurz)	10	19	200,0 *						
<i>Lotus corniculatus</i> (Hornklee)	6	15	200,0 *						
<i>Myosotis alpestris</i> (Alpen-Vergissmeinnicht)	8	16	212,5 *						
<i>Nigritella nigra</i> (Schwarzes Kohlröschen)	11	18	225,0 *						
<i>Phyteuma orbiculare</i> (Kugelige Teufelskralle)	18	25	225,0 *						
<i>Soldanella alpina</i> (Alpen-Troddelblume)	8	19	175,0 **						
<i>Thesium alpinum</i> (Alpen-Leinblatt)	2	10	212,5 *						
<i>Viola biflora</i> (Zweiblütiges Veilchen)	2	10	212,5 *						
<i>Carex atrata</i> (Schwarze Segge)	9	2	225,0 *						1988 und 2003 vorkommende Arten mit Stetigkeitsabnahme
<i>Helianthemum alpestre</i> (Alpen-Sonnenröschen)	19	5	137,5 ***						

signifikant negativen Stetigkeitsänderungen. Dies unterstreicht die Tatsache, dass Stetigkeitszunahmen insgesamt eine wesentlich gewichtigere Rolle spielen als Stetigkeitsabnahmen (siehe oben).

Ein Vergleich der beiden Gesellschaften zeigt, dass einige der Arten sowohl im Blaugras-Horstseggenrasen als auch im Polsterseggenrasen eine signifikante Stetigkeitszunahme aufweisen: Alpen-Straußgras (*Agrostis alpina*), Scheuchzer's Glockenblume (*Campanula scheuchzeri*), Kugelige Teufelskralle (*Phyteuma orbiculare*). Offenbar nahmen diese Arten unabhängig vom Vegetationstyp innerhalb der alpinen Rasenbestände in ihrer Häufigkeit zu.

Bei den Arten, für die eine signifikante Zunahme ihres Vorkommens nachgewiesen werden kann, handelt es sich überwiegend um niedrigwüchsige, sich generativ (also über Samen/Sporen) fortpflanzende Arten. Es sind allesamt typische Arten der alpinen Rasenstufe.

6. Diskussion

Jeder Pflanzenbestand ist Ausdruck eines dynamischen Gleichgewichts zwischen verschiedenen Wirkungskomponenten endogener und exogener Faktoren (DIERSCHKE 1994). Ändern sich diese Faktoren im Lauf der Zeit, kommt es zu Änderungen in der Artenzusammensetzung. Im Folgenden werden die beobachteten Vegetationsveränderungen vor dem Hintergrund mehrerer endogener bzw. exogener Faktoren diskutiert, um mögliche Ursache-Wirkungsbeziehungen ableiten zu können. Auch Bearbeitereffekte und methodische Probleme müssen bei der Interpretation der Veränderungen berücksichtigt werden.

Methodische Probleme und Bearbeitereffekte

Floristische Veränderungen können – gerade bei langfristigen Untersuchungen – methoden- und bearbeiterbedingt sein. Da im Rahmen der Quasi-Dauerflächenmethodik eine exakte Rekonstruktion der Lage der historischen Aufnahmeflächen nicht möglich ist (fehlende Markierung), muss immer – selbst unter der Voraussetzung, es hätte keine floristischen Veränderungen gegeben – mit Unterschieden in der Artenzusammensetzung gerechnet werden, die auf einer Verschiebung der Position der Aufnahmeflächen beruhen.

Berücksichtigt man aber, wie in der vorliegenden Untersuchung, bei der Flächenwahl zusätzlich zu den Lageparametern die Artenkombination der historischen Aufnahmeflächen, können mögliche, durch Lageverschiebung hervorgerufene Vegetationsveränderungen reduziert werden. Anhand von Arten mit enger Standortbindung kann die standörtliche Situation der Erstaufnahmefläche relativ gut nachvollzogen und im Zuge der Flächenwahl berücksichtigt werden (HAGEN 1996). So war es in den meisten Fällen möglich, Flächen im Gelände zu lokalisieren, die den historischen Aufnahmeflächen floristisch wie lagebedingt sehr nahe kommen. Flächen, bei denen dies nicht möglich war, wurden zur wiederholten Erhebung nicht herangezogen. Tatsächlich zeigten Flächen, die exakt relokalisiert werden konnten, dasselbe Ausmaß an Veränderungen (z.B. Artenzahlzunahme) wie vergleichsweise problematisch zu rekonstruierende Flächen. Gewisse, auf Flächenverschiebungen beruhende Vegetationsveränderungen können darüber hinaus in Kauf genommen werden, da es in den meisten Untersuchungen (wie auch in dieser) nicht um konkrete Veränderungen einer Dauerfläche, sondern um Veränderungen von Vegetationstypen geht (FISCHER 1997, TRAXLER 1997). Durch die Einrichtung der Flächen als Dauerbeobachtungsflächen (vgl. Methodik) wurde ein wichtiger Beitrag geleistet, methodenbedingte Unschärfen in Zukunft zu verringern.

Als Problem bei Wiederholungserhebungen wird auch die bearbeiterabhängige Artenkenntnis und speziell die Ansprache der Kryptogamen genannt (HAGEN 1996). Da im Rahmen dieser Arbeit aber nur die vergleichsweise gut zu bestimmenden Gefäßpflanzen berücksichtigt wurden und kritisch zu bestimmende Arten zu übergeordneten Sippen zusammengefasst wurden, konnte der Bearbeiterfehler durch Falschansprache stark reduziert werden. Aber selbst Kontinuität in Hinblick auf den Bearbeiter kann Fehler nicht ausschließen, da auch die Bearbeitungsgenauigkeit und die Schätzwerte (z.B. Deckungsschätzung) ein und derselben Person Schwankungen unterliegen (Intra-Bearbeiterfehler; vgl. TRAXLER 1997).

Dass es sich bei der gefundenen Erhöhung der Artenzahl nicht um einen Methoden- bzw. Bearbeitereffekt handelt, wird auch durch andere Untersuchungen bestätigt, die ebenfalls einen deutlichen Anstieg der

Artenzahlen in alpinen und nivalen Ökosystemen während der letzten Jahrzehnte nachgewiesen haben (z.B. HOFER 1992, GRABHERR et al. 1994, KLANDE-
RUD & BIRKS 2003 und BURGA et al. 2004).

Globaler Klimawandel

Stärker als andere Regionen ist der Alpenraum von der globalen Klimaänderung betroffen. Im Nordalpenraum hat sich die Temperatur während der letzten zwei Jahrzehnte im Mittel um ca. 1,5 °C erhöht. Die Schneefallgrenze ist während dieser Zeit um mehr als 200 m angestiegen (SEILER 2003/2004). Deutlich zu erkennen sind die Auswirkungen der globalen Erwärmung am fortschreitenden Rückgang der Alpengletscher. So nahm die vergletscherte Fläche während der letzten 100 Jahre um 30 bis 40 %, das Eisvolumen sogar um etwa 50 % ab (HAEBERLI & BENISTON 1998, BODENBENDER 2002).

Auch im Bereich der Nördlichen Kalkalpen sind die klimatischen Veränderungen massiv. So erhöhte sich die Jahresmitteltemperatur auf der Zugspitze (2.964 m ü. NN) seit 1980 um ca. 1,9 °C. Entsprechend verlängerte sich die Vegetationsperiode (Anzahl der Tage im Jahr mit einem Tagesmittel >5 °C) um 24 Tage, während die Dauer der Schneebedeckung um den gleichen Betrag abnahm. Die Jahresniederschläge zeigten starke Schwankungen zwischen den Jahren, blieben im Mittel aber konstant (Daten: Deutscher Wetterdienst).



Abb. 5: Oben offene Mini-Gewächshäuser (OTCs) zur experimentellen Temperaturerhöhung im Gipfelbereich des Hohen Bretts (2.331 m ü. NN; Nationalpark Berchtesgaden). Durch einen Vergleich von derart erwärmten Flächen mit nicht erwärmten Kontrollflächen können die Auswirkungen einer Temperaturerhöhung auf die Vegetation untersucht werden.

Somit zeigen insbesondere die Temperatur und die damit gekoppelten Umweltfaktoren starke Veränderungen während der letzten zwei Jahrzehnte.

Da die Diversität alpiner Ökosysteme überwiegend durch niedrige Temperaturen begrenzt ist (KAMMER & MOHL 2002), sind insbesondere dort erwärmungsbedingte Veränderungen zu erwarten (THEURILLAT & GUISAN 2001). Dass alpine Pflanzenarten positiv auf eine Erwärmung reagieren, konnte im Rahmen mehrerer Erwärmungsexperimente nachgewiesen werden (z.B. STENSTRÖM et al. 1997, ARFT et al. 1999, ERSCHBAMER 2001, GUGERLI & BAUERT 2001 und KUDO & SUZUKI 2003). Die Untersuchungen zeigen, dass Wachstum und Reproduktion vieler alpiner Arten durch eine Erwärmung stimuliert werden und Entwicklungsprozesse (phänologische Entwicklung) beschleunigt ablaufen. Arten, die in ihrem Wachstum, ihrer Reproduktion und ihrer Entwicklungsgeschwindigkeit von einer Erwärmung profitieren, sollten über die Zeit in ihrer Häufigkeit zunehmen und ihr Populationsareal ausweiten (vgl. z.B. WAGNER & REICHEGGER 1997). Die nachgewiesenen Stetigkeitszunahmen der Arten und der damit verbundene Anstieg der Artenzahlen könnten somit erklärt werden.

Um zu überprüfen, ob die nachgewiesenen Häufigkeitszunahmen der Arten tatsächlich durch eine Erwärmung erklärt werden können, wird zusätzlich zu den Wiederholungserhebungen ein Erwärmungsexperiment in Beständen des Horst- und Polsterseggenrasens durchgeführt (Abb. 5).

Die ebenfalls in der alpinen Stufe des Nationalparks Berchtesgaden getätigten Untersuchungen zeigen, dass tatsächlich viele der Arten, die seit 1988 eine deutliche Erhöhung der Stetigkeit aufweisen, von einer experimentellen Erwärmung profitieren (Stimulation von Wachstum und/oder Reproduktion; KUDERNATSCH 2005).

Vegetationsveränderungen in der alpinen Stufe der Alpen werden schon seit längerem mit einer Klimaänderung in Verbindung gebracht. Bereits BRAUN-BLANQUET (1957) führt den beobachteten Anstieg der Artenzahl am Piz Linard (3.414 m ü. NN) zwischen 1835 und 1947 auf eine

Temperaturerhöhung zurück. Auch z.B. HOFER (1992), GRABHERR et al. (1994) und BURGA et al. (2004) stellen im Rahmen von Wiederholungserhebungen deutliche Anstiege der Artenzahlen alpiner und nivaler Pflanzenbestände fest und nennen als Hauptursache die globale Erwärmung. Der Anstieg der Artenzahlen wird in diesen Untersuchungen im Wesentlichen durch ein Höherwandern von Arten der (unteren) alpinen Stufe erklärt ("moving"-Prozess), während in der vorliegenden Arbeit die Häufigkeitszunahme auch schon 1988 vorhandener Arten die Hauptursache darstellt ("filling"-Prozess; vgl. GRABHERR et al. 1995). Letzten Endes verbirgt sich hinter beiden Prozessen aber derselbe Vorgang: alpine Pflanzenarten weiten ihre Populationen im Raum aus und vergrößern dadurch ihre Populationsareale (d.h. die von ihnen besiedelte Fläche).

Sowohl GRABHERR et al. (1994) als auch KLANDE-RUD & BIRKS (2003) zeigen, dass die Artenzahlzunahme in tieferen Lagen stärker ausgeprägt ist als in höheren Lagen. Dieser Zusammenhang kann in der aktuellen Untersuchung nicht bestätigt werden. Dagegen stimmt die Beobachtung von GOTTFRIED et al. (1994), dass ehemals artenreiche Aufnahmeflächen über weniger Zuwanderer verfügen als ehemals artenarme Flächen, mit den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit überein. Als Ursache sehen GOTTFRIED et al. (1994) den noch nicht abgesättigten Artenpool der Bestände.

Stickstoffimmissionen

Auch Stickstoffeinträge können eine mögliche Ursache für Vegetationsveränderungen darstellen. So konnte im Rahmen mehrerer Stickstoff-Düngeexperimente in alpinen Ökosystemen ein Anstieg der Biomasseproduktion und des Wachstums nachgewiesen werden (z.B. HEGG et al. 1992, KÖRNER et al. 1997 und THEODOSE & BOWMAN 1997). Auch Änderungen der Bestandesstruktur und der Artenzusammensetzung infolge Stickstoffdüngung werden aufgezeigt (HEGG et al. 1992, KÖRNER et al. 1997, THEODOSE & BOWMAN 1997). THEODOSE & BOWMAN (1997) weisen in einer Untersuchung in der alpinen Stufe der Rocky Mountains nach, dass Stickstoffdüngung in nährstoffarmen, trockenen Rasen zu einer Erhöhung der Diversität führt. Der beobachtete Anstieg der Ar-

tenzahlen könnte also auch eine Folge erhöhter Stickstoffeinträge während der letzten 15 Jahre sein.

Zieht man aber in Betracht, dass der Berchtesgadener Raum mit aktuell ca. fünf kg N/ha*Jahr die niedrigsten Stickstoffeinträge in ganz Bayern aufweist und die Eintragstendenz seit Beginn der 90er Jahre sogar leicht fallend ist (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT (LWF) 2004), erscheint es unwahrscheinlich, dass die Stickstoffeinträge die Hauptursache für die nachgewiesenen Vegetationsveränderungen darstellen.

Änderungen der Landnutzung

Auch Landnutzungsänderungen stellen eine mögliche Ursache für Vegetationsveränderungen alpiner Pflanzenbestände dar (z.B. KÖRNER 1999, TASSER & TAPPEINER 2002). Im Bereich des Nationalparks Berchtesgaden ist dabei insbesondere an die Almwirtschaft, die Jagd und den Tourismus zu denken. Die im Untersuchungsgebiet befindlichen Almen wurden aber bereits vor langer Zeit aufgegeben: Die Kahlersberg- bzw. Seeleinalm um 1915, die Reinersbergalm um 1929 (SPRINGER 1997). Nach SPATZ (1980) werden alpine Rasen durch Beweidung insgesamt nur wenig beeinflusst und entwickeln sich nach Aufgabe der Beweidung vergleichsweise rasch in ihren Ursprungszustand zurück. Eine immer noch andauernde Rückentwicklung der Rasen kann daher als Ursache für die floristischen Veränderungen ausgeschlossen werden, zumal nur wenige der Aufnahmeflächen tatsächlich im Bereich ehemaliger Almen liegen.

Seit ungefähr acht Jahren ist die Jagd in der Kernzone des Nationalparks eingestellt. Denkbar wäre, dass seitdem die Wildtierpopulationen (Gams- und Steinwild) im Untersuchungsgebiet zugenommen haben und die Vegetation verstärkt beeinflussen. Im Rahmen von Tierzählungen konnte bislang allerdings kein eindeutiger Trend in der Populationsentwicklung des Schalenwildes nachgewiesen werden (H. FRANZ mündl.). Geht man weiter davon aus, dass Beweidung in nährstoffarmen, unproduktiven Ökosystemen eher einen negativen Einfluss auf den Artenreichtum hat (PROULX & MAZUMDER 1998, AUSTRHEIM & ERIKSSON 2001), kann damit der beobachtete Anstieg der Artenzahlen nicht begründet werden.

Eine Beeinflussung der Vegetation durch den Tourismus ist auszuschließen, da alle Aufnahmeflächen abseits viel begangener Wege liegen.

Endogene Vegetationsveränderungen

Mittel- bis langfristige Vegetationsveränderungen können nicht nur durch exogene Faktoren ausgelöst werden (siehe oben), sondern auch durch den Pflanzenbestand selber (endogen). Die für Gebirgslandschaften typische progressive Vegetationsentwicklung (Sukzession) von Schutthalden zu initialen und schließlich reifen Rasenstadien stellt ein Beispiel für einen überwiegend endogenen Prozess dar (vgl. z.B. THIELE 1978, KUDERNATSCH et al. 2004). Im Zuge mehrerer Untersuchungen wurde gezeigt, dass eine progressive Sukzession einen Anstieg des Artenreichtums bewirkt (BEGON et al. 1991). Der gefundene Artenzahlenanstieg könnte also auch aus einer natürlichen Weiterentwicklung der Pflanzenbestände resultieren. Dabei gilt es allerdings die Zeitspanne zu berücksichtigen, in welcher solche Veränderungen normalerweise ablaufen.

BRAUN-BLANQUET (1964) untersuchte die Vegetationsentwicklung auf Kalk- und Dolomitschutt am Ofenpass (1.800-2.000 m ü. NN). Für eine Entwicklung von initialen zu reifen Rasenstadien ermittelt er eine Zeitspanne von durchschnittlich 200 Jahren. KUDERNATSCH (2001) macht Angaben über die Geschwindigkeit der Vegetationsentwicklung im Wimbachtal des Nationalparks Berchtesgaden (ca. 1.000-1.500 m ü. NN). Dort dauert die Sukzession von initialen zu reifen Polsterseggenrasen durchschnittlich 100 Jahre, wobei sich die mittlere Artenzahl um 5 Arten erhöht. Auch GRABHERR (2003) veranschlagt Zeiträume von über 100 Jahren für die Regeneration einmal gestörter alpiner Rasenbestände.

Somit erscheint die Zeitspanne von 15 Jahren zu kurz, als dass die aufgezeigten Veränderungen allein durch autogene Prozesse erklärt werden könnten, zumal die Vegetationsentwicklung in Höhenlagen über 2.000 m ü. NN vermutlich noch langsamer abläuft als in den oben genannten Beispielen. Allerdings ist es möglich, dass langsam ablaufende, natürliche Sukzessionsprozesse durch die globale Erwärmung und Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre heutzutage beschleunigt ablaufen (KLANDERUD & BIRKS 2003).

Fazit

Während der letzten 15 Jahre hat der Artenreichtum alpiner Rasenbestände im Nationalpark Berchtesgaden im Mittel deutlich zugenommen. Der Anstieg der mittleren Artenzahl beruht im Wesentlichen auf einer Stetigkeitszunahme bereits vorhandener Arten ("filling"-Prozess) und nicht auf einer Zuwanderung neuer, ökosystemfremder Arten. Wägt man die möglichen Ursachen der floristischen Veränderungen gegeneinander ab, zeigt sich, dass unter allen Faktoren die globale Erwärmung als wesentliche Ursache angesehen werden kann. Die in der Literatur beschriebenen Auswirkungen einer Temperaturerhöhung auf alpine und nivale Ökosysteme stimmen am besten mit den aufgezeigten floristischen Veränderungen überein. Auch ist die Temperatur der Faktor, der sich in dem Vergleichszeitraum am stärksten geändert hat. Berücksichtigt man darüber hinaus, dass niedrige Temperaturen der limitierende Faktor alpiner Ökosysteme sind, kann die globale Erwärmung als *der* Hauptfaktor angesehen werden.

Zusammenfassend können die beobachteten Vegetationsveränderungen wie folgt erklärt werden: Eine Erwärmung bedingt bei vielen alpinen Pflanzenarten ein verbessertes Wachstum und eine effizientere Reproduktion (vgl. Ergebnisse verschiedener Erwärmungsexperimente). Mittelfristig führen diese Veränderungen auf der Ebene der Individuen zu Reaktionen auf der Ebene der Populationen. Erhöhungen der Populationsdichten sowie eine Ausweitung der von den Arten besiedelten Flächen (Populationsareal) sind die Folge. Insbesondere Arten mit generativer Reproduktion sind dazu in der Lage. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung äußert sich dieser Prozess in einer Erhöhung der Stetigkeit vieler Arten und einem damit verbundenen Anstieg der mittleren Artenzahl.

Nimmt man die zeitliche Änderung der Artenzahlen als Hilfsmittel, die aufgezeigten Vegetationsveränderungen zu bewerten, so zeigt sich, dass die Diversität alpiner Kalk-Magerrasen während der letzten 15 Jahre im Mittel zugenommen hat. Insofern gibt nicht der aufgezeigte floristische Wandel der Bestände an sich Anlass zur Sorge, als vielmehr die Kürze der Zeit, in der die Veränderungen abgelaufen sind. Hält dieser Trend unvermindert an, so ist langfristig durchaus mit nega-

tiven Auswirkungen auf einzelne Arten (z.B. Extinktion konkurrenzwacher Arten durch Änderungen des Konkurrenzgefüges) zu rechnen (z.B. GRABHERR et al. 1994 oder LESICA & MCCUNE 2004).

7. Schrifttum

ARFT, A. M., WALKER, M. D., GUREVITCH, J., ALATALO, J. M., BRET-HARTE, M. S., DALE, M., DIEMER, M., GUGERLI, F., HENRY, G. H. R., JONES, M. H., HOLLISTER, R. D., JONSDOTTIR, I. S., LAINE, K., LEVESQUE, E., MARION, G. M., MOLAU, U., MOLGAARD, P., NORDENHALL, U., RASZHIVIN, V., ROBINSON, C. H., STARR, G., STENSTRÖM, A., STENSTRÖM, M., TOTLAND, O., TURNER, P. L., WALKER, L. J., WEBBER, P. J., WELKER, J. M. & WOOKEY, P. A. (1999): Responses of tundra plants to experimental warming: Meta-analysis of the international tundra experiment. *Ecological Monographs* 69: 491-511.

AUSTRHEIM, G. & ERIKSSON, O. (2001): Plant species diversity and grazing in the Scandinavian mountains - patterns and processes at different spatial scales. *Ecography* 24: 683-695.

BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT (LWF) (2004): Waldzustandsbericht 2004, Freising.

BEGON, M., HARPER, J. & TOWNSEND, C. (1991): Ökologie. Individuen, Populationen und Lebensgemeinschaften. Birkhäuser Verlag, Basel. 1024 S.

BODENBENDER, J. (2002): Zittern im Treibhaus - Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Alpen. *Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt* 67: 49-60.

BRAUN-BLANQUET, J. (1957): Ein Jahrhundert Florenwandel am Piz Linard (3414 m). *Bulletin Jardin Botanique, Bruxelles: Volume Jubilee, W. Robyns*: 221-232.

- (1964): *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde*. Springer-Verlag, Wien, New York. 865 S.

BURGA, C., WALTHER, G.-R. & BEIßNER, S. (2004): Florenwandel in der alpinen Stufe des Berninagebiets - ein Klimasignal? *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* 16: 57-66.

DIERSCHKE, H. (1994): *Pflanzensoziologie*. Eugen Ulmer Stuttgart. 683 S.

ERSCHBAMER, B. (2001): *Climate Change Experiments on a Glacier Foreland in the Central Alps*. - In: VISCONTI, G., BENISTON, M., IANORELLI, E. D. & BARBA, D. (Hrsg.): *Global Change and Protected Areas*. Kluwer Academic Publishers.

FISCHER, A. (1997): Die Bedeutung der Dauerflächensforschung für die angewandte Geobotanik. *Forstwissenschaftliches Zentralblatt* 116: 202-206.

GOTTFRIED, M., PAULI, H. & GRABHERR, G. (1994): Die Alpen im "Treibhaus": Nachweise für das erwärmungsbedingte Höhersteigen der alpinen und nivalen Vegetation. *Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt* 59: 13-27.

GRABHERR, G. (2003): *Alpine vegetation dynamics and climate change: A synthesis of long-term studies and observations*. - In: NAGY, L., GRABHERR, G., KÖRNER, C. & THOMPSON, D. B. A. (Hrsg.): *Alpine Biodiversity in Europe*. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg.

GRABHERR, G., GOTTFRIED, M., GRUBER, A. & PAULI, H. (1995): *Patterns and Current Changes in Alpine Plant Diversity*. - In: CHAPIN, F. S. & KÖRNER, C. (Hrsg.): *Arctic and Alpine Biodiversity*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.

GRABHERR, G., GOTTFRIED, M. & PAULI, H. (1994): *Climate effects on mountain plants*. *Nature* 369: 448.

GUGERLI, F. & BAUERT, M. R. (2001): *Growth and reproduction of *Polygonum viviparum* show weak responses to experimentally increased temperature at a Swiss Alpine site*. *Botanica Helvetica* 111: 169-180.

HAEBERLI, W. & BENISTON, M. (1998): *Climate change and its impacts on glaciers and permafrost in the Alps*. *Ambio* 27: 258-265.

HAGEN, T. (1996): *Vegetationsveränderungen in Kalk-Magerrasen des Fränkischen Jura*. *Laufener Forschungsberichte* 4: 218 S.

HEGG, O., FELLER, U., DAHLER, W. & SCHERRER, C. (1992): *Long-Term Influence of Fertilization in a Nardetum - Phytosociology of the Pasture and Nutrient Contents in Leaves*. *Vegetatio* 103: 151-158.

HERRMANN, T., KÖPPEL, J. G. & MOSER, M. (1988): Dokumentation Vegetationstabellen für den subalpinen/alpinen Bereich. Fachbereich 02. Vegetation der Nutzungstypen.

HOFER, H. R. (1992): Veränderungen in der Vegetation von 14 Gipfeln des Berninagebietes zwischen 1905 und 1985. Ber. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rüb-
el, Zürich 58: 39-54.

KAMMER, P. M. & MOHL, A. (2002): Factors controlling species richness in alpine plant communities: An assessment of the importance of stress and disturbance. *Arctic Antarctic and Alpine Research* 34: 398-407.

KLANDERUD, K. & BIRKS, H. J. B. (2003): Recent increases in species richness and shifts in altitudinal distributions of Norwegian mountain plants. *The Holocene* 13: 1-6.

KONNERT, V. (2004): Standortkarte Nationalpark Berchtesgaden. Forschungsbericht des Nationalparks Berchtesgaden 49: 151 S.

KÖRNER, C. (1999): *Alpine Plant Life*. Springer, Berlin, Heidelberg. 338 S.

KÖRNER, C., DIEMER, M., SCHÄPPI, B., NIKLAUS, P. & ARNONE, J. (1997): The responses of alpine grassland to four seasons of CO₂ enrichment: a synthesis. *Acta Oecologica* 18: 165-175.

KUDERNATSCH, T. (2001): Vegetationsentwicklung ausgewählter Pflanzengesellschaften im Wimbachgries zwischen 1968 und 2000. Diplomarbeit, TU München, Freising.

KUDERNATSCH, T., FISCHER, A. & ABS, C. (2004): Vegetationsentwicklung ausgewählter Pflanzengesellschaften im Wimbachgries zwischen 1968 und 2000. *Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges.* 65: 5-70.

KUDERNATSCH, T. (2005): Auswirkungen der globalen Erwärmung auf die Vegetation alpiner Kalk-Magerrasen im Nationalpark Berchtesgaden. Doktorarbeit, TU München, Freising.

KUDO, G. & SUZUKI, S. (2003): Warming effects on growth, production, and vegetation structure of alpine shrubs: a five-year experiment in northern Japan. *Oecologia* 135: 280-287.

LANGENSCHIEDT, E. (1994): *Geologie der Berchtesgadener Berge*. Verlag Berchtesgadener Anzeiger. 160 S.

LESICA, P. & MCCUNE, B. (2004): Decline of arctic-alpine plants at the southern margin of their range following a decade of climatic warming. *Journal of Vegetation Science* 15: 679-690.

LIPPERT, W. (1966): Die Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes Berchtesgaden. *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* 39: 67-122.

ÖBERDORFER, E. H. (1993): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften*. Sand- und Trockenrasen, Heide- und Borstgras-Gesellschaften, alpine Magerrasen, Saum-Gesellschaften, Schlag- und Hochstauden-Fluren. G. Fischer, Jena. 355 S.

PROULX, M. & MAZUMDER, A. (1998): Reversal of grazing impact on plant species richness in nutrient-poor vs. nutrient-rich ecosystems. *Ecology* 79: 2581-2592.

REISIGL, H. & KELLER, R. (1994): *Alpenpflanzen im Lebensraum*. Gustav Fischer Verlag. 149 S.

RÖSLER, S. (1997): Die Rasengesellschaften der Klasse Seslerietea in den Bayerischen Alpen und ihre Verzahnung mit dem Carlino-Caricetum sempervirentis (Klasse Festuco-Brometea). *Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges.* 58: 5-215.

SCHWABE, A., KRATOCHWIL, A. & BÄMMERT, J. (1989): Sukzessionsprozesse im aufgelassenen Weidfeld-Gebiet des "Bannwald Flüh" (Südschwarzwald) 1976-1988. Mit einer vergleichenden Betrachtung statistischer Auswertungsmethoden. *Tuexenia* 9: 351-370.

SEILER, W. (2003/2004): Der globale Klimawandel: Ursachen, Auswirkungen und Maßnahmen. *Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt* 68/69: 93-105.

SPATZ, G. (1980): Succession Patterns on Mountain Pastures. *Vegetatio* 43: 39-41.

SPRINGER, S. (1997): *Pflanzengesellschaften der Almen des Berchtesgadener Landes*. Inaugural-Dissertation, Universität Gesamthochschule Kassel.

STENSTRÖM, M., GUGERLI, F. & HENRY, G. H. R. (1997): Response of *Saxifraga oppositifolia* L. to simu-

lated climate change at three contrasting latitudes. *Global Change Biology* 3: 44-54.

TASSER, E. & TAPPEINER, U. (2002): Impact of land use changes on mountain vegetation. *Applied Vegetation Science* 5: 173-184.

THEODOSE, T. & BOWMAN, W. (1997): Nutrient availability, plant abundance, and species diversity in two alpine tundra communities. *Ecology* 78: 1861-1872.

THEURILLAT, J. P. & GUISAN, A. (2001): Potential impact of climate change on vegetation in the European Alps: A review. *Climatic Change* 50: 77-109.

THIELE, K. (1978): Vegetationskundliche und pflanzenökologische Untersuchungen im Wimbachgries. Oldenbourg, München, Wien. 73 S.

TRAXLER, A. (1997): Handbuch des Vegetationsökologischen Monitorings. Methoden, Praxis, angewandte Projekte. Teil A: Methoden. Umweltbundesamt, Wien. 397 S.

WAGNER, J. & REICHEGGER, B. (1997): Phenology and seed development of the alpine sedges *Carex curvula* and *Carex firma* in response to contrasting topoclimates. *Arctic and Alpine Research* 29: 291-299.

Anschrift der Autoren:

Thomas Kudernatsch (Dipl. Forstw.)
Bruckerstr. 83
85221 Dachau
Tel.: +49 (0)8131 354818
kudernatsch@wzw.tum.de

Sonja Beck (Dipl.-Ing. FH)
Bruckerstr. 83
85221 Dachau
Tel.: +49 (0)8131 354818

Martina Krenzer (Mag. Geogr.)
In der Südflur 5
96050 Bamberg
Tel.: +49 (0)951 9172992
mati.k@gmx.de

PD Dr. Clemens Abs
Kulturstr. 33a
85356 Freising
Tel.: +49 (0)8161 84673
abs@wzw.tum.de

Die Autoren bedanken sich herzlich bei der Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, insbesondere bei Herrn Dr. Michael Vogel und Herrn Dipl. Biol. Helmut Franz. Die Durchführung der Untersuchungen wäre ohne ihre Unterstützung und Hilfsbereitschaft nicht möglich gewesen.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt](#)

Jahr/Year: 2005

Band/Volume: [70_2005](#)

Autor(en)/Author(s): Kudernatsch Thomas, Beck Sonja, Krenzer Martina, Abs Clemens

Artikel/Article: [Vegetationsveränderungen in der alpinen Stufe des Nationalparks Berchtesgaden während der letzten zwei Jahrzehnte – eine Folge der globalen Erwärmung? 123-136](#)