

# Umwelt

## Floristische Entwicklung der Magerwiesen in den Alpen

Markus Peter und Andreas Lüscher, Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, CH-8046 Zürich  
Auskünfte: Andreas Lüscher, E-Mail: andreas.luescher@art.admin.ch, Tel. +41 44 377 72 73

### Zusammenfassung

**M**agerwiesen der Alpen zählen zu den artenreichsten Habitaten Europas. In dieser Studie wurde untersucht, wie sich die Diversität und Zusammensetzung dieser Pflanzenbestände in den letzten 25 Jahren verändert haben. Dazu wiederholten wir in Château-d'Oex, Grindelwald, Tujetsch und Sent insgesamt 151 Vegetationsaufnahmen aus den Jahren 1975 bis 1985. Es zeigte sich, dass die Magerwiesen nach wie vor sehr artenreich sind. Mit durchschnittlich 52 bis 60 Pflanzenarten pro Aufnahme (25–100 m<sup>2</sup>) wurden in drei der vier Regionen gegenüber der Ersterhebung 2 bis 11 Arten mehr gezählt. Der hohe Anteil von Habitatspezialisten der Magerwiesen – darunter geschützte Pflanzen – begründet den besonderen Naturschutzwert dieser Pflanzenbestände. Der Bestandesanteil dieser Arten ging aber in den letzten 25 Jahren in allen Regionen zurück (–4 % bis –12 %), während Fettwiesenarten und Generalisten zunahmen. Der Anstieg des Nährstoffzeigerwerts (+0,07 bis +0,24 Einheiten) weist darauf hin, dass diese Entwicklung auf eine Nährstoffanreicherung in den Magerwiesen zurückzuführen ist. Die Habitatspezialisten blieben einzig in den ungedüngten ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) mit extensiver Mähnutzung erhalten, während in allen anderen untersuchten Nutzungstypen (in Schafweiden umgewandelte Mähwiesen, Rindviehweiden, nicht als öAF angemeldete Mähwiesen und wenig intensiv genutzte öAF) ein deutlicher Rückgang erfolgte. Diese Resultate zeigen, dass zur Erhaltung der floristisch wertvollen Magerwiesen in den Alpen die extensive Mähnutzung weitergeführt werden muss und Massnahmen zur Eindämmung der Nährstoffanreicherung erforderlich sind.

Magerwiesen sind ein prägendes Element der einzigartigen Kulturlandschaft der Alpen und sie gehören zu den artenreichsten Habitaten Europas (Wolking und Plank 1981). Etliche seltene und gefährdete Arten sind auf diese Lebensräume angewiesen. Die Erhaltung der artenreichen Magerwiesen der Alpen ist deshalb für den Naturschutz und im Sinne der multifunktionalen Landwirtschaft ein wichtiges Ziel. Zu den grundlegenden Voraussetzungen für die hohe floristische Diversität gehören viel-

fältige Standorteigenschaften auf kleinem Raum (Landschaftsebene) sowie nährstoffarme Bedingungen und eine extensive Nutzung (Parzellenebene).

Doch in den letzten Jahrzehnten veränderten sich die Rahmenbedingungen. Die zunehmende Marktausrichtung führte zu einem Strukturwandel in der Berglandwirtschaft (Lauber *et al.* 2006). Es resultierten grössere Betriebe, die mit weniger Personal bewirtschaftet werden müssen. Diese

Entwicklung bedingte eine Rationalisierung der Betriebsabläufe, wobei der technische Fortschritt (zum Beispiel in der Hangmechanisierung) eine bedeutende Rolle spielte. Als Folge dieser Entwicklung kann erwartet werden, dass an Gunstlagen eine Intensivierung der Bewirtschaftung und gleichzeitig in Grenzlagen eine Nutzungsaufgabe oder ein Wechsel von der arbeitsaufwändigen Mähnutzung zur Weidenutzung stattgefunden hat.

Parzellenversuche zeigten, dass sich die Intensivierung und gänzliche Aufgabe der Bewirtschaftung sowie die Umnutzung von Mahd zu Weide negativ auf die Pflanzenvielfalt – insbesondere gefährdete Arten – auswirken (Willems *et al.* 1993, Ryser *et al.* 1995; Fischer und Wipf 2002). Es fehlen jedoch Untersuchungen auf der Landschaftsebene, die zeigen, wie sich die in den letzten Jahrzehnten in der Praxis effektiv vorgenommenen Bewirtschaftungsänderungen auf die Pflanzenbestände der Magerwiesen in den Schweizer Alpen ausgewirkt haben.

In dieser Arbeit wurden folgende Fragen untersucht:

- Wie hat sich die Zusammensetzung der Pflanzenbestände der Magerwiesen in den letzten 25 Jahren in den Schweizer Alpen verändert?
- Blieben die Artenvielfalt und der Naturschutzwert dieser Flächen erhalten?

**Tab. 1. Untersuchungsregionen und Methoden**

Region	Château-d'Oex	Grindelwald	Tujetsch	Sent
Anzahl Standorte	23	42	57	29
Höhe [m. ü. M.]	1415 (917–1525)	1333 (788–1728)	1550 (1335–1788)	1571 (1242–1748)
Neigung [%]	55 (0–100)	70 (15–110)	55 (20–100)	35 (0–60)
Zeitpunkt der Ersterhebung	1981	1979–1981	1975–1979	1985
Autor der Ersterhebung	Mercier (1984)	Pfister (1984)	Bischof (1981, 1984), Hartmann (1976)	Dietl & Kusstatscher (1992)
Fläche [m <sup>2</sup> ]	25	25	100	25
Methode	Ertragsanteilschätzung <sup>a</sup> nach Dietl (1995)	Deckungsschätzung nach Braun-Blanquet (1964)	Deckungsschätzung nach Braun-Blanquet (1964)	Ertragsanteilschätzung nach Dietl (1995)

<sup>a</sup> In der Erstaufnahme wurde die Frequenzmethode von Daget und Poissonet (1969) verwendet.

- Welchen Effekt hatten die Nutzung und Nutzungsänderungen?

### Erhebung

Die Untersuchungen wurde in den vier Regionen Château-d'Oex, Grindelwald, Tujetsch und Sent mit unterschiedlichen klimatischen, geologischen und sozio-ökonomischen Bedingungen durchgeführt.

Zur Veränderung der Pflanzenbestände wurden 151 pflanzensoziologische Aufnahmen aus den Jahren 1975–85 ausgewählt, zwischen 2002 und 2004 an denselben Standorten wiederholt und

paarweise miteinander verglichen (Tab. 1). Die Lokalisierung der Standorte konnte dank detaillierter Aufzeichnungen aus der Ersterhebung (Koordinaten, Standortfaktoren und Skizzen) sichergestellt werden. Die Vegetationsdaten wurden auf 25 m<sup>2</sup> (100 m<sup>2</sup> im Tujetsch) mit der gleichen Methode wie in der Ersterhebung aufgenommen. Die Auswahl der Standorte erfolgte mit dem Ziel, die floristische Variabilität der Pflanzenbestände in den Regionen möglichst gut abzudecken. In Château-d'Oex wurden ausschliesslich Weiden berücksichtigt, während es in den

übrigen Regionen vorwiegend Mähwiesen waren.

Mit dem «Arten-Turnover» wurde das Ausmass der Veränderung in der Bestandeszusammensetzung pro Standort ermittelt. Der Turnover gibt den Anteil der Arten an, die entweder nur in der Ersterhebung oder nur in der wiederholten Erhebung nachgewiesen wurden. Die ökologische Bedeutung der Veränderung wurde anhand des Bestandesanteils von typischen Magerwiesenpflanzen (Habitatspezialisten), Fettwiesenpflanzen und Generalisten (nach Peter *et al.* 2009) sowie dem Zei-

**Tab. 2. Die häufigsten bestandesbildenden Pflanzenarten in den Ausgangsbeständen. Der Wert ist die Frequenz (%) der Standorte, bei welchen die Art einen Bestandesanteil von mehr als 5 % hatte**

Château-d'Oex	%	Grindelwald	%	Tujetsch	%	Sent	%
<i>Festuca rubra</i> (Rotschwengel)	87	<i>Agrostis capillaris</i> (Rotes Straussgras)	45	<i>Festuca rubra</i> (Rotschwengel)	65	<i>Festuca rubra</i> (Rotschwengel)	69
<i>Agrostis capillaris</i> (Rotes Straussgras)	74	<i>Carex montana</i> (Berg-Segge)	40	<i>Laserpitium halleri</i> (Hallers Laserkraut)	54	<i>Bromus erectus</i> (Aufrechte Trespe)	45
<i>Dactylis glomerata</i> (Knautgras)	70	<i>Festuca rubra</i> (Rotschwengel)	36	<i>Nardus stricta</i> (Borstgras)	39	<i>Trisetum flavescens</i> (Goldhafer)	38
<i>Festuca pratensis</i> (Wiesenschwingel)	48	<i>Leontodon hispidus</i> (Rauer Löwenzahn)	31	<i>Trifolium montanum</i> (Berg-Klee)	30	<i>Festuca rupicola</i> (Gefurchter Schwingel)	34
<i>Carex montana</i> (Berg-Segge)	44	<i>Sanguisorba minor</i> (Kleiner Wiesenknopf)	29	<i>Avenella flexuosa</i> (Drahtschmiele)	28	<i>Brachypodium pinnatum</i> (Fieder-Zwenke)	31

**Tab. 3. Artenzahl pro Aufnahme der Ausgangsbestände und Veränderung ( $\Delta$ ) während der letzten 25 Jahre**

Region	Beginn	$\Delta$	Turnover [%] <sup>a</sup>
Château-d'Oex	55,0	-3,2 *	49,9
Grindelwald	48,4	+7,6 ***	46,0
Tujetsch	58,1	+2,0 ns	49,3
Sent	47,1	+11,4 ***	44,2

ns: nicht signifikant, \*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ , \*\*\*  $p < 0,001$

<sup>a</sup>Anteil der Arten pro Standort, die entweder nur in der Ersterhebung oder nur in der wiederholten Erhebung nachgewiesen wurden.

gerwert für Nährstoffverfügbarkeit (Landolt 1977) beurteilt. Das Vorkommen einer Pflanzenart an einem Standort wurde als bestandesbildend taxiert, wenn sie einen Bestandesanteil von mindestens 5 % hatte.

### Ausgangsbestände

In der Erstaufnahme gehörte *Festuca rubra* (Rotschwengel) in allen Regionen zu den häufigsten Pflanzenarten mit bestandesprägendem Charakter (Tab. 2). In Château-d'Oex zählten *Dactylis glomerata* (Knaulgras) und *Festuca pratensis* (Wiesenschwengel) zu den Bestandesbildnern, was im Vergleich zu den übrigen Regionen auf ein höheres Nährstoffniveau hindeutet. Im Tujetsch prägten *Laserpitium halleri* (Hallers Laserkraut), *Nardus stricta* (Borstgras) und *Avenella flexuosa* (Drahtschmiele) die Bestände. Diese Pflanzen weisen auf einen sauren Boden-pH hin.

Im Gegensatz dazu lassen in Sent *Bromus erectus* (Aufrechte Treppe), *Festuca rupicola* (Gefurchter Schwengel) und *Brachypodium pinnatum* (Fieder-Zwenke) auf trockene und basische Standortbedingungen schliessen.

### Biodiversitäts-Hotspots

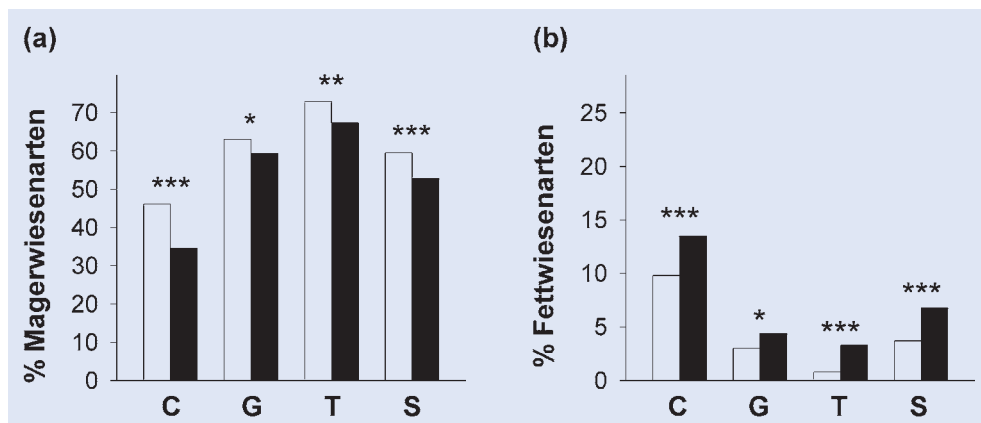
Die untersuchten Magerwiesen waren in der 1975–85 Erhebung mit durchschnittlich 47 bis 58 Arten pro Standort sehr artenreich (Tab. 3), vergleichbar mit den artenreichsten Graslandbeständen Europas (Wolkinger und Plank 1981). Der Naturschutzwert einer Wiese hängt aber nicht nur von der Anzahl verschiedener Arten ab. Als naturschutzbiologisch wertvoll gelten Wiesen mit einem hohen Anteil von typischen Magerwiesenpflanzen (Habitatspezialisten), deren Vorkommen im letzten Jahrhundert in ganz Europa stark abgenommen hat

(Wolkinger und Plank 1981). Ihnen gemeinsam sind der Bedarf an nährstoffarmen Bedingungen sowie einer lockeren Bestandesstruktur mit ausreichendem Lichteinfall, während sie in Bezug auf weitere Standortfaktoren wie Wasser- und Wärmehaushalt sowie Boden-pH unterschiedliche Anforderungen haben können. Die untersuchten Wiesen bestanden durchschnittlich aus 46 % (Château-d'Oex) bis 73 % (Tujetsch) Habitatspezialisten (Abb. 1a). Zu diesen gehörten verbreitete Arten wie *Lotus corniculatus* (Hornklee), *Plantago media* (Mittlerer Wegerich) und *Potentilla erecta* (Blutwurz), aber auch in der Schweiz geschützte Arten wie *Dactylorhiza maculata* (Geflecktes Knabenkraut), *Gymnadenia conopsea* (Langspornige Handwurz; Abb. 2) und *Lilium bulbiferum* (Wiesen-Feuerlilie). Der grosse Naturschutzwert der untersuchten Wiesen bestätigte sich darin, dass sie alle die Anforderungen an die floristische Qualität gemäss der Ökoqualitätsverordnung (ÖQV) erfüllt haben.

### Artenvielfalt erhalten

In der 2002–04 Erhebung wurden durchschnittlich 52 bis 60 (maximal 84) Pflanzenarten pro Aufnahme erfasst (Tab. 3). Damit waren die Magerwiesen mehr als 50 % artenreicher als die entsprechenden Fettwiesen (Peter *et al.* 2008). Die Artenvielfalt nahm gegenüber der 1975–85 Erhebung in drei der vier untersuchten Regionen um 2 bis 11 Arten zu. Dies zeigt, dass die Artenvielfalt der Magerwiesen während der vergangenen 25 Jahre mehrheitlich auf hohem Niveau erhalten blieb. Jedoch weist der leichte Rückgang in Château-d'Oex (-3 Arten) darauf hin, dass sich in dieser Region die Standortbedingungen zu Ungunsten der Artenvielfalt verändert haben (siehe unten).

**Abb. 1. Bestandesanteil der (a) typischen Magerwiesenarten (Habitatspezialisten) und (b) der typischen Fettwiesenarten in der Ersterhebung 1975–85 (□) und der wiederholten Erhebung 2002–04 (■). \*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ , \*\*\*  $p < 0,001$ ; C: Château-d'Oex, G: Grindelwald, T: Tujetsch und S: Sent.**



## Floristische Qualität hat abgenommen

In der Zusammensetzung der einzelnen Pflanzenbestände wurde eine deutliche Veränderung festgestellt. Die Aufnahmen der beiden Erhebungen unterschieden sich durchschnittlich in 44 % bis 50 % der Arten (Tabelle 3: Turnover). Dieser grosse Turnover zeigt, dass die Bestände das Potential hatten, sich an neue Standortbedingungen anzupassen.

Der Fokus der Untersuchung war auf die Frage gerichtet: «Sind generelle Veränderungen in den Umweltbedingungen der Regionen aufgetreten, welche sich in gerichteten (d.h. einheitlichen) Veränderungen der Bestände widerspiegeln?» Es zeigte sich, dass solche einheitlichen Bestandesveränderungen effektiv eingetreten sind. Sie äusserten sich in einer generellen Abnahme der typischen Magerwiesenpflanzen wie zum Beispiel *Anthyllis vulneraria* (Wundklee), *Linum catharticum* (Purgier-Lein) und *Potentilla erecta* (Blutwurz), die zwischen -3,6 % in Grindelwald und -11,6 % in Château-d'Oex lag (Abb. 1a). Entsprechend nahm der Anteil von Fettwiesenarten (Abb. 1b: +1,4 % bis +3,7 %) und der Generalisten (+1,5 % bis +6,3 %) zu. Dies zeigt, dass die floristische Qualität der untersuchten Magerwiesen aus Sicht des Naturschutzes leicht (Grindelwald, Tujetsch und Sent) bis deutlich (Château-d'Oex) abgenommen hat. Die Zunahme des Nährstoffzeigerwerts von 0,07 bis 0,24 Einheiten (Abb. 3) lässt darauf schliessen, dass die Bestandesveränderung durch eine Nährstoffanreicherung der Standorte verursacht wurde. Dazu beigetragen hat neben der Düngung und der Intensivierung der Weidewirtschaft (siehe unten) wahrscheinlich auch die Stickstoffdeposition

aus der Luft, die in den Untersuchungsregionen gemäss Modellrechnungen von MeteoTest auf 9–16 kg N pro Hektare und Jahr beziffert wird.

## Extensive Mähnutzung ist notwendig

Im Tujetsch wurde zwischen den beiden Erhebungen in jeweils einem Drittel der untersuchten Standorte entweder die Mähnutzung aufrechterhalten, die Mahd durch Schafbeweidung ersetzt oder die Nutzung aufgegeben (bei einigen Standorten bereits vor der ersten Erhebung). Es zeigte sich, dass sich die Nutzungsänderungen negativ auf die floristische Qualität der Wiesen oder die Artenvielfalt ausgewirkt haben. Der Bestandesanteil der typischen Magerwiesenpflanzen blieb bei unveränderter Mähnutzung erhalten, während bei der Umnutzung zu Schafweide eine signifikante Abnahme von 12 % auftrat (Abb. 4a). Ein deutlicher Rückgang erfolgte insbesondere bei den wertvollen Orchideen wie zum Beispiel *Gymnadenia conopsea* (Langspornige Handwurz; Abb. 2) und *Pseudorchis albida* (Weisszunge). Bei der Nutzungsaufgabe blieb der Anteil typischer Magerwiesenpflanzen in etwa gleich. Hingegen nahm an diesen Standorten die Artenzahl pro Aufnahme



Abb. 2. *Gymnadenia conopsea* (Langspornige Handwurz), ein Habitatspezialist der Magerwiesen. (Foto Markus Peter ART)

leicht ab (-4 Arten;  $p = 0,275$ ), während bei weiterhin bewirtschafteten Flächen eine Zunahme der Artenvielfalt festgestellt wurde (+5 Arten;  $p = 0,003$ ). Diese Resultate zeigen, dass zur Erhaltung der floristisch wertvollen Magerwiesen die aufwändige extensive Mähnutzung weitergeführt werden muss. Weil sich die besonders wertvollen

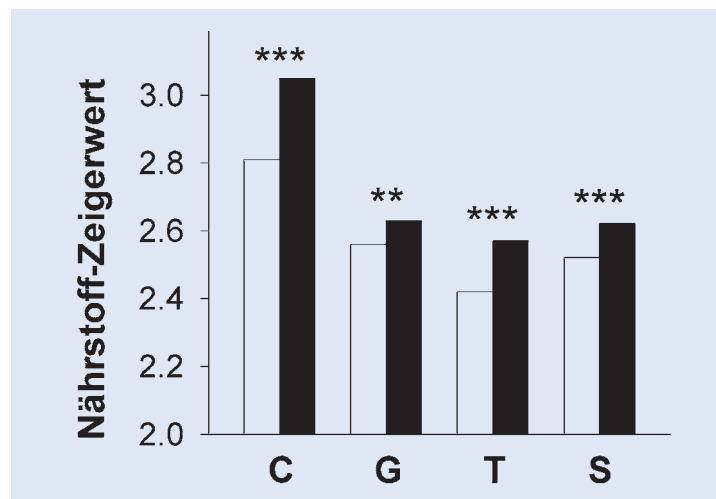


Abb. 3. Mittlerer Nährstoffzeigerwert (Landolt 1977) der Pflanzenbestände in der Ersterhebung 1975–85 (□) und der wiederholten Erhebung 2002–04 (■). \*\*  $p < 0,01$ , \*\*\*  $p < 0,001$ ; C: Château-d'Oex, G: Grindelwald, T: Tujetsch und S: Sent.



Wiesen häufig an Grenzlagen befinden (Kampmann *et al.* 2008) und dort der Arbeitsaufwand sehr hoch ist, muss die Aufrechterhaltung der Mähnutzung an diesen Standorten gezielt gefördert werden.

### Ökologischer Ausgleich mit positivem Effekt

Ökologische Ausgleichsflächen (öAF) leisten einen wichtigen Beitrag zur Erhaltung der floristisch wertvollen Wiesen in den Alpen (Kampmann *et al.* 2008), indem sie die Fortführung der extensiven Mähnutzung verlangen und damit negative Auswirkungen sowohl der Nutzungsaufgabe oder Umnutzung zu Schafweiden (siehe oben) als auch der Bewirtschaftungsintensivierung verhindern. Die Folgen einer Intensivierung zeigten sich in Château-d'Oex, wo alle Untersuchungsflächen als Weiden ohne Nutzungseinschränkung genutzt wurden. Hier erfolgte die deutlichste Abnahme der typischen Magerwiesepflanzen (Abb. 1a) und als einzige Region nahm auch die Artenzahl pro Aufnahme ab (Tab. 3).

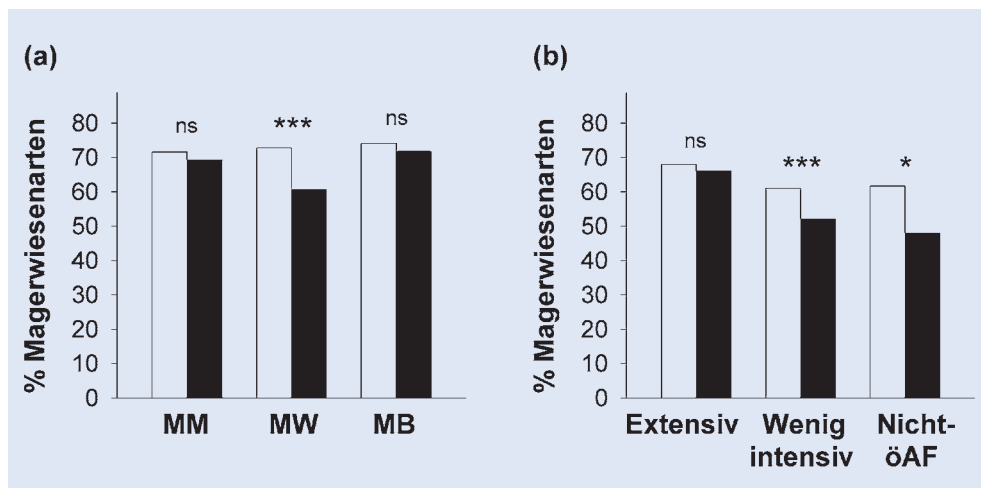
Der positive Effekt der ungedüngten extensiv genutzten öAF auf die Erhaltung der typischen Magerwiesepflanzen (Abb. 4b)

zeigte sich nicht nur im Vergleich mit zu Schafweiden umgenutzten Mähwiesen (Abb. 4a; Tujetsch) oder intensivierten Weiden (Abb. 1a; Château-d'Oex), sondern auch im Vergleich mit Nutzungstypen, bei denen die Mähnutzung aufrechterhalten wurde (Abb. 4b). Während in den «extensiven öAF» der Anteil von typischen Magerwiesepflanzen erhalten blieb, ging er in den «wenig intensiven öAF» um 9,0 % und den nicht als öAF angemeldeten Mähwiesen um 13,7 % zurück. Das gleiche Bild zeigt die Veränderung des Nährstoffgehalts: Er stieg bei den «extensiven öAF» nur leicht um 0,05 Einheiten an ( $p = 0,042$ ), während er in den «wenig intensiven öAF» um 0,08 Einheiten ( $p = 0,003$ ) und den «nicht-öAF Mähwiesen» um 0,21 Einheiten ( $p = 0,014$ ) zunahm. Aus diesen Resultaten schliessen wir, dass zur Erhaltung der floristisch wertvollsten Magerwiesenbestände ganz auf eine Düngung verzichtet werden muss. Dennoch, die «wenig intensiv» genutzten Wiesen sind ein wichtiger Bestandteil der Kulturlandschaft im Berggebiet und tragen durch ihre spezifische Bestandeszusammensetzung zur floristischen Diversität auf der Landschaftsebene bei (Weyermann *et al.* 2006).

### Literatur

- Bischof N., 1981. Gemähte Magerwiesen in der subalpinen Stufe der Zentralalpen. *Bauhinia* 7, 81–128.
- Bischof N., 1984. Pflanzensoziologische Untersuchungen von Sukzessionen aus gemähten Magerwiesen in der subalpinen Stufe der Zentralalpen. Flück-Wirth, Teufen.
- Braun-Blanquet J., 1964. Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde. Springer, Wien.
- Daget P. & Poissonet J., 1969. Analyse phytologique des prairies: applications agronomiques, Document No. 48. C.N.R.S.-C.E.O.E., Montpellier.
- Diel W. & Kustatscher G., 1992. Die Wiesenvegetation im Unterengadin und ihre pflegliche landbauliche Nutzung. Bericht der Arbeitsgemeinschaft zur Förderung des Futterbaus, Zürich.
- Diel W., 1995. Wandel der Wiesenvegetation im Schweizer Mittelland. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 4, 239–249.
- Fischer M. & Wipf S., 2002. Effect of low-intensity grazing on the species-rich vegetation of traditionally mown subalpine meadows. *Biological Conservation* 104 (1), 1–11.
- Hartmann J., 1976. Mähwiesen und Sozialbrache im Tavetsch. Diplomarbeit, Universität Basel.
- Kampmann D., Herzog F., Jeaneret P., Konold W., Peter M., Walter T., Wildi O. & Lüscher A., 2008. Mountain grassland biodiversity: impact of site conditions vs. management type. *Journal for Nature Conservation* 16, 12–25.
- Landolt E., 1977. Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. *Veröffentlichungen des Geobotanischen Instituts ETH-Zürich, Stiftung Rübli* 64, 1–208.
- Lauber S., Erzinger S. & Pfeffli S., 2006. Arbeitsmarktabhängiger Strukturwandel im Berggebiet. *Agarforschung* 13 (1), 22–27.
- Mercier A., 1984. Possibilités d'intégration de différents systèmes d'utilisation pastorale au Pays-

**Abb. 4. Bestandesanteil der typischen Magerwiesenarten (Habitatspezialisten) in der Ersterhebung 1975–86 (□) und der wiederholten Erhebung 2002–04 (■) für (a) die Nutzungstypen im Tujetsch: MM (Unveränderte Mähnutzung; n = 17), MW (Umnutzung von Mahd zu Schafweide; n = 16) und MB (Nutzungsaufgabe; n = 18) und (b) die Nutzungsintensität von Mähwiesen in Grindelwald, Tujetsch und Sent: «Extensiv» (n = 32) und «wenig intensiv» (n = 20) genutzte ökologische Ausgleichsflächen (öAF) sowie «nicht-öAF» (n = 10). ns: nicht signifikant, \*  $p < 0,05$ , \*\*\*  $p < 0,001$ .**



d'Enhaut. Rapport No. 31. MAB-Pays-d'Enhaut, Nyon.

■ Peter M., Gigon A., Edwards P.J. & Lüscher A., 2009. Changes over three decades in the floristic composition of nutrient-poor grasslands in the Swiss Alps. *Biodiversity and Conservation*, **18** (3), 547-567.

■ Peter M., Edwards P.J., Jeanne-pret P., Kampmann D. & Lüscher A., 2008. Changes over three decades in the floristic composition of fertile permanent grasslands in the Swiss Alps. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **125**, 204-212.

■ Pfister H., 1984. Grünlandgesellschaften, Pflanzenstandort und futurbauliche Nutzungsvarianten im

montan-subalpinen Bereich: Testgebiet Grindelwald. Schlussbericht Nr. 7. MAB-Schweiz, Bern.

■ Ryser P., Langenauer R. & Gigon A., 1995. Species richness and vegetation structure in a limestone grassland after 15 years management with 6 biomass removal regimes. *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica* **30**, 157-167.

■ Weyermann I., Kampmann D., Peter M., Herzog F. & Lüscher A., 2006. Bergwiesen haben eine hohe ökologische Qualität. *Agrarforschung* **13** (4), 156-161.

■ Willems J.H., Peet R.K. & Birk L., 1993. Changes in chalk-grassland structure and species richness

resulting from selective nutrient additions. *Journal of Vegetation Science* **4**, 203-212.

■ Wolking F. & Plank S., 1981. Dry grasslands of Europe. Nature and Environment Series 21. Council of Europe, Strasbourg.

## RÉSUMÉ

### Évolution floristique de prairies maigres dans les Alpes

Les prairies maigres des Alpes font partie des habitats européens les plus riches en espèces. Nous avons étudié comment la diversité et la composition de ces associations végétales ont changé au cours de ces 25 dernières années, en répétant 151 relevés de végétation effectués initialement entre 1975 et 1985 à Château-d'Oex, Grindelwald, Tujetsch et Sent. Nos résultats montrent que les prairies maigres des Alpes sont restées très riches en espèces. Une moyenne de 52 à 60 espèces végétales a été observée par relevé (25–100 m<sup>2</sup>) en fonction de la région. Cela représente même une augmentation de 2 à 11 espèces par rapport aux relevés initiaux dans trois des quatre régions. Les associations végétales étudiées contenaient une proportion importante d'espèces spécialistes des prairies maigres, dont certaines protégées en Suisse, ce qui démontre la valeur particulière de ces associations pour la conservation des espèces. Cependant la proportion des espèces spécialistes a diminuée dans les quatre régions durant ces 25 dernières années (–4 à –12 %), alors que celle de généralistes et d'espèces typiques des prairies grasses a augmenté. L'augmentation de la valeur indicative de substances nutritives (+0,07 à +0,24 unités) montre que cette évolution est due à une augmentation de la disponibilité en éléments fertilisants dans ces habitats. Les espèces spécialistes se sont maintenues uniquement dans les prairies non-fertilisées des surfaces de compensation écologique (SCE). Elles ont diminué sous tous les autres régimes d'utilisation étudiés (prairies de fauche converties en pâturages à moutons, pâturages à bovins, prairies de fauche en dehors des SCE, prairies peu intensives en SCE). Ces résultats montrent que pour maintenir la valeur floristique élevée des prairies maigres des Alpes, il faut maintenir une utilisation en fauche extensive et prendre des mesures visant à endiguer l'eutrophisation.

## SUMMARY

### Floristic evolution of nutrient-poor grasslands in the Alps

The nutrient-poor, semi-natural grasslands of the Swiss Alps are amongst the most species-rich habitats in Europe. To investigate changes over 25 years in the diversity and floristic composition of these plant communities, we repeated a total of 151 phytosociological relevés, originally recorded between 1975 and 1985 in Château-d'Oex, Grindelwald, Tujetsch und Sent. In this second survey, our results showed that the grasslands still remained very diverse. On average, we counted 52 to 60 species per plot (25–100 m<sup>2</sup>) according to region and compared to the original survey there was even an increase in three of four regions of between 2 and 11 species. The plant communities included a high proportion of nutrient-poor grassland habitat specialists (NPG-species) some of which are protected in Switzerland; this substantiates their particular nature conservation value. However the proportion of these species significantly declined over the last 25 years (–4 % to –12 %) while species typical of fertile grasslands and ubiquitous species increased. The increase in mean nutrient indicator values (+0,07 to +0,24 units) indicates that the floristic shifts were most probably due to a nutrient accumulation in these habitats. The NPG-species were only maintained in unfertilized meadows managed as ecological compensation areas (ECA) whereas there was a significant decline in all other types of land use (meadows converted to sheep pastures, cattle pastures, meadows not managed as ECA and slightly fertilized ECA meadows). To maintain the high conservation value of nutrient-poor grasslands in the Alps, it is important to support low-intensity management, especially mowing, and to prevent further eutrophication.

**Key words:** Vegetation change, nutrient-poor grassland, Alps, biodiversity, conservation value, habitat specialists, land use change