

## Auswirkungen von Langlaufloipen auf Moorvegetation

– Jan Lanvers, Birgit Sieg und Thomas Fartmann –

### Zusammenfassung

Moore unterliegen aufgrund ihrer zahlreichen spezialisierten Arten und zugleich starken Gefährdung dem Schutz der EU Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. In Süddeutschland, am Rand der Alpen, ist noch eine Vielzahl naturschutzfachlich wertvoller Moore vorhanden. Teilweise verlaufen durch diese Moore Langlaufloipen, über deren Wirkung auf die Vegetation bislang allerdings nur wenig bekannt ist. In dieser Arbeit werden deshalb die Auswirkungen von Langlaufloipen auf Standort, Flora und Vegetation von drei Vegetationstypen (Hochmoor, Kalkflachmoor, Pfeifengraswiese) in Südbayern untersucht. Für jeden dieser Typen erfolgt ein Vergleich der Loipenflächen mit von Langlauf unbeeinflussten Kontrollflächen.

Der Loipeneinfluss ist in allen drei Vegetationstypen nachweisbar. Generell führt die Loipennutzung zu einer Nivellierung der Standortgradienten, zu Bodenverdichtung und damit zu Vernässung. Entsprechend werden nassetolerante Arten gefördert. Mit Abstand am geringsten sind die Auswirkungen im Kalkflachmoor. Dies lässt sich durch die per se große Nässe und die im Vergleich zum Hochmoor und der Pfeifengraswiese geringere Empfindlichkeit gegenüber Verdichtung erklären. Im Hochmoor und in der Pfeifengraswiese profitiert besonders *Trichophorum cespitosum* von der Vernässung. Die Hochmoorflächen auf der Loipe entwickeln sich stärker in Richtung Zwischenmoorvegetation, verbunden mit einer Zunahme gefährdeter Arten. Diese Entwicklung wird sicherlich auch durch das Mulchen auf der Loipe begünstigt, da das Hochmoor keiner Nutzung unterliegt und entsprechend kaum Pflanzen aufweist, die an Nutzung angepasst sind. Im Gegensatz dazu kommt es in der gemähten Pfeifengraswiese vorwiegend zu einer floristischen Homogenisierung mit weniger stark ausgeprägten Blühaspekten. Aus der wechselfeuchten Pfeifengraswiese entwickelt sich eine dauerfeuchte Streuwiese. Die Deckung der Rote-Liste-Arten nimmt durch Förderung von konkurrenzschwachen, stresstoleranten Arten ebenfalls zu.

### Abstract: Impacts of cross-country ski trails on bog and fen vegetation

Bogs and fens are protected by the EU Habitats Directive as they harbour many specialised species and are strongly endangered. In Southern Germany, at the foothills of the Alps, a multitude of bogs and fens of high nature-conservation value still exist. Cross-country ski trails run through some of these peatlands, but little is known about the impact of the ski trails on the vegetation. In this study we analyse the impact of cross-country ski trails on site conditions, flora and vegetation of three peatland types (raised bog, calcareous fen, litter meadow) in Southern Bavaria. For each of these types we compare ski-trail plots with unaffected control plots. In all three peatland types we observed an impact of ski trails. In general, ski trails lead to a levelling of ecological gradients, soil compaction and thus, higher soil humidity. Several stress- and humidity-tolerant species benefit from the modification of the site conditions. In the calcareous fen the impact was least severe. This can be explained by the generally higher water level and lower sensitivity to soil compaction in comparison to the raised bog and the litter meadow. Within the raised bog and the litter meadow particularly *Trichophorum cespitosum* was favoured by waterlogging. Moreover, the raised bog developed into a transition bog associated with an increase in the number of threatened species. This development is certainly favoured by the mulching of the ski trail because the raised bog in general is not affected by regular land use. Accordingly, the raised-bog species are not adapted to disturbance and thus rarely occur on the trail. In contrast, in the regularly mown litter meadow a floristic homogenisation with less pronounced flowering aspects takes place. The litter meadow with alternating soil moisture develops into a

more constantly wet habitat, because less competitive stress-tolerators are favoured by the trail and the cover of threatened species increases.

**Keywords:** endangered species, soil compaction, species richness, stagnant moisture, *Trichophorum cespitosum*, water logging.

## 1. Einleitung

Moore sind Zentren der Artenvielfalt (SUCCOW & JOOSTEN 2001) und Lebensraum vieler gefährdeter Pflanzen (QUINGER et al. 1995). Durch Melioration, Torfabbau, Intensivierung der Nutzung sowie Stickstoff- und Phosphateutrophierung sind sie allerdings stark im Rückgang begriffen (DIERSSEN & DIERSSEN 2001, SUCCOW & JOOSTEN 2001, WASSEN et al. 2005). In Niedermooren führt ferner die Aufgabe traditioneller Landnutzungsformen zum Rückgang vieler Arten (vgl. JENSEN & SCHRAUTZER 1999, MIDDLETON et al. 2006). Kalkflach-, Zwischen- und Hochmoore sowie Streuwiesen auf Moorstandorten unterliegen aufgrund ihrer zahlreichen spezialisierten Arten und zugleich starken Gefährdung dem Schutz der EU Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) (SSYMANK et al. 1998).

In Süddeutschland, insbesondere am Rand der Alpen, ist entgegen dem allgemeinen Trend noch eine Vielzahl an naturschutzfachlich wertvollen Mooren vorhanden (KAULE 1991, DIERSSEN & DIERSSEN 2001, SUCCOW & JOOSTEN 2001). Oft handelt es sich hierbei um Komplexe aus Nieder-, Übergangs- und Hochmooren, die kleinräumig miteinander verzahnt sind (QUINGER et al. 1995). Kalkoligotrophe Flachmoore kommen innerhalb Mitteleuropas nur noch hier in größerer Ausdehnung vor; gleiches gilt für streugenutzte Pfeifengraswiesen auf Niedermoorstandorten (KAULE 1991, QUINGER et al. 1995). Durch Aufgabe der Einstreu- und Mistwirtschaft nimmt aber auch hier die Streunutzung weiter ab. Mit über 3.000 ha Pfeifengraswiesen ist der Landkreis Garmisch-Partenkirchen der streuwiesenreichste Landkreis Bayerns (QUINGER et al. 1995).

Tourismus und Naherholung haben im Alpenraum als einer der größten Tourismusregionen der Welt (BÄTZING 2005) einen großen Einfluss auf Natur und Umwelt (BARNICK 1994). Aufgrund des großen Flächenanspruchs sind die Auswirkungen des Wintersports auf Arten und Lebensräume besonders gravierend. Während die aus Naturschutzsicht zumeist negativen Auswirkungen von Alpinski-Pisten auf Ökosysteme bereits detailliert untersucht wurden (RIXEN et al. 2003, WIPF et al. 2005, DIETMANN & KOHLER 2006, MARTIN et al. 2010, ROUX-FOUILLET et al. 2011) und die gewonnenen Erkenntnisse auch Eingang in die Landschaftsplanung gefunden haben (StSALP 2010), ist über den Einfluss von Langlaufloipen auf die Vegetation bislang wenig bekannt. So konnte QUINGER (2007) anhand von 14 gepaarten Vegetationsaufnahmen in Streuwiesen und Kalkflachmooren des Ammergebirges nur geringe floristische Unterschiede zwischen Loipen und Kontrollflächen feststellen. BARTH (1997) wies dagegen auf Moorstandorten des Bayerischen Waldes eine Nivellierung von Standortgradienten und eine Vernässung durch Loipennutzung nach.

In dieser Arbeit sollen deshalb die Auswirkungen von Langlaufloipen auf Standort, Flora und Vegetation von drei Vegetationstypen (Hochmoor, Kalkflachmoor, Pfeifengraswiese) in Südbayern untersucht werden. Für jeden dieser Vegetationstypen erfolgt ein Vergleich von Loipenflächen mit durch Langlauf unbeeinflussten Kontrollflächen.

## 2. Untersuchungsgebiet

Als Untersuchungsgebiet (UG) dient der 20 ha große Moorkomplex des „Aschenmooses“ im Landkreis Garmisch-Partenkirchen (Abb. 1, Zentrum: 47°29'15" N, 11°12'13" E). Innerhalb der Schwäbisch-Oberbayerischen Voralpen ist das UG dem Niederwerdenfelser Land zuzuordnen (BAYStLU 1994). Es ist Bestandteil des FFH-Gebietes „Mittenwalder Buckelwiesen“ (StMUG 2008).

Den Untergrund bilden wasserstauende Partnach- und Raiblerschichten (JERZ et al. 1966, ILLIG 1999), die im Ostteil von einer Moräne überlagert sind (ILLIG 1999). Das anstehende Gestein ist im Westen durch Hochmoor- und im Osten durch Niedermoor torfe über-

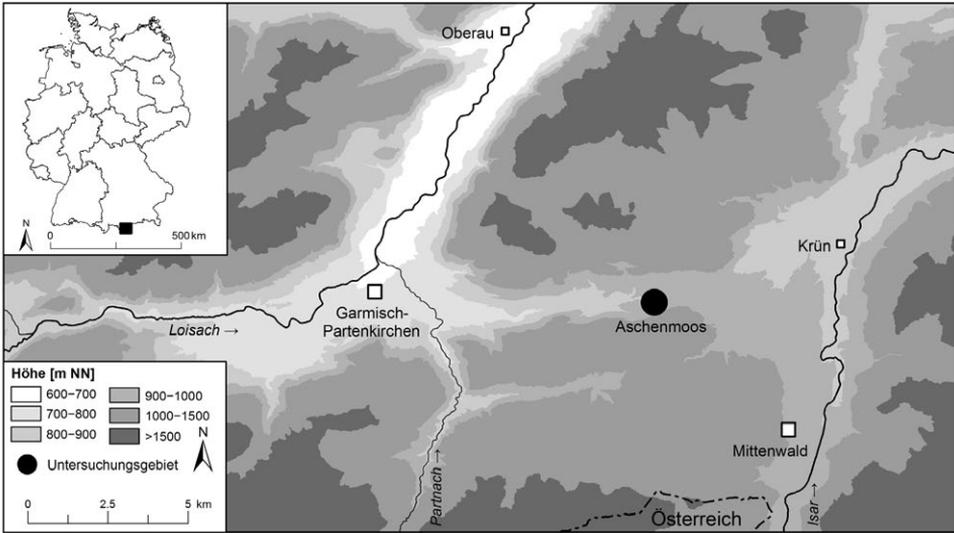


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes „Aschenmoos“ in Deutschland und Südbayern. Kartographie: Merle Streitberger.

Fig. 1: Location of the study area “Aschenmoos” in Germany and in Southern Bavaria. Cartography: Merle Streitberger.



Abb. 2: Pfeifengraswiese mit Loipe im Zentrum. Gut sichtbar auf der Loipe ist die *Trichophorum cespitosum*-Fazies und der *Primula farinosa*-Blühaspekt (Foto: T. Fartmann, 05.2009).

Fig. 2: Litter meadow with ski trail in the centre. The *Trichophorum cespitosum* facies and flowering *Primula farinosa* are clearly visible on the ski trail (Photo: T. Fartmann, 05/2009).

deckt. Bei einer mittleren Meereshöhe von 921 m NN beträgt die Jahresmitteltemperatur 6,7 °C. An 130 bis 140 Tagen herrscht Frost. Der mittlere Jahresniederschlag liegt bei 1.498 mm mit einem Niederschlagsmaximum von 196 mm im Juni (jeweils langjährige Mittel 1961–1990, DWD 2010). Im Winter gilt das UG als sehr schneesicher (W. Kraus, mdl. Mitt.).

Die Vegetation des Aschenmooses besteht aus einem ungenutzten Hochmoorregenerationskomplex im Westen, der ehemals durch Torfabbau degradiert wurde (ILLIG 1999), sowie Pfeifengraswiesen und Kalkflachmooren mit traditioneller Streuwiesennutzung (späte Mahd ab. 1. August bzw. 1. September) im Osten, die im Rahmen des Vertragsnaturschutzes bewirtschaftet werden (W. Kraus, mdl. Mitt.).

Zwei annähernd parallel verlaufende Loipen, die sich physiognomisch deutlich von der angrenzenden Vegetation abgrenzen (Abb. 2), durchqueren das UG in west-östlicher Richtung mit einer Breite von 6–10 m. In den Hochmoorbereichen wird die Loipe je nach Bedarf in unregelmäßigen Abständen gemulcht. Alle Loipenabschnitte werden im Winter durch Loipenfahrzeuge ab einer Schneehöhe von ca. 20–30 cm regelmäßig gespurt. Die Langlaufsaison dauert je nach Witterung von Ende November bis in den April. Eine künstliche Beschneigung der Loipen findet nicht statt (W. Kraus, mdl. Mitt.). Nach Einsetzen der Schneeschmelze bleibt die Schneedecke auf den Loipen bedeutend länger erhalten als auf den unmittelbar angrenzenden Moorflächen (eigene Beob.).

### 3. Methoden

#### 3.1. Erfassung von Vegetations- und Standortparametern

Um Unterschiede zwischen den Loipenflächen (LF) und den von der Loipennutzung unbeeinträchtigten Kontrollflächen (KF) festzustellen, wurden zwischen Ende Juli und Anfang August 2009 insgesamt 78 Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1964) angefertigt. Die Aufnahmen verteilten sich zu gleichen Teilen (je 39) auf die LF und KF. Dabei wurden die 2 × 2 m großen Aufnahmeflächen so gewählt, dass sich die Umweltbedingungen der jeweiligen Aufnahmeppure möglichst nur in der Loipen-Nutzung (ja oder nein) unterschieden. Um Randeffekte zu minimieren, wurde die KF in einem Abstand von 5–10 m zur Loipe gewählt und die dazugehörige LF im Zentrum der Loipe angelegt. Die Aufnahmeppure wurden in einem Abstand von ca. 10 m regelmäßig von West nach Ost platziert. Die Artmächtigkeit aller Gefäßpflanzen wurde mittels einer erweiterten Braun-Blanquet-Skala (WILMANN 1998) geschätzt.

Zur Ermittlung des Biomasseaufwuchses wurde ein Stahlrahmen (31,6 × 31,6 cm) dreimal zufällig je Aufnahmefläche aufgesetzt und das oberirdische Pflanzenmaterial abgeschnitten. Die Biomasseproben wurden in perforierten, hitzebeständigen Beuteln aufbewahrt, anschließend im Trockenschrank bei 65 °C 24 h getrocknet und dann gewogen. Zusätzlich wurden die getrocknete Biomasse zermahlen und deren Kohlenstoff(C)- sowie Stickstoff(N)-Gehalte mittels Nah-Infrarot-Reflexions-Spektroskopie (NIRS) bestimmt.

#### 3.2. Auswertung

Die Zuordnung der Vegetationsaufnahmen zu Verbänden erfolgte durch pflanzensoziologische Tabellenarbeit (DIERSCHKE 1994). Die von der Loipennutzung unbeeinträchtigten KF ließen sich der Pflanzengesellschaft Hochmoor (*Sphagnion magellanici* [Malcuit 1929] Kätner et Flößner 1933, N = 18), Kalkflachmoor (*Caricion davallianae* Br.-Bl. 1949, N = 9) und Pfeifengraswiese (*Molinion caeruleae* W. Koch 1926, N = 12) zuordnen. Für Vergleiche wurden die LF – unabhängig davon, ob sie in der pflanzensoziologischen Zuordnung tatsächlich mit der jeweiligen KF übereinstimmten (vgl. Kap. 4) – dem Vegetationstyp (Hochmoor, Kalkflachmoor und Pfeifengraswiese) der zugehörigen KF zugeordnet.

Für eine quantitative Analyse wurden die Artmächtigkeiten in Prozent-Mittelwerte der Artmächtigkeitsklassen überführt (vgl. DIERSCHKE 1994). Anhand der Vegetationsdaten wurden mittlere gewichtete Zeigerwerte (ELLENBERG et al. 2001) für die Reaktions- (R-Zahl), Feuchte- (F-Zahl) und Nährstoffzahl (N-Zahl) berechnet. Für jede Aufnahme wurden zudem die Strategietypen nach Grime (KÜHN & KLOTZ 2002a, GRIME et al. 2007) anhand der Deckungsanteile in der Krautschicht sowie der prozentuale Anteil der Lebensformen (ELLENBERG et al. 2001) an der Gesamtartenzahl bestimmt. Aufgrund von deutlichen Unterschieden in der Abundanz von *Trichophorum cespitosum* auf KF und LF wurden für diese Art ebenfalls die Deckungsanteile berechnet.

Zur Visualisierung von floristischen Änderungen durch Loipennutzung wurden Ordinationen (*Detrended Correspondence Analysis*, DCA) für jeden der drei Vegetationstypen mit dem Programm CANOCO 4.5 (TER BRAAK & ŠMILAUER 2002) durchgeführt. Trotz kurzer Gradienten in der Ordination der Pfeifengraswiesen-Aufnahmen wurde aus Gründen der Vergleichbarkeit auch hier eine DCA verwendet. Um einen zu großen Einfluss von Arten mit hoher Deckung zu vermeiden und häufige Arten, die aber nur eine geringe Deckung aufweisen, höher zu gewichten, wurden die prozentualen Artmächtigkeitsangaben vor der Analyse wurzeltransformiert (VAN DER MAAREL 1979). Seltene Arten mit einer absoluten Stetigkeit  $< 3$  wurden entfernt. Als passive Variablen wurden Biomasse und C/N-Verhältnis sowie die Deckung der Strategietypen und die Ellenberg-Zeigerwerte in die DCAs integriert und ihre Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten mit den ersten beiden Achsen mittels SPSS 17.0 ermittelt. Die Ergebnisse wurden in Triplots dargestellt, wobei nur Arten eingefügt wurden, deren Artmächtigkeit oder Stetigkeit sich zwischen den Gruppen KF und LF um mindestens 60 % unterschied und die zudem eine Stetigkeit von  $> 25$  % in mindestens einer Gruppe aufwiesen. Variablen wurden nur dann integriert, wenn sie mit mindestens einer der beiden ersten Achsen signifikant korreliert waren.

Unterschiede in den Mittelwerten der untersuchten Parameter zwischen KF und LF wurden mittels T-Test überprüft. Waren die statistischen Voraussetzungen für den T-Test (Normalverteilung: Kolmogorov-Smirnov; Varianzhomogenität: Levene-Test) nicht gegeben, wurden die Daten wurzel- bzw. ArcSin-transformiert (prozentual-skalierte Daten) (S. SOKAL & ROHLF 1995). Konnten die Voraussetzungen für den T-Test auch durch Datentransformation nicht erfüllt werden, wurde der Mann-Whitney-U-Test gewählt. Alle Tests wurden mit dem Statistikprogramm SPSS 17.0 durchgeführt.

Die Nomenklatur für die Gefäßpflanzen richtet sich nach OBERDORFER (2001), für Pflanzengesellschaften nach RENNWALD (2000). Angaben zu diagnostischen Arten wurden OBERDORFER (1993, 1998, 2001) entnommen. Die Gefährdungseinstufungen der Sippen für Deutschland entstammen LUDWIG & SCHNITTLER (1996).

## 4. Ergebnisse

### 4.1. Hochmoor

Die KF weisen meist gut differenzierte Bult-Schlenken-Strukturen auf. Typische Arten der Torfmoosbulte sind *Andromeda polifolia*, *Calluna vulgaris*, *Eriophorum vaginatum* oder *Vaccinium oxycoccus* (Tab. 1). Die Schlenken zeichnen sich durch Arten wie *Drosera rotundifolia* oder *Rhynchospora alba* aus. Partieller Grundwassereinfluss wird durch das Vorkommen von Mineralbodenwasserzeigern wie *Carex echinata*, *C. fusca* und *Trichophorum cespitosum* angezeigt. Im engeren Sinne wäre somit die Bezeichnung „Pseudohochmoor“ korrekt, welches sich jedoch bis auf die Mineralbodenwasserzeiger aus derselben hochmoortypischen Pflanzengemeinschaft zusammensetzt (QUINGER et al. 1995). Anhand der mittleren Zeigerwerte sind die Standorte als feucht bis nass, stark sauer und extrem nährstoffarm zu bezeichnen (Tab. 2). Die mittlere Artenzahl ist mit 11 Sippen niedriger als in allen anderen Vegetationstypen (Abb. 3a). Hemikryptophyten dominieren mit einem Anteil von 60 % (Tab. 2). Auf den trockeneren Bulten kommen vereinzelt niedrigwüchsige Phanerophyten wie *Betula pubescens*, *Frangula alnus* oder *Picea abies* vor; der Störzeiger *Molinia caerulea* ist hier hochstet (Tab. 1).

Auf den LF sind kaum noch Bult-Schlenken-Strukturen vorhanden; das Mikrorelief ist stark nivelliert. Die mittlere Feuchtezahl ist auf den LF signifikant höher als auf den KF, Reaktions- und Nährstoffzahl unterscheiden sich dagegen nicht (Tab. 2). Entsprechend sind auf den LF Nässezeiger wie *Caltha palustris*, *Carex fusca*, *C. rostrata*, *Drosera rotundifolia*, *D. intermedia*, *Equisetum palustre*, *Juncus bulbosus*, *Menyanthes trifoliata*, *Rhynchospora alba* und *Trichophorum cespitosum* mit höherer Stetigkeit vertreten (Tab. 1). Arten der trockeneren Bulte wie *Calluna vulgaris* oder *Frangula alnus* sind dagegen deutlich seltener (Tab. 1).

Der Deckungsanteil von S-Strategen ist auf den LF signifikant höher, der der C-Strategen und CS-Strategen signifikant niedriger (Tab. 1, 2). Viele der zuvor genannten Nässezeiger zählen zu den stresstoleranten Arten. Die typischen Arten der KF-Bulte wie *Calluna vulgaris*, *Eriophorum vaginatum*, *Frangula alnus* und *Molinia caerulea* sind dagegen C- und CS-Strategen.

Tabelle 1: Stetigkeitstabelle der drei Vegetationstypen Hochmoor, Kalkflachmoor und Pfeifengraswiese. KF = Kontrollflächen, LF = Loipenflächen. Stichprobenumfang: Hochmoor = 2 × 18, Kalkflachmoor = 2 × 9, Pfeifengraswiese = 2 × 12.

Table 1: Constancy table of the raised bog, calcareous fen and litter meadow. KF = control plots, LF = ski-trail plots. Sample size: raised bog = 2 × 18, calcareous fen = 2 × 9, litter meadow = 2 × 12.

	HM		KFM		PGW	
	KF	LF	KF	LF	KF	LF
<b><i>Sphagnion magellanici</i></b>						
<i>Calluna vulgaris</i>	61	28	.	.	17	17
<i>Andromeda polifolia</i>	22	33	.	.	.	.
<i>Vaccinium myrtillus</i>	11	.	.	.	.	.
<b><i>Sphagnetalia magellanici</i></b>						
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	78	78	.	11	.	8
<i>Vaccinium uliginosum</i>	22	17	.	.	.	.
<b><i>Oxycocco-Sphagneteta</i></b>						
<i>Drosera rotundifolia</i>	67	89	22	78	.	8
<i>Eriophorum vaginatum</i>	33	11	.	11	.	.
<i>Carex pauciflora</i>	6	17	.	11	33	17
<b><i>Rhynchosporion albae</i></b>						
<i>Rhynchospora alba</i>	33	78	.	33	.	.
<i>Drosera intermedia</i>	.	22	.	.	.	.
<b><i>Scheuchzerietalia palustris</i></b>						
<i>Carex lasiocarpa</i>	6	11	.	.	.	.
<b><i>Caricion davallianae</i></b>						
<i>Eriophorum latifolium</i>	22	22	11	67	.	8
<i>Schoenus ferrugineus</i>	6	11	56	44	25	42
<i>Primula farinosa</i>	6	11	22	78	58	92
<i>Carex davalliana</i>	.	6	33	56	5	58
<i>Tofieldia calyculata</i>	.	.	11	22	92	92
<i>Carex hostiana</i>	.	.	.	11	75	100
<i>Gentiana utriculosa</i>	.	.	.	.	8	8
<b><i>Caricetalia davallianae</i></b>						
<i>Parnassia palustris</i>	11	22	67	78	75	92
<i>Pinguicula vulgaris</i>	.	11	22	78	8	50
<i>Selaginella selaginoides</i>	.	11	11	44	8	67
<i>Carex lepidocarpa</i>	.	.	11	.	17	8
<b><i>Scheuchzerio-Caricetea fuscae</i></b>						
<i>Carex fusca</i>	44	61	22	44	42	25
<i>Trichophorum alpinum</i>	28	44	22	11	.	.
<i>Carex echinata</i>	28	28	33	33	8	8
<i>Eriophorum angustifolium</i>	17	22	33	22	8	.
<i>Menyanthes trifoliata</i>	6	22	44	22	.	.
<i>Viola palustris</i>	6	11	.	11	8	.
<i>Carex dioica</i>	.	6	.	.	.	.
<i>Juncus alpinus</i>	.	.	11	22	25	42
<b><i>Molinion caeruleae</i></b>						
<i>Betonica officinalis</i>	.	.	11	11	83	83
<i>Scorzonera humilis</i>	.	.	.	11	83	75
<i>Galium boreale</i>	.	.	.	11	17	17
<i>Angelica sylvestris</i>	.	.	33	.	.	.
<b><i>Molinietalia caeruleae</i></b>						
<i>Molinia caerulea</i>	100	89	89	100	100	92
<i>Succisa pratensis</i>	22	22	78	44	83	100
<i>Equisetum palustre</i>	17	44	44	67	25	25
<i>Carex panicea</i>	11	11	11	33	83	92
<i>Galium uliginosum</i>	11	.	33	22	83	42
<i>Sanguisorba officinalis</i>	17	.	11	11	8	8
<i>Cirsium palustre</i>	6	.	33	.	8	17
<i>Filipendula ulmaria</i>	6	.	11	.	.	25
<i>Lysimachia vulgaris</i>	6	.	11	.	.	.
<i>Trollius europaeus</i>	.	.	11	.	100	83
<i>Colchicum autumnale</i>	.	.	.	.	67	17
<i>Gymnadenia conopsea</i>	.	.	.	.	25	.
<b><i>Molinio-Arrhenatheretea</i></b>						
<i>Centaurea jacea</i>	.	6	33	.	92	92
<i>Euphrasia officinalis</i> ssp. <i>rostkoviana</i>	.	.	.	.	75	75
<i>Festuca rubra</i>	.	6	.	11	.	8
<i>Lathyrus pratensis</i>	.	.	11	.	8	17
<i>Trifolium pratense</i>	.	.	.	11	58	58
<i>Plantago lanceolata</i>	.	.	.	11	58	.
<i>Bistorta vivipara</i>	.	.	.	.	42	42
<i>Prunella vulgaris</i>	.	.	.	.	17	8
<i>Holcus lanatus</i>	.	.	.	.	8	.

	HM		KFM		PGW	
	KF	LF	KF	LF	KF	LF
<b>Begleiter</b>						
<i>Trichophorum cespitosum</i>	83	89	56	78	50	100
<i>Potentilla erecta</i>	56	50	100	100	100	100
<i>Caltha palustris</i> ssp. <i>palustris</i>	11	50	11	44	.	8
<i>Gentiana asclepiadea</i>	11	6	67	11	25	33
<i>Agrostis capillaris</i>	11	.	33	22	50	42
<i>Nardus stricta</i>	11	.	.	.	83	42
<i>Carex pulicaris</i>	6	6	.	11	67	58
<i>Carduus defloratus</i>	6	.	78	.	67	58
<i>Ranunculus montanus</i>	.	17	33	56	92	67
<i>Briza media</i>	.	6	22	22	58	67
<i>Linum catharticum</i>	.	.	33	44	83	75
<i>Lotus corniculatus</i>	.	.	22	22	92	10
<i>Trifolium montanum</i>	.	.	22	22	67	92
<i>Leontodon hispidus</i> ssp. <i>danubialis</i>	.	.	22	22	75	67
<i>Thymus pulegioides</i>	.	.	.	.	75	67
<i>Helictotrichon pratense</i>	.	.	.	.	75	58
<i>Frangula alnus</i>	44	6	11	.	.	.
<i>Carex rostrata</i>	28	28	22	11	.	.
<i>Betula pubescens</i>	28	6	.	22	8	8
<i>Picea abies</i>	22	6	22	.	17	42
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	17	.	.	.	.	.
<i>Juncus bulbosus</i>	11	33	.	.	.	.
<i>Betula pendula</i>	11	.	11	.	.	.
<i>Equisetum arvense</i>	6	17	44	56	8	8
<i>Phragmites australis</i>	6	6	.	.	.	.
<i>Scabiosa lucida</i>	6	.	11	.	58	50
<i>Veratrum album</i>	6	.	11	.	42	8
<i>Galium palustre</i> ssp. <i>elongatum</i>	6	.	11	.	8	.
<i>Hieracium lactucella</i>	6	.	11	.	.	8
<i>Danthonia decumbens</i>	6	.	.	11	50	42
<i>Equisetum hyemale</i>	6	.	.	11	.	.
<i>Agrostis canina</i>	6	.	.	11	.	.
<i>Alchemilla vulgaris</i>	6	.	.	.	42	33
<i>Sorbus aucuparia</i>	6	.	.	.	.	.
<i>Galium mollugo</i>	6	.	.	.	8	.
<i>Cirsium arvense</i>	6	.	.	.	8	.
<i>Homogyne alpina</i>	6	.	.	.	8	.
<i>Bartsia alpina</i>	.	6	11	11	58	33
<i>Trifolium repens</i>	.	6	11	.	58	50
<i>Rhinanthus glacialis</i>	.	.	11	11	50	42
<i>Gentiana clusii</i>	.	.	11	11	8	.
<i>Prunella grandiflora</i>	.	.	11	.	75	42
<i>Gentianella aspera</i>	.	.	11	.	67	42
<i>Carex flacca</i>	.	.	11	.	67	8
<i>Pimpinella major</i>	.	.	11	.	8	.
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	.	.	.	11	10	17
<i>Polygala vulgaris</i> ssp. <i>brachyptera</i>	.	.	.	11	50	25
<i>Leucanthemum vulgare</i> agg.	.	.	.	11	33	.
<i>Phyteuma orbiculare</i>	.	.	.	11	17	50
<i>Cynosurus cristatus</i>	.	.	.	11	17	.
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	.	.	11	.	.
<i>Equisetum fluviatile</i>	.	.	.	11	.	.
<i>Campanula scheuchzeri</i>	.	.	.	.	75	8
<i>Arnica montana</i>	.	.	.	.	50	17
<i>Dactylorhiza traunsteineri</i>	.	.	.	.	50	.
<i>Koeleria pyramidata</i>	.	.	.	.	42	42
<i>Allium carinatum</i> ssp. <i>carinatum</i>	.	.	.	.	42	8
<i>Gentiana acaulis</i>	.	.	.	.	25	42
<i>Antennaria dioica</i>	.	.	.	.	25	25
<i>Trifolium medium</i>	.	.	.	.	17	17
<i>Luzula multiflora</i>	.	.	.	.	17	8
<i>Myosotis scorpioides</i>	.	.	.	.	17	.
<i>Hippocrepis comosa</i>	.	.	.	.	17	.
<i>Thesium pyrenaicum</i>	.	.	.	.	17	.
<i>Plantago media</i>	.	.	.	.	17	.
<i>Alchemilla monticola</i>	.	.	.	.	8	8
<i>Sanguisorba minor</i>	.	.	.	.	8	.
<i>Hypericum maculatum</i> agg.	.	.	.	.	8	.
<i>Juncus effusus</i>	.	.	.	.	8	.
<i>Pinguicula alpina</i>	.	.	.	.	.	17
<i>Knautia arvensis</i>	.	.	.	.	.	8

Tabelle 2: Unterschiede von Standortparametern und Vegetationscharakteristika zwischen den Kontroll- (KF) und Loipenflächen (LF) im Hochmoor, Kalkflachmoor und der Pfeifengraswiese (jeweils Mittelwerte  $\pm$  Standardfehler). Mittelwertvergleiche mittels T-Test (T) oder Mann-Whitney-U-Test (U). Stichprobenumfang s. Tab. 1; Signifikanzniveau:  $p \leq 0,001^{***}$ ,  $p \leq 0,01^{**}$ ,  $p \leq 0,05^*$ , n.s. = nicht signifikant.

Table 2: Differences of environmental parameters and vegetation characteristics between control plots and ski-trail plots for the raised bog, calcareous fen, and the litter meadow (means  $\pm$  standard error). Comparison of means by t test (T) or Mann-Whitney U test (U). For sample size cf. Tab. 1; level of significance:  $p \leq 0.001^{***}$ ,  $p \leq 0.01^{**}$ ,  $p \leq 0.05^*$ , n.s. = not significant.

	Hochmoor			Kalkflachmoor			Pfeifengraswiese		
	KF	LF		KF	LF		KF	LF	
Oberirdische Biomasse [t/ha]	1,4 $\pm$ 0,1	1,1 $\pm$ 0,1	T <sup>n.s.</sup>	1,8 $\pm$ 0,3	1,3 $\pm$ 0,2	T <sup>n.s.</sup>	1,2 $\pm$ 0,2	1,4 $\pm$ 0,1	T <sup>n.s.</sup>
C/N-Verhältnis oberird. Biomasse	35,2 $\pm$ 1,3	34,2 $\pm$ 0,9	T <sup>n.s.</sup>	33,2 $\pm$ 1,4	35,2 $\pm$ 1,3	T <sup>n.s.</sup>	32,4 $\pm$ 0,6	34,5 $\pm$ 0,9	T <sup>n.s.</sup>
Anteil Strategietypen an Gesamtdeckung									
Konkurrenz-Strategen (C)	2,1 $\pm$ 0,5	0,4 $\pm$ 0,2	U**	9,8 $\pm$ 2,8	0,9 $\pm$ 0,5	U**	13,4 $\pm$ 1,8	9,8 $\pm$ 1,4	T <sup>n.s.</sup>
Stresstoleranz-Strategen (S)	8,9 $\pm$ 2,6	23,2 $\pm$ 2,8	T***	1,5 $\pm$ 0,6	7,8 $\pm$ 1,1	T***	3,5 $\pm$ 0,8	6,9 $\pm$ 1,2	T*
CS-Strategen	79,2 $\pm$ 2,9	61,8 $\pm$ 3,1	T***	42,3 $\pm$ 8,6	38,2 $\pm$ 6,4	T <sup>n.s.</sup>	31,1 $\pm$ 2,6	38,6 $\pm$ 2,5	T*
CSR-Strategen	9,6 $\pm$ 2,1	14,0 $\pm$ 2,2	T <sup>n.s.</sup>	43,2 $\pm$ 7,5	48,7 $\pm$ 6,8	T <sup>n.s.</sup>	48,3 $\pm$ 2,1	40,5 $\pm$ 2,8	T*
Anteil Lebensformen an Gesamtartenzahl									
Kryptophyten	8,6 $\pm$ 2,1	15,2 $\pm$ 2,5	T <sup>n.s.</sup>	11,1 $\pm$ 1,2	14,9 $\pm$ 2,6	T <sup>n.s.</sup>	12,9 $\pm$ 0,9	6,7 $\pm$ 0,8	T***
Hemikryptophyten	59,5 $\pm$ 4,4	68,7 $\pm$ 2,7	U <sup>n.s.</sup>	85,0 $\pm$ 1,8	79,8 $\pm$ 2,6	T <sup>n.s.</sup>	80,1 $\pm$ 1,0	83,0 $\pm$ 1,3	T <sup>n.s.</sup>
Phanerophyten	31,9 $\pm$ 5,6	15,4 $\pm$ 3,2	U <sup>n.s.</sup>	3,0 $\pm$ 1,5	2,3 $\pm$ 1,0	U <sup>n.s.</sup>	2,9 $\pm$ 0,5	4,0 $\pm$ 0,6	T <sup>n.s.</sup>
Mittlere Ellenberg-Zeigerwerte									
Feuchtezahl (F-Zahl)	7,9 $\pm$ 0,1	8,5 $\pm$ 0,1	U***	7,3 $\pm$ 0,1	7,4 $\pm$ 0,1	U <sup>n.s.</sup>	6,2 $\pm$ 0,1	6,9 $\pm$ 0,1	U***
Reaktionszahl (R-Zahl)	2,3 $\pm$ 0,2	2,4 $\pm$ 0,2	U <sup>n.s.</sup>	5,6 $\pm$ 0,2	5,1 $\pm$ 0,4	U <sup>n.s.</sup>	5,7 $\pm$ 0,2	5,1 $\pm$ 0,2	U*
Nährstoffzahl (N-Zahl)	1,8 $\pm$ 0,1	1,9 $\pm$ 0,1	U <sup>n.s.</sup>	2,4 $\pm$ 0,2	2,2 $\pm$ 0,1	U <sup>n.s.</sup>	2,7 $\pm$ 0,1	2,3 $\pm$ 0,0	U***
Deckung <i>Trichophorum cespitosum</i>	16,4 $\pm$ 2,6	26,0 $\pm$ 3,8	T <sup>n.s.</sup>	12,1 $\pm$ 3,3	12,4 $\pm$ 2,7	T <sup>n.s.</sup>	5,0 $\pm$ 1,0	15,8 $\pm$ 2,8	T***

Tabelle 3: Kennwerte der DCA: Spearman-Korrelationskoeffizienten der Umweltparameter mit den ersten beiden Achsen sowie Eigenwerte und Anteil erklärter Varianz durch die Achsen. Signifikanzniveau:  $p \leq 0,01^{**}$ ,  $p \leq 0,05^*$ , n.s. = nicht signifikant.

Table 3: Statistical values of the DCA: Spearman rank correlations between the environmental variables and the first two axes as well as eigenvalues and proportion of variance explained by the axes. Level of significance:  $p \leq 0.01^{**}$ ,  $p \leq 0.05^*$ , n.s. = not significant.

	Hochmoor		Kalkflachmoor		Pfeifengraswiese	
	1	2	1	2	1	2
Oberirdische Biomasse	0,32 <sup>n.s.</sup>	-0,60**	-0,42 <sup>n.s.</sup>	-0,07 <sup>n.s.</sup>	0,53**	0,02 <sup>n.s.</sup>
C/N-Verhältnis in der Biomasse	-0,64**	0,04 <sup>n.s.</sup>	0,67**	-0,17 <sup>n.s.</sup>	0,20 <sup>n.s.</sup>	0,41*
Anteil an Gesamtdeckung [%]						
Konkurrenz-Strategen (C)	-0,31 <sup>n.s.</sup>	-0,27 <sup>n.s.</sup>	0,09 <sup>n.s.</sup>	0,22 <sup>n.s.</sup>	0,20 <sup>n.s.</sup>	-0,55**
Stresstoleranz-Strategen (S)	-0,14 <sup>n.s.</sup>	0,78**	0,06 <sup>n.s.</sup>	0,43 <sup>n.s.</sup>	-0,02 <sup>n.s.</sup>	0,73**
CS-Strategen	-0,35* <sup>s</sup>	-0,61**	-0,52*	0,55*	0,18 <sup>n.s.</sup>	0,29 <sup>n.s.</sup>
CSR-Strategen	0,73**	-0,01 <sup>n.s.</sup>	0,41 <sup>n.s.</sup>	-0,54*	-0,30 <sup>n.s.</sup>	-0,18 <sup>n.s.</sup>
Mittlere Ellenberg-Zeigerwerte						
Feuchtezahl (F-Zahl)	-0,34**	0,74**	-0,15 <sup>n.s.</sup>	0,09 <sup>n.s.</sup>	0,55**	0,47*
Reaktionszahl (R-Zahl)	0,73**	0,05 <sup>n.s.</sup>	0,28 <sup>n.s.</sup>	-0,75**	-0,13 <sup>n.s.</sup>	-0,22 <sup>n.s.</sup>
Nährstoffzahl (N-Zahl)	0,55**	-0,03 <sup>n.s.</sup>	-0,19 <sup>n.s.</sup>	0,65**	-0,21 <sup>n.s.</sup>	-0,74**
Eigenwert	0,31	0,19	0,28	0,23	0,15	0,10
Anteil erklärter Varianz [%]	13,5	8,2	17,4	14,3	14,1	9,7

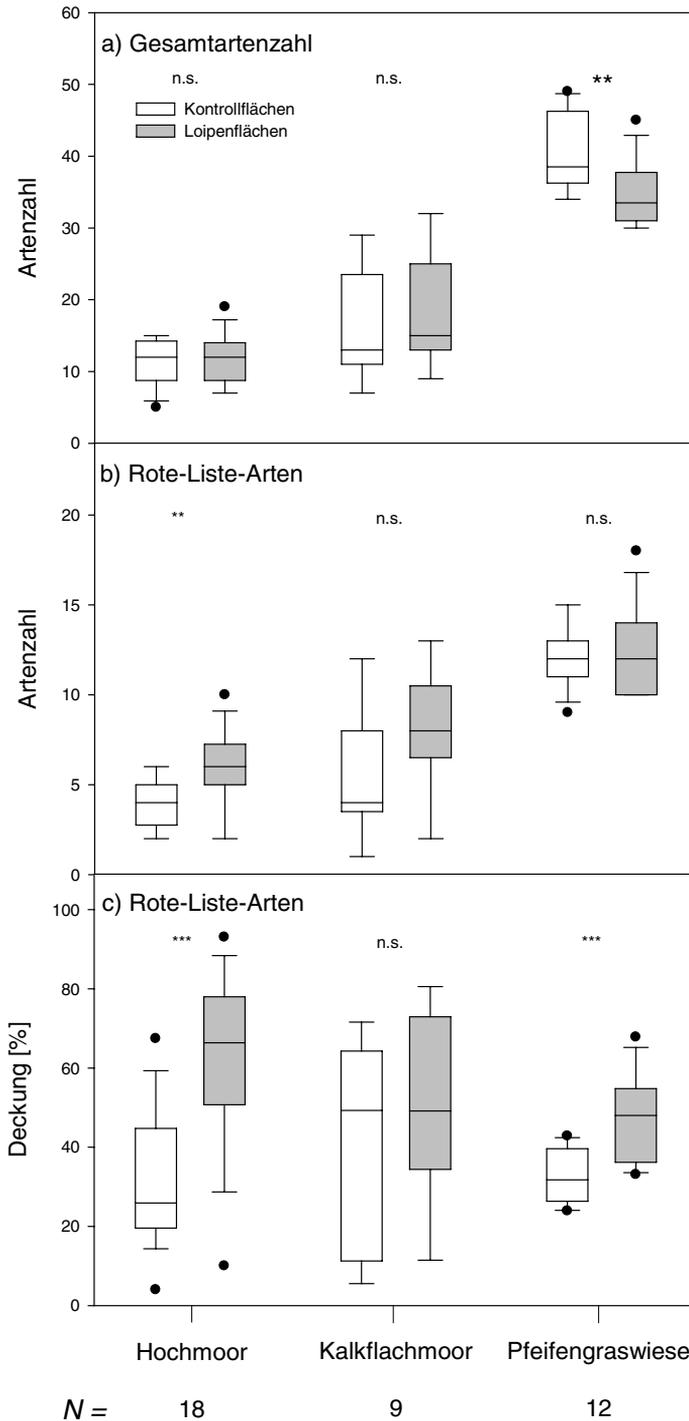


Abb. 3: Gesamtartenzahl (a), Anzahl der Rote-Liste-Arten (b) und Deckungsanteil der Rote-Liste-Arten (c) auf den Kontroll- und Loipenflächen von Hochmoor, Kalkflachmoor und Pfeifengraswiese.

Fig. 3: Number of all species (a), endangered species (b) and the cover proportion of endangered species (c) on the control and ski-trail plots of the raised bog, calcareous fen and litter meadow.

Zwar unterscheidet sich die mittlere Artenzahl zwischen LF und KF nicht signifikant (Abb. 3a), Artenzahl und Deckung der Rote-Liste-Arten sind auf den LF jedoch deutlich höher (Abb. 3b und 3c).

Die räumliche Trennung der Aufnahmen in der DCA, insbesondere entlang der zweiten Achse, bestätigt die deutlichen floristischen Unterschiede zwischen KF und LF (Abb. 4). Aus der Verteilung der Arten wird auch hier die Abnahme typischer Hochmoorarten zugunsten von Schlenken- und Niedermoorarten deutlich. Diese floristischen Unterschiede sind vorwiegend positiv mit der Feuchtezahl und dem Anteil an S-Strategen und negativ mit dem Anteil der CS-Strategen und der oberirdischen Biomasse korreliert (Tab. 3).

Aufgrund dieses Artenwechsels sind von den 18 Aufnahmen auf der Loipe nur zehn dem *Sphagnion magellanicum* zuzuordnen. Acht Aufnahmen gehören syntaxonomisch zum *Rhynchosporion albae* W. Koch 1926. *Rhynchospora alba* erreicht auf diesen Flächen ihre maximale Stetigkeit und Artmächtigkeit.

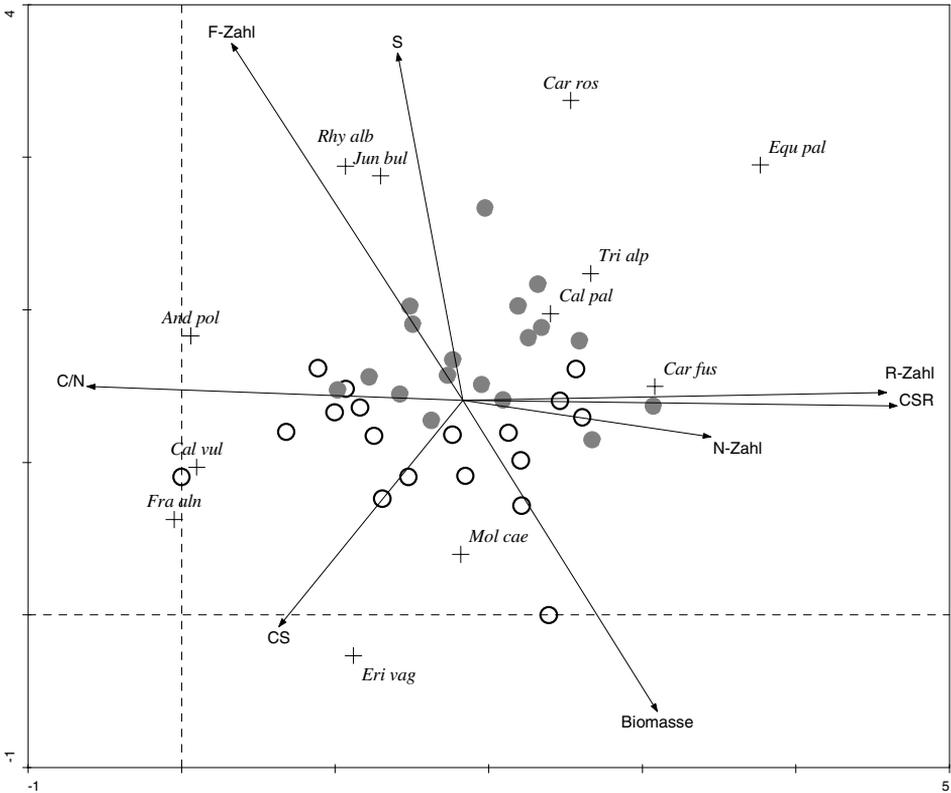


Abb. 4: DCA-Triplot des Hochmoores. ○ = Kontrollflächen, ● = Loipenflächen. Abkürzungen s. Tab. 3.  
Fig. 4: DCA triplot of the raised bog. ○ = control plots, ● = ski-trail plots. Abbreviations cf. Tab. 3.

#### 4.2. Kalkflachmoor

Die KF haben ein ausgeprägtes Mikorelief aus nassen Senken und etwas trockeneren Erhebungen. Anhand der mittleren Zeigerwerte sind die Standorte der KF als sehr feucht, schwach basisch und sehr nährstoffarm zu bezeichnen (Tab. 2). An typischen Arten der Kalkflachmoore sind insbesondere *Carex davalliana*, *Parnassia palustris* und *Schoenus ferrugineus* mit höherer Stetigkeit vertreten (Tab. 1). Der Median der Artenzahl beträgt 13 (Abb. 3a), wobei Hemikryptophyten mit 85 % deutlich dominieren (Tab. 2).

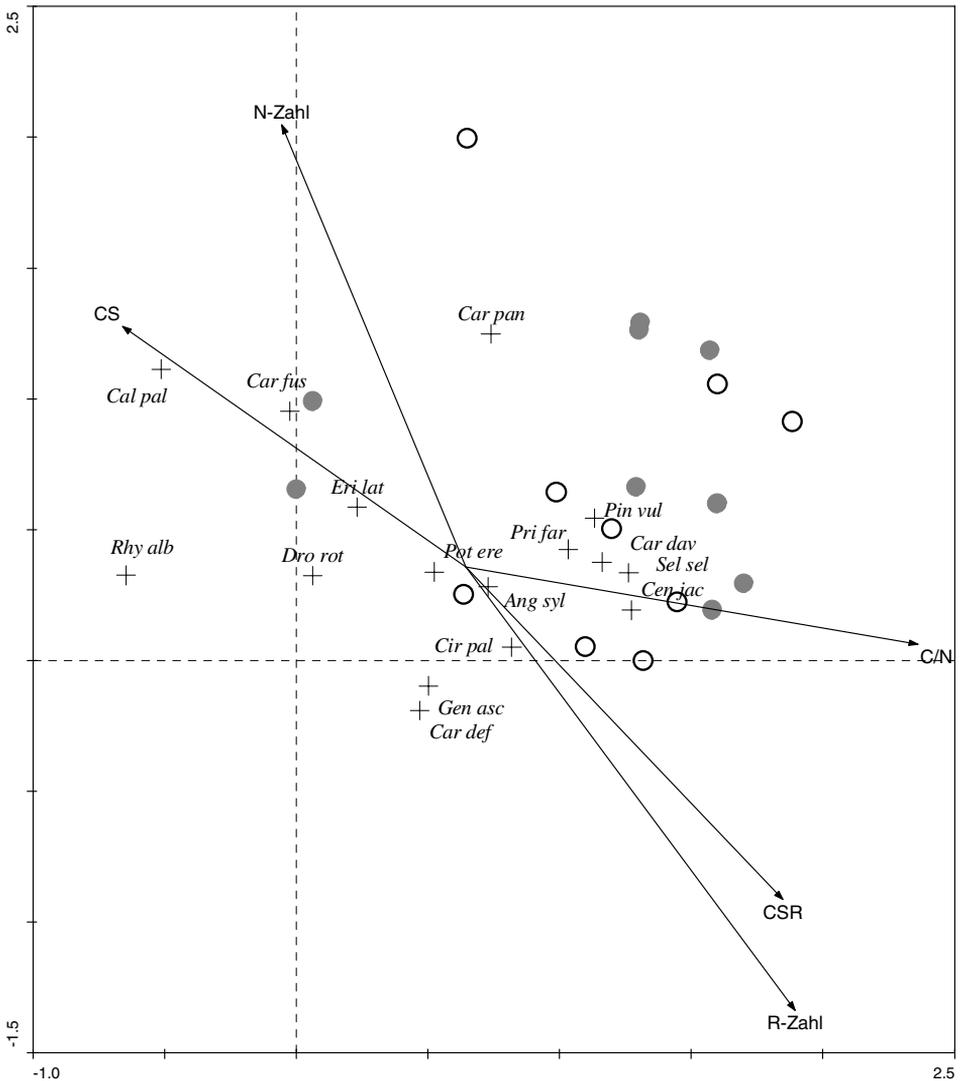


Abb. 5: DCA-Triplot des Kalkflachmoores. ○ = Kontrollflächen, ● = Loipenflächen. Abkürzungen s. Tab. 3.

Fig. 5: DCA triplot of the calcareous fen. ○ = control plots, ● = ski-trail plots. Abbreviations cf. Tab. 3.

Das Mikrorelief der LF ist im Vergleich zu den KF teilweise nivelliert. Obwohl Frische- und Wechselfrischezeiger wie *Carduus defloratus*, *Centaurea jacea*, *Gentiana asclepiadea* und *Succisa pratensis* auffallend geringere Stetigkeiten auf den LF haben (Tab. 1), unterscheidet sich die mittlere Feuchtezahl zwischen den KF und LF nicht (Tab. 2). Auch die anderen mittleren Zeigerwerte weisen keine signifikanten Unterschiede auf (Tab. 2). Viele Charakterarten der Kalkflachmoore wie *Carex davalliana*, *Eriophorum latifolium*, *Primula farinosa*, *Pinguicula vulgaris* und *Selaginella selaginoides* sind auf der Loipe allerdings viel häufiger (Tab. 1). Mit *Carex fusca*, *Drosera rotundifolia*, *Equisetum palustre* und *Rhynchospora alba* profitieren weitere nässestresstolerante Arten von der Loipennutzung.

Die Deckungsanteile der S-Strategen nehmen auf den LF signifikant zu, die der C-Strategen dagegen signifikant ab (Tab. 2). Die Gesamtartenzahl sowie die Anzahl und die Deckung der Rote-Liste-Arten differiert zwischen KF und LF nicht (Abb. 3).

Übereinstimmend mit den nicht signifikanten Unterschieden bei den mittleren Zeigerwerten, sind KF und LF des Kalkflachmoores, im Gegensatz zum Hochmoor und der nachfolgend behandelten Pfeifengraswiese, in der DCA auch floristisch kaum voneinander differenziert (Abb. 5).

Von den neun Aufnahmen auf der Loipe können sieben dem *Caricion davallianae* zugeordnet werden. Zwei Aufnahmen entsprechen aufgrund ihrer geringen Anteile von Kalkflachmoor-Arten und hohen Anteile von *Drosera rotundifolia* und *R. alba* syntaxonomisch dem *Rhynchosporion albae*.

### 4.3. Pfeifengraswiese

Die KF weisen ein Mikorelief aus Buckeln und Mulden auf. Anhand der mittleren Zeigerwerte sind die KF als feucht, schwach sauer und nährstoffarm zu bezeichnen (Tab. 2). Neben *Molinia caerulea* weisen weitere Kennarten der *Molinetalia* und des *Molinion* wie *Betonica officinalis*, *Scorzonera humilis*, *Succisa pratensis* und *Trollius europaeus* hohe Artmächtigkeiten und Stetigkeiten auf (Tab. 1). Arten des Wirtschaftsgrünlandes wie *Centaurea jacea*, *Euphrasia officinalis* ssp. *rozkoviana*, *Plantago lanceolata* und *Trifolium pratense* sind

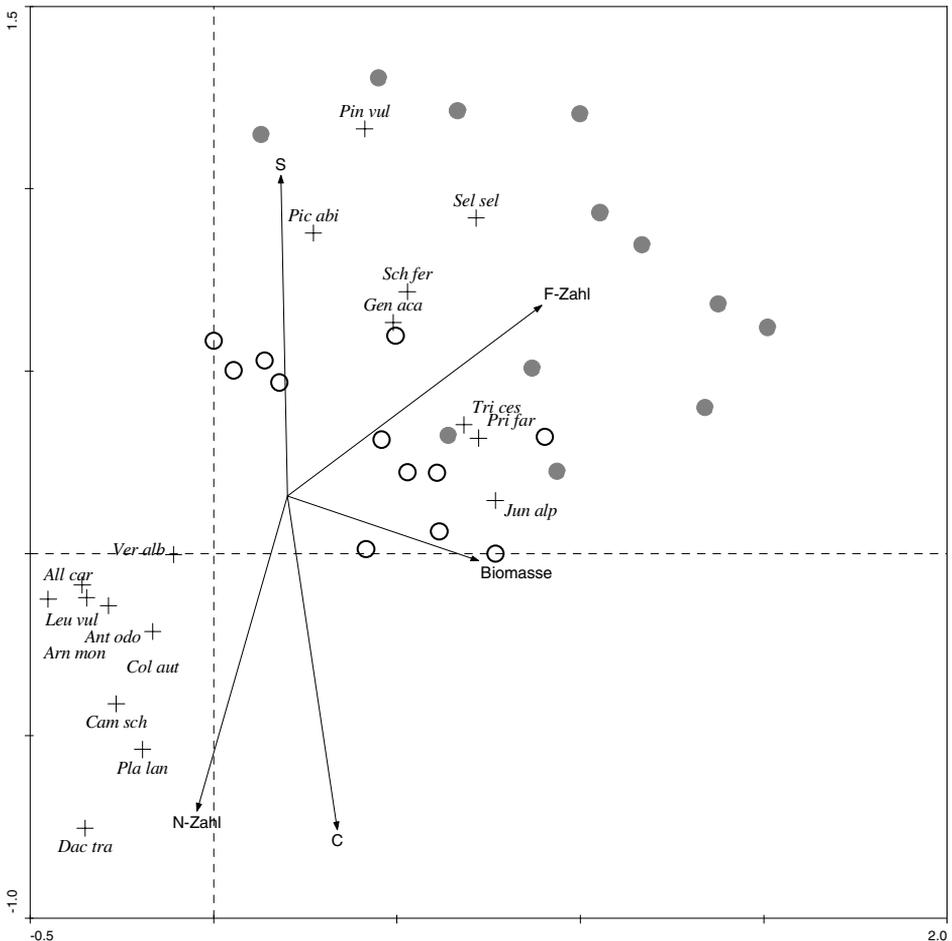


Abb. 6: DCA-Triplot der Pfeifengraswiese (c). ○ = Kontrollflächen, ● = Loipenflächen. Abkürzungen s. Tab. 3.

Fig. 6: DCA triplot of the litter meadow (c). ○ = control plots, ● = ski-trail plots. Abbreviations cf. Tab. 3.

ebenfalls zahlreich vertreten. Daneben kommen Sippen der Kalkmagerrasen wie *Helictotrichon pratense*, *Prunella grandiflora* oder *Trifolium montanum*, der Kalkflachmoore wie *Carex hostiana*, *Tofieldia calyculata* oder *Parnassia palustris*, aber auch der Borstgrasrasen wie *Arnica montana*, *Danthonia decumbens*, *Nardus stricta* oder *Polygala vulgaris* ssp. *brachyptera* vor. Mit einem Median von 39 Arten sind die KF der Pfeifengraswiese artenreicher als alle anderen erfassten Typen (Abb. 3a). Etwa 80 % der Sippen sind Hemikryptophyten; Kryptophyten machen 13 % aus (Tab. 2).

Auf den LF sind die Buckel-Mulden-Strukturen der KF einem stärker eingebneten Relief gewichen. Die mittleren Zeigerwerte der LF unterscheiden sich signifikant von denen der KF (Tab. 2): Die Feuchtezahl ist höher, Reaktions- und Stickstoffzahl sind niedriger. Nässeliebende Kalkflachmoorarten haben in den LF eine deutlich größere Bedeutung: Insbesondere *Carex davalliana*, *C. hostiana*, *Pinguicula vulgaris*, *Primula farinosa*, *Schoenus ferrugineus* und *Selaginella selaginoides* sind häufiger (Tab. 1). *Trichophorum cespitosum* erlangt auf den LF oft Dominanz (Abb. 2) und hat hier signifikant höhere Deckungen als auf den KF (Tab. 2). Wechselfeuchtezeiger wie *Carex flacca*, *Colchicum autumnale* und *Galium uliginosum* sowie Trocken-/Frischezeiger wie *Allium carinatum* ssp. *carinatum*, *Arnica montana*, *Campanula scheuchzeri*, *Leucanthemum vulgare* agg. und *Prunella grandiflora* sind dagegen auf den LF deutlich seltener (Tab. 1). Gleiches gilt für einige typische Arten des frischen Grünlandes wie *Anthoxanthum odoratum* und *Plantago lanceolata*.

Auf der Loipe ist der Anteil von S- und CS-Strategen signifikant höher und der von CSR-Strategen signifikant geringer (Tab. 2). Die Gesamtartenzahl ist auf den LF signifikant niedriger (Abb. 3a). Die Anzahl der Rote-Liste-Arten unterscheidet sich hingegen nicht, obwohl ihr Deckungsanteil auf den LF signifikant höher ist (Abb. 3b, c).

Die DCA untermauert die floristischen Unterschiede zwischen KF und LF (Abb. 6): Entlang der ersten und zweiten Achse sind die Bestände deutlich voneinander differenziert. Die LF sind insbesondere mit der Feuchtezahl korreliert.

Von den zwölf Vegetationsaufnahmen auf der Loipe wurden elf dem *Molinion* und eine, vor allem aufgrund der hohen Artmächtigkeit von *Schoenus ferrugineus*, dem *Caricion davallianae* zugeordnet.

## 5. Diskussion

### 5.1. Hochmoor

Die Auswirkungen der Loipennutzung auf die Vegetation im Hochmoor sind so stark, dass knapp die Hälfte der LF syntaxonomisch nicht mehr dem *Sphagnion* sondern dem *Rhynchosporion* zuzuordnen ist. Unter natürlichen Bedingungen herrschen in der oberen Bodenschicht eines Hochmoores (Akrotelm) zeitweise aerobe Verhältnisse mit Porenströmung (SUCCOW & JOOSTEN 2001). Die Loipennutzung führt dagegen zu einer Verdichtung des Akrotelms und unterbindet den Porenstrom, was Stauässe zur Folge hat. So konnte beobachtet werden, dass nach einem Niederschlagsereignis im Juli 2009 das Regenwasser auf einigen LF bis zu 20 cm über Flur stand. Im Gegensatz dazu waren die KF nicht mit Wasser bedeckt. Auch BARTH (1997) konnte auf Moorstandorten Bodenverdichtung und daraus resultierende Vernässung durch Loipenspurgeräte nachweisen.

Aufgrund dessen werden stresstolerante und nässeliebende Sippen durch die Loipennutzung gefördert, C- und CS-Strategen nehmen dagegen ab. An Nässestress angepasst sind insbesondere Helophyten, die über oberflächennahe Wurzel- und Rhizomgewebe mit Aerenchym verfügen und dadurch eine ausreichende Sauerstoffversorgung sicherstellen können (ARNESEN 1999, SUCCOW & JOOSTEN 2001). Hierzu gehören *Caltha palustris*, *Equisetum palustre*, *Menyanthes trifoliata* und einige Kleinseggenarten, die auf der Loipe eine deutlich höhere Stetigkeit haben. Eine Förderung von *M. trifoliata* durch die Loipennutzung konnten auch BARTH (1997) und QUINGER (2007) zeigen. Für *E. palustre* stellte ARNESEN (1999) in Mooren eine Begünstigung durch Tritt fest. Binsen wie *Juncus bulbosus* verfügen zusätzlich zum Aerenchym über elastische Wurzeln und sind somit in der Lage, verdichtete stauässe Böden mit geringem Porenvolumen zu besiedeln (QUINGER et al. 1995). *Molinia*

*caerulea* dagegen nimmt ab, da sie gut durchlüftete Torfböden benötigt (OBERDORFER 2001, GRIME et al. 2007), wie sie nur auf den trockeneren Bulten der KF zu finden sind.

Neben der generellen Verdichtung des Moorkörpers führt die Loipennutzung zu einer teilweisen Zerstörung der Bulte. Dies dürfte auch auf das Mulchen der Loipe zurückzuführen sein. Damit verbunden ist die Verdrängung der konkurrenzkräftigen, aber gegenüber mechanischen Störungen empfindlichen Phanerophyten und verholzten Chamaephyten *Betula pubescens*, *Calluna vulgaris*, *Frangula alnus*, *Picea abies* und *Vaccinium vitis-idea*. Da die Loipe im Hochmoor ein äußerst unproduktives System mit mechanischen Störungen und Nässestress darstellt, werden konkurrenzschwache und lichtbedürftige Spezialisten, unter ihnen häufig Arten der Roten Liste, dagegen gefördert.

## 5.2. Kalkflachmoor

Die Auswirkungen der Loipennutzung sind im Kalkflachmoor vergleichsweise gering; auch die pflanzensoziologische Zugehörigkeit der Bestände verändert sich kaum.

Charakteristikum von Kalkflachmooren des *Caricion davallianae* sind ganzjährig hohe Wasserstände, die im Winter knapp unter Flur liegen (KLÖTZLI 1969). Pfeifengraswiesen weisen demgegenüber im Jahresverlauf stark schwankende Wasserstände auf und in Hochmooren besteht ein starker Feuchtegradient zwischen wassergefüllten Schlenken und trockeneren Bultkuppen (KLÖTZLI 1969, DIERSSEN & DIERSSEN 2001). Im Vergleich zu Hochmooren ist der Anteil an Grobporen im Akrotelm von Kalkflachmooren deutlich geringer (SUCCOW & JOOSTEN 2001). Entsprechend neigen Kalkflachmoore weniger stark zu Verdichtung bei mechanischer Kompression (vgl. QUINGER 2007). Im Gegensatz zu den anderen beiden Vegetationstypen unterscheidet sich die Feuchtezahl zwischen KF und LF nicht. Die generell hohen Wasserstände im Kalkflachmoor und die größere Resistenz gegen Verdichtung können möglicherweise erklären, warum die Loipennutzung nicht zu einer deutlichen zusätzlichen Vernässung führt.

Allerdings treten auch im Kalkflachmoor einige Nässezeiger wie *Carex davalliana*, *Drosera rotundifolia*, *Eriophorum latifolium*, *Pinguicula vulgaris*, *Primula farinosa* oder *Rhynchospora alba* mit erhöhter Stetigkeit auf den LF auf, Frische- und Wechselfrischezeiger wie *Carduus defloratus*, *Centaurea jacea*, *Gentiana asclepiadea* und *Succisa pratensis* gehen demgegenüber zurück oder fallen ganz aus. Generell begünstigt die Loipennutzung auch hier nässestresstolerante Sippen und schwächt konkurrenzkräftige Arten.

## 5.3. Pfeifengraswiese

Wie im Hochmoor sind auch in der Pfeifengraswiese die Auswirkungen der Langlaufloipe vergleichsweise ausgeprägt, was demgegenüber jedoch nur zu geringfügigen Änderungen in der Zuordnung zu den Vegetations-Verbänden führt.

Die Pfeifengraswiese befindet sich auf geneigtem Gelände, auf dem die höher gelegenen Flächen besser drainiert werden als der tiefer gelegene Übergangsbereich zum Kalkflachmoor. Die Bodenfeuchte-Heterogenität wird zusätzlich durch ein Mikrorelief aus Buckeln und Mulden verstärkt. Daher reicht das Artenspektrum von eingestreuten Arten der Kalkmager- und Borstgrasrasen bis hin zu Flach- und Zwischenmoorarten. Dieses räumliche Nebeneinander von Arten mit recht unterschiedlichen Standortansprüchen ist typisch für Pfeifengraswiesen (BURKART et al. 2004). Folglich ist auch das Gesamt-Arteninventar der Aufnahmen beträchtlich.

Die Loipennutzung bewirkt dagegen – wie im Hochmoor – eine Nivellierung des Reliefs, eine Verdichtung des Moorkörpers und damit eine Vernässung. Entsprechend werden hygrophile Arten, insbesondere der Kalkflachmoore, begünstigt und Sippen der Kalkmager- und Borstgrasrasen sowie des frischen Grünlandes zurückgedrängt. Viele der Nässezeiger sind auch Nährstoffmangelzeiger. VAN BODEGOM et al. (2006) konnte ebenfalls eine Förderung von oligotraphenten Arten durch Wiedervernässung in kalkreichen Flachmooren nachweisen. Die Mineralisation wird durch die dauerhafte Nässe gehemmt, während auf den KF durch zeitweilige Austrocknung Mineralisationsvorgänge stärker wirksam werden kön-

nen (vgl. SUCCOW & JOOSTEN 2001). Dies erklärt die geringere Nährstoffzahl auf den LF. Nach QUINGER et al. (1995) führt Vernässung, wie auch in dieser Studie festgestellt, zudem zur Verdrängung von typischen Kryptophyten der Pfeifengraswiesen.

Aufgrund des starken Rückgangs der Sippen der Kalkmager- und Borstgrasrasen sowie des frischen Grünlandes nimmt die Artenzahl generell ab. Nässestresstolerante und spezialisierte Rote-Liste-Arten profitieren dagegen.

Im Gegensatz zur vorliegenden Studie konnte QUINGER (2007) keinen Einfluss der Loipennutzung auf Pfeifengraswiesen feststellen. Allerdings handelte es sich bei den untersuchten Beständen um weniger verdichtungsempfindliche, nasse Auen-Streuwiesen auf Mineralböden. Für Streuwiesen auf Torfsubstraten vermutet er dagegen auch einen deutlichen Einfluss.

## 6. Schlussfolgerungen

Der Loipeneinfluss ist in allen drei untersuchten Vegetationstypen nachweisbar. Der Einsatz von Loipenspurfahrzeugen führt zu einer Verdichtung des Schnees. Damit verbunden ist eine spätere Schneeschmelze (TÖRN et al. 2009, eig. Beob.), die möglicherweise eine Vernässung begünstigt. Für die Vegetation aber sicherlich entscheidender sind die Nivellierung des Reliefs und die Bodenverdichtung durch die Fahrzeuge und die daraus folgende Vernässung. Auf Mineralbodenstandorten kommt beides gar nicht oder kaum zum Tragen. Entsprechend sind die Auswirkungen der Loipennutzung auf die Vegetation von Mineralböden bestenfalls gering (BARTH 1997, QUINGER 2007, TÖRN et al. 2009).

Die Loipennutzung wirkt sich auf die drei untersuchten Vegetationstypen jedoch unterschiedlich aus: Mit Abstand am geringsten war der Effekt beim Kalkflachmoor. Dies lässt sich durch die per se große Nässe und die im Vergleich zum Hochmoor und der Pfeifengraswiese geringere Empfindlichkeit gegenüber Verdichtung erklären. Demgegenüber weisen das Hochmoor und die Pfeifengraswiese eine deutlich höhere Sensitivität gegenüber mechanischer Kompression auf. Entsprechend kommt es durch die Loipennutzung zu einer ausgeprägten Einebnung des Mikroreliefs und zu einer Vernässung, wovon insbesondere *Trichophorum cespitosum* profitiert. Die Hochmoorflächen entwickeln sich stärker in Richtung Zwischenmoorvegetation, verbunden mit einer Zunahme gefährdeter Arten. Diese Entwicklung wird sicherlich auch durch das Mulchen auf der Loipe begünstigt, da das Hochmoor keiner Nutzung unterliegt und entsprechend kaum Pflanzen aufweist, die an Nutzung angepasst sind. Aus der genutzten wechselfeuchten Pfeifengraswiese entwickelt sich zunehmend eine dauerfeuchte Streuwiese mit Tendenz zum Kalkflachmoor. Damit einher geht eine floristische Homogenisierung mit weniger stark ausgeprägten Blühaspekten (Abb. 2). Insbesondere an Ordnungs- und Klassenkennarten reiche Bestände sind typischerweise über einen Großteil der Vegetationsperiode blumenreich (BURKART et al. 2004). Aufgrund der Förderung von konkurrenzwachen, stresstoleranten Arten nimmt die Deckung der Rote-Liste-Arten ebenfalls zu.

## Danksagung

Für die Unterstützung bei der Geländearbeit möchten wir Lena King (Münster) und Thorsten Münch (Münster) herzlich danken. Die Lagekarte erstellte Merle Streitberger (Münster). Wolfgang Kraus (Landratsamt Garmisch-Partenkirchen) gilt unser herzlicher Dank für die kompetente Einführung in das Untersuchungsgebiet, die Bereitstellung von Literatur und die Durchsicht des Manuskriptes. Weitere hilfreiche Hinweise zum Manuskript gaben Prof. Dr. Hartmut Dierschke (Göttingen), Prof. Johannes Kollmann (Freising) und ein anonymer Gutachter.

## Literatur

- ARNESEN, T. (1999): Vegetation dynamics following trampling in rich fen at Solendet, Central Norway; a 15 year study of recovery. – Nord. J. Bot. 19: 13–27. Copenhagen.
- BAETZING, W. (2005): Die Alpen. Geschichte und Zukunft einer europäischen Kulturlandschaft. 3. Aufl. – C. H. Beck, München: 431 S.

- BARNICK, H. (1994): Der Tourismus in den Alpen. – Entwicklung und Bedeutung für Wirtschaft und Umwelt. – Geowissenschaften 5–6: 170–173. Berlin.
- BARTH, H. (1997): Auswirkungen des Skilanglaufs auf die Vegetation in Feuchtgebieten. – Schriftenr. Bayer. Landesamtes Umweltschutz 143: 205–213. Augsburg.
- BAYStLU/Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (Hrsg.) (1994): Landesentwicklungsprogramm Bayern, Stand 1. März 1994. – München.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. – Springer, Wien: 865 S.
- BURKART, M., DIERSCHKE, H., HÖLZEL, N., NOWAK, B. & FARTMANN, T. (2004): *Molinio-Arrhenatheretea* (E1). Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen. Teil 2: *Molinietalia*. Futter- und Streuwiesen feucht-nasser Standorte und Klassenübersicht *Molinio-Arrhenatheretea*. – Synopsis Pflanzenges. Deutschl. 9: 1–103. Göttingen.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. – Ulmer, Stuttgart: 683 S.
- DIERSSEN, K. & DIERSSEN, B. (2001): Moore. – Ulmer, Stuttgart: 230 S.
- DIETMANN, T. & KOHLER, U. (2006): Skipistenuntersuchung Bayern. Landschaftsökologische Untersuchung in den bayerischen Skigebieten. – Kessler, Bobingen: 99 S.
- DWD/Deutscher Wetterdienst (2010): Klimadaten ausgewählter deutscher Stationen. – URL: [www.dwd.de](http://www.dwd.de) [Zugriff am 24.01.2010].
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN, D. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl. – Scripta Geobot. 18: 1–258. Göttingen.
- GRIME, J. P., HODGSON, J. C. & HUNT, R. (2007): Comparative Plant Ecology: A functional Approach to the Common British Species. 2. Aufl. – Castlepoint Press, Dalbeattie: 748 S.
- ILLIG, J. (1999): Biotopkartierung Alpen, Aschenmoos SW Gerold. – URL: [www.lfu.bayern.de](http://www.lfu.bayern.de) [Zugriff am 10.07.2010].
- JENSEN, K. & SCHRAUTZER, J. (1999): Consequences of abandonment for a regional fen flora and mechanisms of successional change. – Appl. Veg. Sci. 2: 79–88. Oxford.
- JERZ, H., ULRICH, R., VIDAL, H. & HOHENSTATTER, E. (1966): Geologische Karte mit Erläuterungen, 1:25000: Blatt 8533/8633 Mittenwald. – München.
- KAULE, G. (1991): Arten- und Biotopschutz. 2. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 519 S.
- KLÖTZL, F. (1969): Die Grundwasserbeziehungen der Streu- und Moorwiesen im nördlichen Schweizer Mittelland. – Beitr. Geobot. Landesaufn. Schweiz 52: 1–296. Bern.
- KÜHN, I. & KLOTZ, S. (2002a): BIOLFLORE – Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. – Schriftenr. Vegetationsk. Bonn. URL: [www.ufz.de/biolflor](http://www.ufz.de/biolflor) [Zugriff am 25.01.2010].
- LUDWIG, G. & SCHNITTLER, M. (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. – Schriftenr. Vegetationsk. 28: 1–744. Bonn-Bad Godesberg.
- MARTIN, C., POHL, M., ALEWELL, C., KOERNER, C. & RIXEN, C. (2010): Interrill erosion at disturbed alpine sites: Effects of plant functional diversity and vegetation cover. – Basic Appl. Ecol. 11: 619–626.
- MIDDLETON, B. A., HOLSTEN, B. & VAN DIGGELEN, R. (2006): Biodiversity management of fens and fen meadows by grazing, cutting and burning. – Appl. Veg. Sci. 9 (2): 307–316. Oxford.
- OBERDORFER, E. (1993): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil III: Wirtschaftswiesen und Unkrautgesellschaften. 3. Aufl. – Gustav Fischer, Jena: 455 S.
- (1998): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil I: Fels- und Mauergesellschaften, alpine Fluren, Wasser-, Verlandungs- und Moorgesellschaften. 4. Aufl. – Gustav Fischer, Jena: 315 S.
- (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 1051 S.
- QUINGER, B. (2007): Vergleichende vegetationskundliche Untersuchungen der Loipentrassen im Ettaler Weidmoos mit eng benachbarten sonst standörtlich gleichartigen, durch den Skilanglaufbetrieb unbeeinflussten Flächen. Unveröffentl. Msk. 31 S.
- , SCHWAB, U., RINGLER, A., BRÄU, M., STROHWASSER, R. & WEBER, J. (1995): Lebensraumtyp Streuwiesen. – In: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (StMLU) und Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL) (Hrsg.): Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.9. München: 396 S.
- RENNWALD, E. (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Schriftenr. Vegetationsk. 35: 1–800. Bonn-Bad Godesberg.
- RIXEN, C., STOECKLI, V. & AMMANN, W. (2003): Does artificial snow production affect soil and vegetation of ski pistes? A review. – Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst. 5: 219–230. Zürich.

- ROUX-FOUILLET, P. (2011): Long-term impacts of ski piste management on alpine vegetation and soils. – *J. Appl. Ecol* 48: 906–915. London.
- SOKAL, R. R. & ROHLF, J. F. (1995): *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research*. 3. Aufl. – W. H. Freeman and Company, New York: 887 S.
- SSYMANK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, C. & SCHRÖDER, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG). – *Schriftenr. Landschaftspfl. Natursch.* 53: 560 S. Bonn-Bad Godesberg.
- STSALP/Ständiges Sekretariat der Alpenkonvention (Hrsg.) (2010): *Alpenkonvention*. 2. Aufl. – Innsbruck: 271 S.
- STMUG/Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (Hrsg.) (2008): *NATURA 2000 in Bayern. Gesamtmeldung einschließlich Nachmeldung 2004*, München. – URL: <http://www.lfu.bayern.de> [Zugriff am 05.02.2010]
- SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (2001): *Landschaftsökologische Moorkunde*. 2. Aufl. – E. Schweizerbart, Stuttgart: 622 S.
- TER BRAAK, C. J. F. & ŠMILAUER, P. (2002): *Canoco reference manual and CanoDraw for Windows user's guide*. – Biometris, Wageningen und České Budějovice.
- TÖRN, A., TOLVANEN, A., NOROKORPI, Y., TERVO, R. & SIKAMÄKI, P. (2009): Comparing the impacts of hiking, skiing and horse riding on trail and vegetation in different types of forest. – *J. Environ. Manag.* 90: 1427–1434. Amsterdam.
- VAN BODEGOM, P. M., GROOTJANS, A. P., SORRELL, B. K., BEKKER, R. M., BAKKER, C. & OZINGA, W. A. (2006): Plant traits in response to raising groundwater levels in wetland restoration: evidence from three case studies. – *Appl. Veg. Sci.* 9 (2): 251–260. New York.
- VAN DER MAAREL, E. (1979): Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. – *Vegetatio* 39: 97–114. Dordrecht.
- WASSEN, M. J., VENTERINK, H. O., LAPSHINA, E. D. & TANNEBERGER, F. (2005): Endangered plants persist under phosphorus limitation. – *Nature* 437 (22): 547–550. London.
- WILMANN, O. (1998): *Ökologische Pflanzensoziologie*. 6. Auflage. – Quelle & Meyer, Wiesbaden: 405 S.
- WIPF, S., RIXEN, C., FISCHER, M., SCHMID, B. & STOECKLI, V. (2005): Effects of ski piste preparation on alpine vegetation. – *J. Appl. Ecol.* 42: 306–316. London.

Jan Lanvers  
 Ginsterweg 4  
 D-48282 Emsdetten  
 E-Mail: [jan.lanvers@uni-muenster.de](mailto:jan.lanvers@uni-muenster.de)

Dr. Birgit Sieg  
 AG Ökosystemforschung, Institut für Landschaftsökologie  
 Westfälische Wilhelms-Universität Münster  
 Robert-Koch-Straße 26  
 D-48149 Münster  
 E-Mail: [siegb@uni-muenster.de](mailto:siegb@uni-muenster.de)

PD Dr. Thomas Fartmann  
 AG Biozönologie, Institut für Landschaftsökologie  
 Westfälische Wilhelms-Universität Münster  
 Robert-Koch-Straße 26  
 D-48149 Münster  
 E-Mail: [fartmann@uni-muenster.de](mailto:fartmann@uni-muenster.de)

Manuskript eingereicht am 18.06.2011, endgültig angenommen am 05.10.2011.