

Ber. nat.-med. Verein Innsbruck	Band 89	S. 71 - 85	Innsbruck, Okt. 2002
---------------------------------	---------	------------	----------------------

Populationsentwicklung der Innsbrucker Küchenschelle (*Pulsatilla oenipontana*) und Maßnahmen zu ihrer Erhaltung

von

Romed Josef UNTERASINGER & Brigitta ERSCHBAMER^{*)}

Population Dynamics and Conservation Management of *Pulsatilla oenipontana*

Synopsis: *Pulsatilla oenipontana* is one of the most endangered species in the calcareous grasslands in the surroundings of Innsbruck. The main aim of this study was a monitoring of the remnant populations. The number of individuals, the size of the areas, the density per area and the number of flowers and fruits were counted. A significant decline of the population size was found from 1761 individuals in 1995 to 181 individuals in 2000. In 1999 the total area of *Pulsatilla oenipontana* was 517 m² with a mean density of 0.9 plants per m². Also the generative fitness declined. In 2000, only 1.75 flowering tillers per plant were found compared to 1.81 in 1994. Only the number of fruits per flower seemed to remain constant over the years.

1. Einleitung:

Die Innsbrucker Küchenschelle, *Pulsatilla oenipontana* DT et SARNTH., war bis um 1900 nördlich von Innsbruck weit verbreitet (DALLA TORRE & SARNTHEIN 1909, GAMS 1967). Vereinzelt Vorkommen wurden auch südlich des Inns auf den Mittelgebirgsterrassen von Aldrans, Lans und Ampass beschrieben (GAMS 1967). Heute kommt sie nur mehr in kleinen Restbeständen an süd- bis südostexponierten Hängen östlich von Innsbruck vor: im Bereich von Innsbruck / Arzl, zwischen Arzl und Rum bzw. in Thaur. Die Flächen sind potentiell Waldgebiet und wurden im Laufe der Jahrhunderte vom Menschen durch extensive Bewirtschaftung in Halbtrockenrasen umgewandelt. Verbauung, Intensivierung der Landwirtschaft oder das Brachfallen der Halbtrockenrasen führten zu einer starken Dezimierung der Wuchsorte. Daher zählt *Pulsatilla oenipontana* zu den vom Aussterben bedrohten Arten (HOLZNER et al. 1986, NIKLFELD 1986).

^{*)} Anschrift der Verfasser: Mag. R.J. Unterasinger und A. Univ.-Prof. Dr. B. Erschbamer, Institut für Botanik der Universität Innsbruck, Arbeitsgruppe Geobotanik, Sternwartestraße 15, A-6020 Innsbruck, Österreich.

Im Rahmen eines dreijährigen Forschungsprojektes (Ganahl unveröff.) wurden Wachstumsdynamik und Vergesellschaftung der Innsbrucker Küchenschelle in Flächen mit unterschiedlicher Bewirtschaftung von 1994 bis 1996 untersucht. Ziel der Untersuchung war es, die Populationsdynamik zu erfassen und geeignete Erhaltungsmaßnahmen für die Art bzw. für ihre Standorte zu definieren.

Die vorliegende Arbeit stellt eine Fortsetzung dieses Projektes dar. Die Inventarisierung der Restbestände von *Pulsatilla oenipontana* sollte weitergeführt werden. Die Individuenzahl pro Areal wurde über weitere zwei Jahre hinweg aufgenommen. Gleichzeitig wurde auch die Anzahl der Blüten und der Triebe erhoben. Ein Teil der von Ganahl 1994 angelegten Dauerflächen konnte allerdings aufgrund intensiver Bewirtschaftung (Düngung mit Gülle) nicht mehr weiterverfolgt werden, da die Populationen erloschen waren. Da Dauerflächen für längerfristige Beobachtungen von Populationen allerdings von größter Wichtigkeit sind (BAKKER et al. 1996), wurden 1998 neue Dauerflächen eingerichtet, um einen repräsentativen Einblick in die Entwicklung der Gesamtpopulation zu gewinnen. Die Kenntnis der Populationsentwicklung von 1994 – 2000 stellte die Grundlage für den Maßnahmenkatalog dar, der dringend umgesetzt werden müsste.

2. Untersuchungsgebiete:

Die Untersuchungsgebiete befinden sich nördlich von Innsbruck (11°23' / 47°15') in Innsbruck/Arzl, zwischen Arzl und Rum (Gemeindegebiet Innsbruck) und in Thaur an fluvioglazialen Schotterrücken bzw. Hangterrassen am Südabhang des Karwendelgebirges. Die Hänge befinden sich auf einer Meereshöhe zwischen 640m (Naturschutzgebiet Arzl) und 740m (Thaur) Meereshöhe. Die Exposition der Wuchsorte der Innsbrucker Küchenschelle liegt zwischen WSW und OSO mit einem deutlichen Schwerpunkt auf SSO. Die Flächen sind 20-45° geneigt. Die Erhebungen wurden an folgenden Lokalitäten durchgeführt: Arzl / Kapelle, Arzl / Naturschutzgebiet, Rumer Bichel (Rum / Rechts, Rum / Mitte, Rum / Links, Rum / Wald) und in Thaur (Thaur / Romediuskirche, Thaur / Wald).

3. Methodik:

Gesamtindividuenzahl, Arealgröße, Anzahl der Blüten- und Fruchtstände wurden 1998 – 2000 im gesamten Verbreitungsgebiet erhoben. Trieb-, Blatt- und Fruchtzählung erfolgten stichprobenhaft. Ein Vergleich mit Daten von Ganahl (1994 – 1996 unveröff.) und Erschbamer (1990 unveröff.) wurde hinsichtlich der Gesamtindividuenzahl durchgeführt. Die Arealgrößen wurden im geschlossenen *Pulsatilla* - Bestand durch ein die Population umgrenzendes Ellipsoid angenähert, dessen Achsen sich durch die Strecke zwischen den jeweils äußersten Individuen dieses Bestandes ergaben. Solitären Individuen wurde ein Areal von einem Kreis mit 50 cm Durchmesser zugewiesen. Ein Trieb wurde als Gesamtheit der Laubblätter aus jeder Erneuerungsknospe definiert.

4. Ergebnisse:

4.1. Gesamtindividuenzahl:

Eine erste grobe Erfassung der gesamten Individuenzahl von *Pulsatilla oenipontana*

an allen Wuchsorten im Jahr 1990 ergab eine Populationsgröße von ca. 1600 Exemplaren (Erschbamer unveröff.). Ganahl (unveröff.) erfasste 1761 Individuen im Jahr 1995. Die Fläche Arzl / Kapelle fehlte allerdings in dieser Erhebung. Die eigene Zählung 1999 ergab nur noch eine Individuenzahl von 369 (Tab. 1). In dieser Zählung fehlte die Fläche Rum / Unbewirtschaftet. Im Jahr 2000 betrug die Individuenzahl 181, wobei Arzl / Kapelle und Rum / Unbewirtschaftet nicht aufgenommen wurden. In der Fläche Arzl / Naturschutzgebiet ging die Anzahl der *Pulsatilla* - Individuen von 73 Exemplaren im Jahr 1995 (Ganahl unveröff.) auf 16 im Jahr 1999 zurück. 2000 waren noch 8 austreibende Individuen zu verzeichnen. In Rum wurden auf den Dauerflächen 1995 (Ganahl unveröff.) 1001 Individuen gezählt, 1999 waren es noch 146 und bei der Zählung im Jahr 2000 waren noch 100 austreibende Individuen zu verzeichnen (Abb. 1). Das bedeutet einen Rückgang um den Faktor 10. Die Population in der Fläche Rum / Wald, 1995 aus 62 Individuen bestehend, ging 1998 auf 3 Exemplare zurück (Tab. 1, Abb. 1). 1995 waren außerhalb der beschriebenen Populationsflächen noch 102 Individuen zu beobachten. In den Jahren 1998, 1999 und 2000 konnten diese nicht mehr gefunden werden (Tab. 1). In der Fläche Thaur / Romediuskirche war der Rückgang der Individuen von 192 im Jahr 1995 (Ganahl unveröff.) auf 119 im Jahr 1999 und 73 im Jahr 2000 relativ gesehen am geringsten. Die Fläche Thaur / Wald wies als einzige einen Anstieg der austreibenden Individuen von 4 auf 14 in den Jahren 1999 und 2000 auf (Tab. 1).

Tab. 1: Gesamtanzahl der in den Jahren 1990, 1995, 1999 und 2000 erfassbaren *Pulsatilla oenipontana* – Individuen. Die Zahlen in Klammern stehen für die im Naturschutzgebiet ausgepflanzten Individuen.

Fläche	Zählung 1990	Zählung 1995	Zählung 1999	Zählung 2000
Arzl / Naturschutzgebiet	12	73	16 (+355)	8 (+195)
Arzl / Kapelle	360	-	88	-
Summe Arzl	328	73	104	8
Rum / Rechts	297	506	79	55
Rum / Mitte	223	352	39	17
Rum / Links	301	81	25	25
Rum / Wald	8	62	3	3
Rum / Unbewirtschaftet	293	393	-	-
Rum / Rest	41	102	0	0
Summe Rum	1163	1496	146	100
Thaur / Romediuskirche	37	169	115	59
Thaur / Wald	72	23	4	14
Summe Thaur	109	192	119	73
Gesamtsumme	1600	1761	369	181

4.2 Arealgröße:

Das Gesamtareal betrug 1999 517 m² (Tab. 2), wobei die weitaus größten Anteile auf die Fläche Arzl / Kapelle mit 275 m² und die Fläche Thaur / Romediuskirche mit 100 m² fallen. Die kleinsten und damit die am stärksten gefährdeten Areale befinden sich im Bereich Thaur / Wald (9,9 m²) und auf der Fläche Rum / Wald (2,36 m², Tab. 2). Die höchste Individuendichte pro Quadratmeter ergab sich für Rum / Rechts (1,34, Tab. 2) und Thaur / Romediuskirche (1,15, Tab. 2). Teilpopulationen mit 1,27 Individuen / m² (Arzl / Naturschutzgebiet, Rum / Links und Rum / Wald) bestehen aus weit auseinanderliegenden Einzelindividuen.

4.3 Blühtriebe und Blüten pro Individuum:

Im Jahr 1999 wurden insgesamt 674 Blühtriebe auf 332 blühenden Individuen erhoben, im Jahre 2000 waren dies 284 Blühtriebe auf 137 blühenden Individuen (Tab. 3). 2000 wurde allerdings die Fläche Arzl / Kapelle nicht in die Zählung miteinbezogen. Den stärksten Rückgang an Blühtrieben erlebte die Fläche Rum / Rechts von 104 im Jahr 1999 auf 27 im Jahr 2000. Die größte Einbuße an blühenden Individuen war jedoch auf der Fläche Thaur / Romediuskirche mit minus 96 Exemplaren zu verzeichnen. Hier ging die Zahl der Blühtriebe von 277 im Jahr 1999 auf 181 im Jahr 2000 zurück. Die Fläche Thaur / Wald war die einzige, bei der ein Anstieg der Blühtriebe von 12 auf 18 beobachtet werden kann-

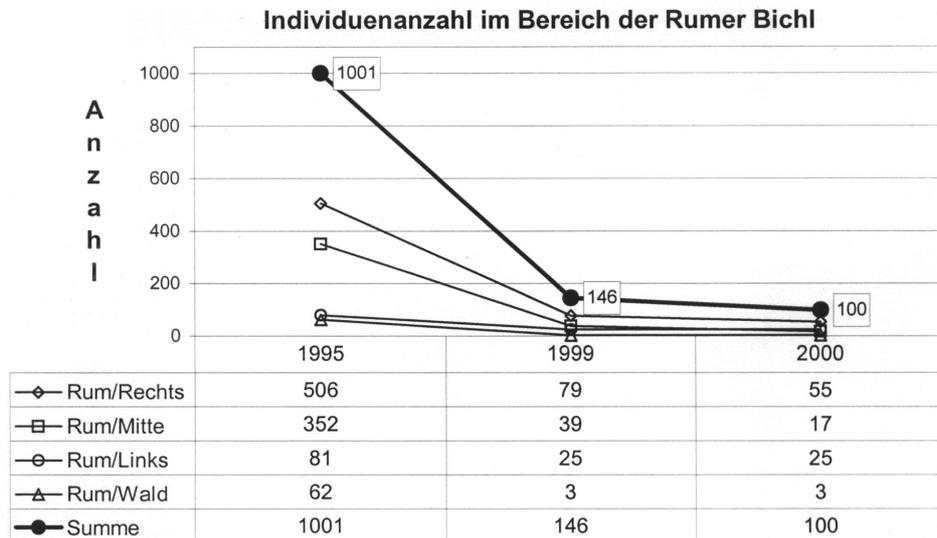


Abb. 1: Anzahl der *Pulsatilla* – Individuenzahl auf den Dauerflächen in Rum im Jahr 1995 (Ganahl unveröff.) und nach den eigenen Zählungen in den Jahren 1999 und 2000.

te (Tab. 3). Im Mittel hatte ein Individuum 1999 2,09 Blühtriebe. Im Jahr 2000 ging dieser Wert auf 1,75 Blühtriebe pro Individuum zurück (Tab. 3). Ganahl (unveröff.) zählte 1994 auf den "Rumer Bicheln" 1,81, 1995 1,41 und im Jahr 1996 0,81 Blühtriebe / Individuum. Dieser Wert lag 1999 mit durchschnittlich 1,71 deutlich höher, im Jahr 2000 mit 1,13 wieder niedriger. Den stärksten Rückgang erlebte die Fläche Rum / Rechts von 2,08 im Jahr 1995 auf 0,65 von im Jahr 1996 (Ganahl unveröff.). Die Fläche Rum / Wald wies in den Jahren 1994, 1995 und 1996 mit rund 0,5 Blühtrieben / Individuum einen konstant niedrigen Wert auf (Ganahl unveröff.). In den Jahren 1999 und 2000, sowie im Jahr 2001 (Unterasinger unveröff.) kam hier kein Exemplar von *Pulsatilla oenipontana* zur Blüte.

4.4 Früchte pro Blühtrieb:

Die Anzahl an voll entwickelten Früchten pro Blühtrieb betrug 1999 im Durchschnitt 78,3, im Jahr 2000 waren es 75,3. Im Jahr 2000 fanden die Erhebungen in den Flächen Rum / Rechts und in der Fläche Thaur / Romediuskirche statt. Zählungen von Ganahl (unveröff.) ergaben, dass 1996 durchschnittlich 90 Früchte ausgestreut wurden. SCHERER (1998) zählte durchschnittlich 61,5 Früchte pro Pflanze. In der Fläche Rum / Rechts waren 1999 laut KNOLL (2000) im Durchschnitt 88,2 Früchte pro Pflanze zu verzeichnen; 19,4 davon allerdings infertil.

Tab. 2: Arealgrößen und Bestandesdichte der Populationen von *Pulsatilla oenipontana*.

Areal	Größe	Individuen	Pflanzen / m ²
Arzl Naturschutzgebiet	12,57 m ²	16	1,27
Arzl Kapelle	275,02 m ²	88	0,32
Rum Rechts	58,88 m ²	79	1,34
Rum Mitte	44,55 m ²	39	0,88
Rum Links	19,63 m ²	25	1,27
Rum Wald	2,36 m ²	3	1,27
Thaur Romediuskirche	100,43 m ²	115	1,15
Thaur Wald	9,91 m ²	4	0,40
Summe	523,35 m²	369	
Mittelwert			0,9875

Tab. 3: Blühtriebe, blühende Individuen und Blüten pro Individuum in den einzelnen Aufnahme-
flächen in den Jahren 1998, 1999 und 2000.

Areal	Blühtriebe pro Fläche		Blühende Individuen		Blüten pro Individuum	
	1999	2000	1999	2000	1999	2000
Arzl Naturschutzgebiet	37	18	16	8	2,31	2,25
Arzl Kapelle	158		88		1,80	
Rum Rechts	104	27	57	25	1,82	1,08
Rum Mitte	43	12	27	10	1,59	1,2
Rum Links	43	28	25	25	1,72	1,12
Thaur Romediuskirche	277	181	115	59	2,41	3,07
Thaur Wald	12	18	4	10	3,00	1,8
Summe	674	284	332	137		
Mittelwert					2,09	1,75

5. Diskussion:

Die Gefährdung der Magerrasen (HOLZNER et al. 1986) und der in ihnen vorkommen-
den Pflanzenarten (NIKL FELD 1999), in diesem Fall *Pulsatilla oenipontana*, stellt ein evi-
dentes Problem nicht nur in der Umgebung von Innsbruck dar (Erschbamer unveröff,
GANAHL & ERSCHBAMER 1998, SCHERER 1998, WINKLER et al. 1999). In ganz Europa sind
Magerrasen stark rückläufig (BEINLICH & KLEIN 1995, FISCHER & STÖCKLIN 1997, BERLIN
et al. 2000, WILLEMS 2001) und es wird intensiv versucht, die Ursachen für den drastischen
Rückgang zu erkunden und Schutzmaßnahmen zu formulieren.

Die Population von *Pulsatilla oenipontana* ging seit der ersten Zählung 1990 (Ersch-
bamer unveröff.) von 1600 Exemplaren auf insgesamt gezählte 181 austreibende Indivi-
duen im Jahr 2000 zurück. Selbst wenn man die eventuell vorhandenen methodischen
Unterschiede berücksichtigt, muss doch von einem Rückgang um den Faktor 10 in den ver-
gangenen 10 Jahren gesprochen werden. Die Areale der Teilpopulationen sind nur in zwei
Flächen (Arzl / Kapelle und Thaur / Romediuskirche) mit über 100 m² groß genug, um ein
Überleben in den nächsten Jahren überhaupt wahrscheinlich zu machen. WINKLER et al.
(1999) modellierten anhand der von Ganahl (unveröff.) in den Jahren 1994 – 1996 erho-
benen Daten die Populationsentwicklung und Aussterbewahrscheinlichkeit von *Pulsatilla
oenipontana*. Sie kamen zum Schluss, dass große Individuen langfristig in zwei der erho-

benen Flächen überlebensfähig wären. Für kleinere Individuen wurde die Extinktion in den nächsten 10 bis 20 Jahren errechnet. So pessimistisch diese Prognosen auch waren, so wurden sie doch durch die tatsächlichen Verhältnisse im Gebiet noch übertroffen. Die von Ganahl (unveröff.) angelegte Dauerfläche Rum / Mitte war völlig verschwunden und für die Fläche Rum / Wald ist ein ähnliches Schicksal zu erwarten, wenn die Fläche nicht regelmäßig gemäht wird. Angaben für die Minimalgröße einer Population sind schwer zu treffen, zumal diese artspezifisch sein dürfte. BUZA et al. (2000) sprechen von mindestens 30 sexuell reproduzierenden Individuen von *Swainsona recta* (Fabaceae), MORGAN (1998) von 50 Exemplaren von *Rutidosis leptorrhynchoides* (Asteraceae). Die Flächen Rum / Rechts und Thaur / Romediuskirche weisen eine Populationsgröße von über 50 Individuen auf, alle anderen Flächen liegen zum Teil deutlich darunter. Die Individuendichte von *Pulsatilla oenipontana* auf einer Fläche dürfte für die Arterhaltung nicht unbedingt entscheidend sein, da sie sich klonal über Rhizome vermehren kann (AICHELE & SCHWEGLER 1957). Die Individuendichte kann jedoch als ein Indikator für die vegetative Vitalität der jeweiligen Population betrachtet werden. Rum / Rechts und Thaur / Romediuskirche weisen mit 1,34 und 1,15 Pflanzen / m² auch hier den höchsten Wert auf. In den Flächen Arzl / Naturschutzgebiet, Rum / Links und Rum / Mitte stehen die Individuen von *Pulsatilla oenipontana* solitär. Insgesamt verschlechterte sich das vegetative Wachstum von *Pulsatilla oenipontana*, wie auch die Abnahme der Triebe und der Blätter pro Individuum zeigt (UNTERASINGER 2002).

Parallel dazu ist auch ein Rückgang der generativen Fitness zu beobachten. Die Anzahl der Blühtriebe pro Fläche ging von 1999 auf 2000 ungefähr um die Hälfte zurück, die der blühenden Individuen um ein Drittel.

Die Anzahl der Früchte pro Blühtrieb blieb vergleichsweise konstant. Erklärbar ist das dadurch, dass der generative Erfolg einer kleinen Population durch Umwelteinflüsse und genetische Mechanismen bestimmt wird, Fruchtreife und Keimprozent jedoch maternal bestimmt werden (OOSTERMEIJER et al. 1994, LUIJTEN et al. 2000).

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass sich die Populationen von *Pulsatilla oenipontana* in einem denkbar schlechten Zustand präsentieren. Es interessiert also die Frage, wie es dazu kam bzw. welche die geeigneten Gegenmaßnahmen sind. Dazu müssen einige grundlegende Überlegungen über die Mechanismen der Gefährdung von Magerrasen angestellt werden, um eine Interpretation der momentanen Situation zu ermöglichen.

Den größten Einfluss auf die Veränderung der Kalkmagerrasen dürfte wohl die veränderte landwirtschaftliche Nutzung haben (BAKKER et al. 1983 b, GÜSEWELL et al. 2000, SMITH et al. 2000, Ganahl unveröff.). Die augenscheinlichste Veränderung der Kalkmagerrasen ist die Vergrasung auf Kosten der Kräuter. Am konkurrenzstärksten auf nährstoffarmen Standorten scheint *Brachypodium pinnatum* zu sein (BOBBINK 1991, WILLEMS et al. 1993, STAMPFLI & ZEITER 1999, GRIME et al. 1996, SCHLÄPFER & FISCHER 1998, HURST & JOHN 1999, BUCKLAND et al. 2001). Auf Standorten mit einer Stickstoffzufuhr von 5 gm⁻²Jahr⁻¹ kann sich dieses langsamwachsende Gras selbst gegen konkurrenzkräftige Gramineen wie *Arrhenatherum elatius* und *Dactylis glomerata* behaupten

(BOBBINK 1991). Es ist für Herbivore schlecht schmeckend (GRIME et al. 1996), wird nur im jungen Zustand von Schafen gefressen (ELLENBERG 1996) und bei Aufgabe oder Reduktion der landwirtschaftlichen Nutzung breitet es sich massiv aus (STAMPFLI & ZEITER 1999). Es pflanzt sich nur zu einem geringen Prozentsatz generativ fort. Der größte Anteil der Vermehrung ist vegetativer Art. Ein *Brachypodium pinnatum* – Klon kann eine Ausdehnung von bis zu 5,37m² aufweisen (SCHLÄPFER & FISCHER 1998). Wird *Brachypodium pinnatum* zu dominant, geht die Artenzahl stark zurück (BOBBINK 1991, HURST & JOHN 1999, STAMPFLI & ZEITER 1999, BUCKLAND et al. 2001).

Maßnahmen zur Erhaltung der Art *Pulsatilla oenipontana*:

Zur Erhaltung der Habitate seltener Pflanzen in Kalkmagerrasen schlagen FISCHER & STÖCKLIN (1997) das Ersetzen von seneszenten Individuen durch juvenile Exemplare vor. Das wurde im vorliegenden Fall durch das Auspflanzen der 355 Exemplare im Naturschutzgebiet Arzl verwirklicht (UNTERASINGER 2002). Diese Auspflanzungsversuche müssen als vorübergehende, kurzfristige Intervention verstanden werden, um ein unmittelbares Aussterben von *Pulsatilla oenipontana* zu verhindern. Längerfristig müssen parallel dazu Maßnahmen gesetzt werden, die ein nachhaltiges Weiterbestehen der Art und der Magerrasen ermöglichen.

Die beste Maßnahme zur Erhaltung von Magerrasen muss zwangsläufig die traditionelle Bewirtschaftung sein. Das heißt, die Flächen werden ein- bis zweimal gemäht und anschließend nachbeweidet. Nachdem diese Art der Bewirtschaftung organisatorisch und auch wegen der hohen Fragmentierung der Flächen nicht beizubehalten ist, wurde europaweit viel Aufwand in die Forschung investiert (BAKKER et al. 1983 a, BERENDSE 1983, SILVERTOWN et al. 1993, BERENDSE et al. 1994, BULLOCK et al. 1994 b, BEINLICH & KLEIN 1995, POSCHLOD et al. 1995, DZWONKO & LOSTER 1998, SCHLÄPFER et al. 1998, BERLIN et al. 2000, GÜSEWELL et al. 2000, LENNARTSON & OOSTERMEIJER 2000, BULLOCK et al. 2001, HEGLAND et al. 2001, SYMSTAD & TILMAN 2001, VERHAGEN et al. 2001), um eine praktikable Bewirtschaftungsform zu finden, die mit möglichst geringem Aufwand und geringen Kosten verbunden ist. Die Wiederherstellung von Magerrasen ist ebenfalls internationales Forschungsthema (SILVERTOWN et al. 1993, DZWONKO & LOSTER 1998, SYMSTAD & TILMAN 2001, VERHAGEN et al. 2001).

Das Brennen der Rasen, früher zur Offenhaltung der Flächen propagiert (ZIMMERMANN 1976, ELLENBERG 1996), ist strikt abzulehnen, da es Pflanzen wie *Brachypodium pinnatum* gegenüber typischen Magerrasenarten fördert (ZIMMERMANN 1979). Zudem richtet es mit Temperaturen von mehr als 800°C in 5cm über dem Boden relativ großen Schaden an (WILMANN 1998).

Beweidung schafft offene Flächen für die Etablierung von Keimlingen (HARPER 1977, MÜNZEL & SCHUMACHER 1991, WILSON et al. 1996, LENNARTSON & OOSTERMEIJER 2000): die lokale Artendiversität wird erhöht (BAKKER et al. 1983 a, BULLOCK et al. 2001), v.a. durch die Reduktion der Gräser (BULLOCK 1994 a). Ein Problem stellt die fehlende Verjüngung aus Samen von *Pulsatilla oenipontana* dar. Ganahl (unveröff.) erfasste in ihren

Dauerflächen nur 4 Keimlinge, seit 1998 konnten keine Keimlinge festgestellt werden. Auch KELLNER (1993) beobachtete, dass in unbewirtschafteten Flächen keine Keimlinge von *Pulsatilla vernalis* aufkamen. SCHUMACHER (1992) konnte durch die Wiederaufnahme der Beweidung eine Erholung der *Pulsatilla vulgaris* – Populationen beobachten. Zu hoher Weidedruck hat allerdings den gegenteiligen Effekt, weil Jungpflanzen zertrampelt werden (WATKINSON & OMEROD 2001), eine Gefahr, die bei zu hohem Besatz von Schafen bestehen würde.

Für isolierte Klein- und Kleinstflächen bietet sich nur eine mechanische Landschaftspflege an, d.h. das Mähen der Flächen. Laut BEINLICH et al. (1995) verbuschen gemähte Wiesen weniger schnell als beweidete. Zwar gehen auch bei durchgehend gemähten Wiesen die konkurrenzschwachen Kräuter langfristig (25 Jahre) auf Kosten der Gramineen zurück (BERLIN et al. 2000) und eine Vereinheitlichung der Magerrasen aufgrund der durchgehenden Mahd aller Flächen könnte eintreten (BEINLICH & KLEIN 1995). Zu Beginn einer erneuten Bewirtschaftung eines degradierten Mesobrometums, in dem sich das Artengefüge durch Düngung verschoben hat, kann auch ein dreimaliger Schnitt notwendig sein, um der Eutrophierung adäquat begegnen zu können (GÜSEWELL et al. 2000). Von herausragender Wichtigkeit ist die Entfernung des Mähgutes. Nur so können genügend Nährstoffe entfernt werden (BAKKER 1983 b, HEGLAND et al. 2001), um gewährleisten zu können, dass die Magerrasen als solche erhalten bleiben (GÜSEWELL et al. 2000). Die Artenzahl geht drastisch zurück, wenn das Entfernen unterbleibt (BERENDSE et al. 1994). Der Mähzeitpunkt der zweiten Mahd sollte so spät im Jahr wie möglich erfolgen (LENNARTSON & OOSTERMEIJER 2000, HEGLAND et al. 2001), um den Magerrasenarten, in unserem Fall *Pulsatilla oenipontana*, eine optimale Entfaltung im darauffolgendem Frühjahr zu ermöglichen.

Maßnahmen und deren Umsetzungsmöglichkeit:

Aus den obengenannten Erkenntnissen kann ein Maßnahmenkatalog erstellt werden, der über Entbuschungsaktionen, Erstellung von Pflegeplänen, Pacht und Ankauf der Flächen, Ausweisung von Pufferzonen, Dokumentation, Information der Bevölkerung bis hin zu genetischen Untersuchungen der isolierten Populationen reicht.

Um einen Überblick über ausgeführte und zukünftige Anstrengungen zur Erhaltung der Magerrasen zu gewinnen und ein mögliches Prozedere vorzuzeichnen, wird im Folgenden ein Konzept nach WILLEMS (2001) vorgeschlagen, das in drei Phasen gegliedert wird:

- "Pre Restoration Stage": Dieses Stadium ist gekennzeichnet durch eine Inventarisierung sowohl der unterirdischen Diasporenbank als auch der oberirdischen aktuellen Vegetation, eventuell auch der Überbleibsel der früheren Vegetation. Aufgrund dieser Informationen kann dann ein Plan zur Wiederherstellung erstellt werden.

Erfolgt ist bisher:

Die Untersuchung der Diasporenbank ergab, dass *Pulsatilla oenipontana* keine persi-

stente Samenbank bildet (SCHERER 1998, ERSCHBAMER & SCHERER 1999). Die Vegetation wurde von Ganahl (unveröff.), SCHERER (1998) und UNTERASINGER (2002) erhoben. Die Reaktion von *Pulsatilla oenipontana* auf eine Erhöhung der Nährstoffe wurde von Ganahl (unveröff.) geprüft. Die wichtigsten Blütenbesucher sowie die blütenphänologischen Besonderheiten von *Pulsatilla oenipontana* sind bekannt (KNOLL 2000). Die Wachstumsraten von *Pulsatilla oenipontana* und der anderen Magerrasenarten (SCHERER 1998) wurden getestet. Außerdem wurde die Möglichkeit der Wiederansiedelung getestet (UNTERASINGER 2002). Ein Konkurrenzexperiment rundete die bisherigen Untersuchungen ab (UNTERASINGER 2002).

Aus diesen Erkenntnissen folgt:

1. *Pulsatilla oenipontana* muss nachgepflanzt werden, eine Regeneration aus der Samenbank ist nicht möglich.
2. Die Düngung der Flächen mit Mist oder Gülle muss verhindert werden.
3. *Pulsatilla oenipontana* ist extrem langsamwachsend und wenig konkurrenzstark; die Konkurrenz sollte also möglichst klein gehalten werden.

- "Initial Restoration Stage": In dieser Phase ist die Wiederherstellung der ursprünglichen Halbtrockenrasen mit zum Teil erheblichem Aufwand oberstes Ziel: die Entfernung des Buschwerks, mehrmalige Mahd, die Entfernung des dichten Filzes der abgestorbenen Pflanzenteile der dominanten Gräser, da diese eine Etablierung der Trockenrasenarten verhindern würden. Bei stark degenerierten Mesobrometen empfiehlt sich eine Nachsaat der typischen Arten.

Erfolgt ist bisher:

Auch hier wurde mit zum Teil erheblichem Aufwand Pionierarbeit geleistet. Im Jahr 1995 fand eine Entbuschungsaktion einer Klasse des Gymnasiums Volders unter der Leitung von G. Haselwandter statt (Ganahl mündl. Mitt.). Im Jahr 1999 wurde die Fläche Rum / Rechts entbuscht. Gemeinsam mit dem Verein Natopia fand im Jahr 1999 eine großflächige Entfernung von *Solidago canadensis*, *S. gigantea* und *Erigeron annuus* in und um das Naturschutzgebiet Arzl statt. Seitdem wird deren Ausbreitung durch jährliches Roden unterbunden. Die Entfernung des dichten Nadelfilzes wurde kleinflächig auf den Rumer Bicheln und in Arzl durchgeführt. Eine flächendeckende Entfernung ist allerdings von einer einzelnen Person nicht zu bewerkstelligen. Kleinflächig wurde eine Mahd von mir durchgeführt (z.B. Fläche Rum / Wald). Die einmalige, jährliche Mahd im Naturschutzgebiet scheint nicht auszureichen, um dem Vordringen der dominanten Gräser Einhalt zu gebieten.

Was bisher nicht geschah:

1. Eine größerflächige Pflege bzw. Bewirtschaftung der Flächen fehlt bis heute. Einerseits ist eine Pacht oder der Ankauf der intensiv bewirtschafteten Flächen in

unmittelbarer Nähe der Flächen auf den Rumer Bicheln als Pufferzonen denkbar. Andererseits müssten für die Flächen von *Pulsatilla oenipontana* selbst Landwirte gefunden werden, die mit entsprechenden Mähprämien die Pflege und Bewirtschaftung der Flächen im Sinne des Arten- und Habitatschutzes durchführen. Der finanzielle Aufwand umfasst also Kauf oder Pacht der Flächen einerseits und Mähprämien andererseits.

2. Unabdingbar ist zudem eine begleitende wissenschaftliche Betreuung. Diese beinhaltet die Weiterverfolgung der Dauerflächen einerseits, genetische Untersuchungen andererseits.
3. Notwendig sind zudem weitere Auspflanzungen und die Nachsaat anderer Magerrasenarten.

- "Consilitation Stage": Wenn die Bedingungen für die Wiederherstellung der Artenvielfalt erfüllt sind, kann die regelmäßige Bewirtschaftung beginnen. Diese Phase bedeutet einen Rückgang des Pflegeaufwandes und bedeutet im Idealfall eine "übliche" landwirtschaftliche Tätigkeit (z.B. einschürige Mahd) mit entsprechenden Ausgleichszahlungen. Außerdem ist es in diesem Stadium wichtig, die Vegetationsentwicklung anhand von Dauerflächen zu beobachten und ein kleinmaßstäbliches Vegetationsinventar durchzuführen, um den Sukzessionsprozess verfolgen zu können. Diese Daten wiederum dienen der Erfolgskontrolle einerseits, dem Abschätzen externer Störfaktoren (wie z.B.: Luftschadstoffe) andererseits. Diese Phase kann etliche Jahre in Anspruch nehmen.

Von dieser Phase sind wir leider noch weit entfernt:

Diese Phase muss aber in die Überlegungen für eine längerfristige und nachhaltige Erhaltung der Magerrasen und von *Pulsatilla oenipontana* miteinbezogen werden.

1. Die Zahlung von Mähprämien für die Erhaltung der Halbtrockenrasen müsste weitergeführt werden.
2. Der wissenschaftliche Forschungsbedarf wird in dieser Phase zurückgehen, die Dauerflächen müssten aber nach wie vor weiterbeobachtet werden, um eine etwaige Falschentwicklung frühzeitig zu erkennen und Gegenmaßnahmen ergreifen zu können.

Um alle diese Forderungen erfüllen zu können - und nur so ist die Erhaltung der Art zu bewerkstelligen - sollte *Pulsatilla oenipontana* zum "öffentlichen Interesse" erklärt werden. "Öffentliches Interesse" bedeutet in diesem Zusammenhang, dass es zu einer Entscheidung auf politischer Ebene kommen muss. Finanziert werden könnte das Projekt durch Fördermittel der Europäischen Union, die für bedrohte Lebensräume und Arten in den Vorschriften der Habitatsrichtlinien (92/43/EWG) = FFH (Flora-Fauna Habitat) Geldmittel vorsieht. Dazu müssen die Habitate von *Pulsatilla oenipontana* aber unverzüglich in die Liste der NATURA 2000 – Gebiete aufgenommen werden.

6. Zusammenfassung:

Pulsatilla oenipontana DT. & SARNTH. zählt zu den am stärksten vom Aussterben bedrohten Arten in Tirol und die Magerrasen, in denen sie vorkommt, zu den gefährdetsten Lebensräumen Mitteleuropas. In der vorliegenden Arbeit wurde der Zustand der Populationen anhand von Gesamtindividuenzahl, Arealgröße, Individuendichte pro Fläche sowie Blüten- und Fruchtproduktion erfasst. Es wurde ein drastischer Rückgang dieser Art und ihrer Vitalität in den letzten 10 Jahren festgestellt.

Die Individuenzahl von *Pulsatilla oenipontana* ging von 1761 im Jahr 1995 auf 181 im Jahr 2000 zurück. Das Gesamtareal von *Pulsatilla oenipontana* betrug im Jahr 1999 517m². Die durchschnittliche Bestandesdichte betrug im Jahr 1999 0,9 Pflanzen pro m². Im Jahr 2000 konnten in Rum nur mehr 1,75 Blühtriebe pro Individuum verzeichnet werden im Vergleich zu 1,81 im Jahr 1994. Die Anzahl der Früchte pro Blühtrieb blieb relativ konstant.

Ein Maßnahmenkatalog zur Erhaltung der Innsbrucker Küchenschelle und zum Management der Halbtrockenrasen wurde entwickelt.

7. Literatur:

- AICHELE, D. & H. SCHWEGLER (1957): Die Taxonomie der Gattung *Pulsatilla*. – Feddes Repert. **60** (1-3): 1 - 230.
- BAKKER, J.P., J. DE LEEUW, & S. VAN WIEREN (1983 a): Micro-pattern in grassland vegetation created and sustained by sheep-grazing. – *Vegetatio* **55**: 153 - 161.
- BAKKER, J.P., S. DE BIE, J. DALLINGA, P. TJADEN & Y. DE VRIES (1983 b): Sheep-grazing as a management tool for heathland conservation and regeneration in the Netherlands. – *Journal of Applied Ecology* **20/2**: 541 - 560.
- BAKKER, J.P., H.J. OLFF, J.H. WILLEMS & M. ZOBEL (1996): Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? – *Journal of Vegetation Science* **7/2**: 147 - 156.
- BEINLICH, B. & W. KLEIN (1995): Kalkmagerrasen und mageres Grünland: bedrohte Biotoptypen der Schwäbischen Alb. – *Beih. Veröff. Landespflege Baden-Württenb.* **83**: 109 - 128.
- BEINLICH, B., D. HERING & H. PLACHTER (1995): Ist die natürliche Sukzession eine Entwicklungsalternative für die Kalkmagerrasen der Schwäbischen Alb? – *Beih. Veröff. Naturschutz Landespf. Baden-Württenb.* **83**: 311 - 336.
- BERENDSE, F. (1983): Interspecific competition and niche differentiation between *Plantago lanceolata* and *Anthoxanthum odoratum*. – *Journal of Ecology* **71**: 379 - 390.
- BERENDSE, F., M. SCHMITZ, M. & W. DE VISSER (1994): Experimental manipulation of succession in heathland ecosystems. – *Oecologia* **100/1-2**: 38 - 44.
- BERLIN, G.A.I., A.-C. LINUSSON & E.G.A. OLSSON (2000): Vegetation changes in semi-natural meadows with unchanged management in southern Sweden, 1965-1990. – *Acta Oecologica* **21/2**: 125 - 138.
- BOBBINK, R. (1991): Effects of nutrient enrichment in Dutch chalk grassland. – *Journal of Applied Ecology* **28**: 28 - 41.
- BUCKLAND, S.M., K. THOMPSON, J.G. HODGSON & J.P. GRIME (2001): Grassland invasions: effects of manipulations of climate and management. – *Journal of Applied Ecology* **38**: 301 - 309.
- BULLOCK, J.M., H. CLEAR, M. DALE & J.W. SILVERTOWN (1994 a): An experimental study of the effects of sheep grazing on vegetation change in a species-poor grassland and the role of seedling recruitment into gaps. – *Journal of Applied Ecology* **31/3**: 493 - 507.

- BULLOCK, J.M., B.C. HILL & J.W. SILVERTOWN (1994 b): Tiller dynamics of two grasses - response to grazing, density and weather. – *Journal of Ecology* **82**: 331 - 340.
- BULLOCK, J.M., J. FRANKLIN, M.J. STEVENSON, J.W. SILVERTOWN, S.J. COULSON, S.J. GREGORY & R. TOFTS (2001): A plant trait analysis of responses to grazing in a long-term experiment. – *Journal of Applied Ecology* **38**: 253 - 267.
- BUZA, L., A.G. YOUNG & P. THRALL (2000): Genetic erosion, inbreeding and reduced fitness in fragmented populations of the endangered tetraploid pea *Swainsona recta*. – *Biological Conservation* **93**: 177 - 186.
- DALLA TORRE, K.W. & L. SARNTHEIN (1909): Flora von Tirol, Vorarlberg und Liechtenstein. Bd. VI (2): Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Siphonogama). Wagnersche Univ. Buchhandl. Innsbruck, 964 pp.
- DZWONKO, Z. & S. LOSTER (1998): Dynamics of species richness and composition in a limestone grassland restored after tree cutting. – *Journal of Vegetation Science* **9**: 387 - 394.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. Aufl. Ulmer, Stuttgart, 1096 pp.
- ERSCHBAMER, B. & H. SCHERER (1999): Diasporenbank-Untersuchungen an Standorten der Innsbrucker Küchenschelle (*Pulsatilla oenipontana* D.T. & SARNTH.). – *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* **29**: 417 - 423.
- FISCHER, M. & J. STÖCKLIN (1997): Local Extinctions of Plants in Remnants of Extensively Used Calcareous Grasslands 1950-85. – *Conservation Biology* **11**: 727 - 737.
- GAMS, H. (1967): Die Küchenschelle in Tirol. – Sonderdr. Tiroler Heimatblätter **4/6**: 60 - 63.
- GANAHL, D. & B. ERSCHBAMER (1998): Wachstumsdynamik und Vergesellschaftung der Innsbrucker Küchenschelle. – *Ber. Nat.-Med. Verein, Innsbruck* **85**: 57 - 65.
- GRIME, J.P., J. CORNELISSEN, K. THOMPSON & J.G. HODGSON (1996): Evidence of a causal connection between antiherbivore defence and the decomposition rate of leaves. – *Journal of Ecology* **77**: 489 - 494.
- GÜSEWELL, S., A. ZORZI & A. GIGON (2000): Mowing in early summer as a remedy to eutrophication in Swiss fen meadows: are really more nutrients removed? – *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH Zürich* **66**: 11 - 24.
- HARPER, J.L. (1977): *Population Biology of Plants*. Academic Press, London, New York, 892 pp.
- HEGLAND, S.J., M. VAN LEEUWEN & J.G.B. OOSTERMEIJER (2001): Population structure of *Salvia pratensis* in relation to vegetation and management of Dutch dry floodplain grasslands. – *Journal of Applied Ecology* **38**: 1277 - 1289.
- HOLZNER, W., E. HORVATIC, E. KÖLLNER, W. KOPPE, M. POKORNY, E. SCHARFETTER, G. SCHRAMAYR & M. STRUDE (1986): Österreichischer Trockenrasenkatalog. "Steppen", "Heiden", "Trockenwiesen, Magerwiesen: Bestand, Gefährdung, Möglichkeiten ihrer Erhaltung. – Grüne Reihe des Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Band 6, Styria, Graz, 380 pp.
- HURST, A. & E. JOHN (1999): The biotic and abiotic changes associated with *Brachypodium pinnatum* dominance in chalk grasslands in south-east England. – *Biological Conservation* **88**: 75 - 84.
- KELLNER, O. (1993): Effects of nitrogen addition on the population dynamics and flowering of *Pulsatilla vernalis*. – *Canadian Journal of Botany* **71**: 732 - 736.
- KNOLL, U. (2000): Zur Blütenökologie von *Pulsatilla oenipontana* DALLA TORRE & SARNTHEIN, Diplomarbeit Universität Osnabrück, 93 pp.
- LENNARTSON, T. & J.G.B. OOSTERMEIJER (2000): Demographic variation and population viability in *Gentianella campestris*: effects of grassland management and environmental stochasticity. – *Journal of Ecology* **89**: 451 - 463.
- LUIJTEN, S.H., A. DIERICK, J.G.B. OOSTERMEIJER, L.E.L. RAIJMANN & H.C.M. DEN NIJS (2000):

- Population size, genetic variation and reproductive success in a rapidly declining, self-incompatible perennial (*Arnica montana*) in the Netherlands. – *Conservation Biology* **14/6**: 177 - 1787.
- MORGAN, J.W. (1998): Effects of population size on seed production and germinability in an endangered, fragmented grassland plant. – *Conservation Biology* **13**: 266 - 273.
- MÜNZEL, M. & W. SCHUMACHER (1991): Regeneration und Erhaltung von Kalkmagerrasen durch Schafbeweidung am Beispiel der "Alendorfer Kalktriften" bei Blankenheim / Eifel. – *Schr. R. Forschung und Beratung* **41**: 27 - 48.
- NIKLFELD, H. (1986): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Band 5, F. Berger & Söhne Ges.m.b.H, Hörn, 207 pp.
- NIKLFELD, H. (1999): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. Austria Medien Service, Graz, 292 pp.
- OOSTERMEIJER, J., M.W. VAN EIJCK & J.C.M. DEN NIJS (1994): Offspring fitness in relation to population size and genetic variation in the rare perennial plant species *Gentiana pneumonanthe* (Gentianaceae). – *Oecologia* **97**: 289 - 296.
- POSCHLOD, P., S. KIEFER & S.F. FISCHER (1995): Die potentielle Gefährdung von Pflanzenpopulationen in Kalkmagerrasen auf der Mittleren Schwäbischen Alb durch Sukzession (Brache) und Aufforstung - ein Beispiel für einen zönotischen Ansatz der Gefährdungsanalyse von Pflanzenpopulationen. - *Beit. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege, Bad. - Württ.* **83**: 199 - 227.
- SCHERER, H. (1998): Wachstumsraten ausgewählter Arten und Diasporenbank von Halbtrockenrasen. Diplomarbeit an der Universität Innsbruck, 91 pp.
- SCHLÄPFER, F. & M. FISCHER (1998): An isozyme study of clone diversity and relative importance of sexual and vegetative recruitment in the grass *Brachypodium pinnatum*. – *Ecography* **21**: 351 - 360.
- SCHLÄPFER, M., H. ZOLLER & C. KÖRNER (1998): Influences of mowing and grazing on plant species composition in calcareous grassland. – *Bot. Helv.* **108**: 57 - 67.
- SCHUMACHER, W. (1992): Schutz und Pflege von Magerrasen - Botanik und Naturschutz in Hessen. – *Beiheft* **4**: 19 - 39.
- SILVERTOWN, J.W., M. FRANCO, I. PISTANY & A. MENDOZA (1993): Comparative plant demography - relative importance of life-cycle components to the finite rate of increase in woody and herbaceous perennials. – *Journal of Ecology* **81**: 465 - 476.
- SMITH, R.S., R.S. SHIEL, D. MILLWARD & P. CORKHILL (2000) The interactive effects of management on the productivity and plant community structure of an upland meadow: an 8-year field trial. – *Journal of Applied Ecology* **37**: 1029 - 1043.
- STAMPFLI, A. & M. ZEITER (1999): Plant species decline due to abandonment of meadows cannot easily be reversed by mowing. A case study from the southern Alps. – *Journal of Vegetation Science* **10**: 151 - 164.
- SYMSTAD, A.J. & D. TILMAN (2001): Diversity loss, recruitment limitation and ecosystem functioning: Lessons learned from a removal experiment. – *Oikos* **92/3**: 424 - 435.
- UNTERASINGER, R.J. (2002): Populationsgröße, Wiederansiedelung und Konkurrenzverhalten von *Pulsatilla oenipontana* DALLA TORRE & SARNTHEIN. Diplomarbeit an der Universität Innsbruck, 106 pp.
- VERHAGEN, R., J. KLOOKER, J. BAKKER & R. VAN DIGGELEN (2001): Restoration success of low-production plant communities on former agricultural soils after top-soil removal. – *Applied Vegetation Science* **4/1**: 75 - 82.
- WATKINSON, A.R. & S.J. ORMEROD (2001): Grassland, grazing and biodiversity: editors' introduction. – *Journal of Applied Ecology* **38**: 233 - 237.

- WILLEMS, J.H. (2001): Problems, Approaches and Results in Restoration of Dutch Calcareous Grassland During the Last 30 Years. – *Restoration Ecology* **9**: 147 - 154.
- WILLEMS, J.H., R.K. PEET & L. BIK (1993): Changes in chalk-grassland structure and species richness resulting from selective nutrient additions. – *Journal of Vegetation Science* **4**: 203 - 212.
- WILMANN, O. (1998): *Ökologische Pflanzensoziologie. Eine Einführung in die Vegetation Mitteleuropas*. 6. neu bearb. Aufl., Quelle und Meyer, Wiesbaden, 405 pp.
- WILSON, J., C. LINES & J.W. SILVERTOWN (1996): Grassland community structure under different grazing regimes, with a method for examining species association when local richness is constrained. – *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica* **31/2**: 197 - 206.
- WINKLER, E., D. GANAHL & B. ERSCHBAMER (1999): Größenklassendynamik und Aussterbewahrscheinlichkeit von *Pulsatilla oenipontana*-Populationen. – *Ber. Nat.- Med. Verein Innsbruck* **86**: 95 - 105.
- ZIMMERMANN, R. (1976): Feuer als Pflegemaßnahme in Halbtrockenrasen des Kaiserstuhls. Vortragsreferat, Ges. f. Ökologie, Göttingen, 20.-24.9. 1976.
- ZIMMERMANN, R. (1979): Der Einfluss des kontrollierten Brennens auf Esparsetten – Halbtrockenrasen und Folgegesellschaften im Kaiserstuhl. – *Phytocoenologia* : 447 - 524.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte des naturwissenschaftlichen-medizinischen Verein Innsbruck](#)

Jahr/Year: 2002

Band/Volume: [89](#)

Autor(en)/Author(s): Unterasinger Romed Josef, Erschbamer Brigitta

Artikel/Article: [Populationsentwicklung der Innsbrucker Küchenschelle \(*Pulsatilla oenipontana*\) und Maßnahmen zu ihrer Erhaltung 71-85](#)