

Ber. nat.-med. Verein Innsbruck	Band 86	S. 95 - 105	Innsbruck, Okt. 1999
---------------------------------	---------	-------------	----------------------

Größenklassendynamik und Aussterbewahrscheinlichkeit von *Pulsatilla oenipontana*-Populationen

von

Eckart WINKLER, Doris GANAHL & Brigitta ERSCHBAMER *)

Dynamic of Size Classes and Extinction Probability of *Pulsatilla oenipontana*-populations

Synopsis: *Pulsatilla oenipontana* is a highly endangered calcareous grassland species in the vicinity of Innsbruck (Tyrol, Austria). The main aim of this paper was to calculate population development and extinction risks of four populations in differently managed plots (mown plot = M, unmanaged plot = U, mown and fertilized = D, woodland plot = W). For the calculations, demographic data for plants of different size classes recorded from 1994 to 1996 were used.

For small individuals (size classes I and II) a decrease was calculated, with extinction probabilities of 10 to 20 years in all plots. Large individuals (size classes III and IV) seem to exhibit long-term survival within the plots M and U. However, if we assume higher mortality rates, all populations will be extinct within 15 to 20 years. The actual situation of the populations is even more dramatic: 92 % of the population in plot W disappeared from 1994 till 1998. Therefore, conservation strategies and augmentation programmes are urgently needed to sustain the remaining populations.

I. Einleitung:

In Zentral- und Westeuropa zählen Kalkmagerrasen zu den am stärksten gefährdeten Ökosystemen (BOBINK & WILLEMS 1987, PILS 1994, POTT 1997). Sie zeichnen sich durch eine hohe Biodiversität (WILLEMS 1990, POSCHLOD et al. 1998) und eine sehr hohe Anzahl an gefährdeten Arten aus (KAULE 1991). Umso alarmierender ist der derzeitige rapide Rückgang an Magerrasenarten (FISCHER & STÖCKLIN 1997). Die Hauptursachen für den massiven Artenverlust sind neben den Habitatverlusten durch die intensivierte landwirtschaftliche Nutzung vor allem Nutzungsauffassungen und Sukzessionsprozesse hin zu grasreichen Gesellschaften bzw. Verbuschung (WILLEMS 1982, ZOLLER et al. 1986, ZOLLER & WAGNER 1986, HILLIER et al. 1990). Schutz- und Managementprogramme sind daher dringend erforderlich, um die Kalkmagerrasenarten in ihrem Bestand zu sichern.

Generell basieren Schutzprogramme für gefährdete Arten auf Informationen, die aus demographischen und reproduktionsbiologischen Erhebungen, genetischen Untersuchungen oder aus biotisch/abiotischen Interaktionsstudien gewonnen worden sind (MENGES 1990, TEMPLETON 1991, HAGEMANN 1996, IRIONDO 1996, OOSTERMEIJER et al. 1996, FISCHER & MATTHIES 1997, HOLDEREGGER 1997, PÉREZ DE LA VEGA & GARCIA 1997). Insbesondere bei sehr kleinen und somit besonders gefährdeten Populationen ist es angebracht, die empirisch gewonnenen Informationen in ein Computer-Simulationsmodell zu integrieren, um Aussterbewahrscheinlichkeiten zu berechnen und die Auswirkungen möglicher Management-Maßnahmen abzuschätzen (FIEDLER 1987, OOSTERMEIJER et al. 1994, OOSTERMEIJER et al. 1996, MENGES & DOLAN 1998, WINKLER & MATTHIES, in Vorber.).

*) Anschrift der Verfasser: Dr. habil. E. Winkler, UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Sektion Ökosystemanalyse, Postfach 2, D-04301 Leipzig, BRD; Mag. D. Ganahl und A. Univ.-Prof. Dr. B. Erschbamer, Institut für Botanik der Universität Innsbruck, Abt. Geobotanik, Sternwartestraße 15, A-6020 Innsbruck, Österreich.

In der vorliegenden Studie sollte mit Hilfe von Computer-Simulationsmodellen die Populationsentwicklung der Innsbrucker Küchenschelle (*Pulsatilla oenipontana*) abgeschätzt werden. Diese Berechnungen basieren auf populationsbiologischen Untersuchungen in den Jahren 1994 - 1996 (GANAHL & ERSCHBAMER 1998). Ziel der Modelle sollte es sein, die Größenklassenentwicklung von Populationen auf vier unterschiedlichen Standorten aufzuzeigen und Wahrscheinlichkeiten für das Erlöschen dieser Populationen zu berechnen. Die Kenntnis der mittleren Überlebenszeit der heutigen Populationen ist essentiell, um die Dringlichkeit von Schutz- und Managementmaßnahmen aufzuzeigen.

2. Material und Methoden:

2.1. Wuchsorte und Besonderheiten der Art:

Bis zum Beginn unseres Jahrhunderts war *Pulsatilla oenipontana* DT. et SARNTH. in der Innsbrucker Umgebung weit verbreitet (DALLA TORRE & SARNTHEIN 1909, GAMS 1967). Während der letzten Jahrzehnte wurden allerdings sowohl das Verbreitungsgebiet als auch die Zahl der Populationen infolge zunehmender Bautätigkeit und Bewirtschaftungsänderung drastisch dezimiert. Einerseits wurden die typischen Halbtrockenrasen intensiviert (mehrmals gemäht und gedüngt), andererseits wurden größere Flächen nicht mehr bewirtschaftet, was eine Verbuschung bzw. Wiederbewaldung der Areale zur Folge hatte. Heute zählt *P. oenipontana* zu den am stärksten gefährdeten Pflanzenarten Österreichs (HOLZNER et al. 1986, NIKLFELD 1986). Die letzten Populationen befinden sich im Osten von Innsbruck, zwischen Arzl und Rum (Rumer Bichl) bzw. in Thaur, auf 640 - 750 m NN. Im Jahre 1981 wurde in Arzl ein Naturschutzgebiet (3490 m²) zum Schutze der Innsbrucker Küchenschelle ausgewiesen. Die übrigen Areale befinden sich mehr oder weniger isoliert in fragmentierten Halbtrockenrasenflächen zwischen intensiv gedüngten Wiesen.

P. oenipontana ist eine langlebige, polykarpe, krautige Art der Kalkmagerrasen (Assoziation: Onobrychido vicifoliae-Brometum erecti T. Müller 1966, Verband: Bromion erecti, Klasse: Festuco-Brometea). Die Art wird als Hybridform zwischen *P. vulgaris* MILL. und *P. grandis* WENDEROTH betrachtet. Die Entwicklungsgeschichte von *Pulsatilla* subsectio *Vulgares* wurde von VOELTER-HEDKE (1955), die Taxonomie von AICHELE & SCHWEGLER (1957) beschrieben.

Die anatomische und morphologische Struktur des *P. vulgaris*-Aggregates wurde von ZIMMERMANN & GRUND (1962), ZIMMERMANN (1965), WELLS & BARLING (1971) und SINN (in Vorber.: Kritische Flora von Österreich) untersucht. *P. oenipontana* weist einen Polykorm-Wuchs auf und entwickelt aus adventiven Rhizomknospen 1 - 8 (teilweise auch mehr) oberirdische Triebe. Während des Winters bleibt die Sippe blattlos. Die Blüte beginnt im Februar und dauert bis April. Die Früchte reifen von Ende Mai bis Juni. Von Gartenexperimenten (GANAHL, unveröff. Daten) wissen wir, dass bestimmte Individuen bereits im ersten Jahr blühen können, andere allerdings erst ein bis mehrere Jahre später. Die Blütenmorphologie und die Bestäubungsbiologie wurden von KRATOCHWIL (1988a, b, 1991) an der nah verwandten *P. vulgaris* studiert. Die Sippe ist entomogam, die Blüten werden normalerweise von Bienen bestäubt (KRATOCHWIL 1988b).

Die Anzahl der Früchte pro Blüte variiert zwischen 33 und 87 (61.5 im Mittel, SCHERER 1998). Keimlinge scheinen höchst selten zu sein.

2.2. Methoden:

1994 wurden für demographische Untersuchungen vier Flächen mit *Pulsatilla*-Populationen im Bereich der Rumer Bichl ausgewählt: eine gemähte Fläche (M), eine gedüngte, gemähte Fläche (D), eine unbewirtschaftete Fläche (U) und eine verbuschte Fläche (W). Die Vegetation der Flächen wurde bereits von GANAHL & ERSCHBAMER (1998) beschrieben.

Die *Pulsatilla*-Pflanzen wurden in vier Größenklassen eingeteilt: I = Pflanzen mit 1 - 2 Trieben, II = Pflanzen mit 3 - 5 Trieben, III = Pflanzen mit 6 - 7 Trieben, IV = Pflanzen mit 8 und mehr Trieben. Zu Beginn der Untersuchungen (Frühjahr 1994) wurde eine Gesamterhebung aller Pflanzen jeder Fläche, unterteilt nach Größenklassen, vorgenommen. Weiterhin wurden in jeder Fläche 32 - 38 Individuen (= Stichprobenanzahl) markiert und einer Größenklasse zugeordnet. Auf Grund der geringen Individuenzahlen konnten in den jeweiligen Flächen keine Wiederholungen durchgeführt werden. Insbesondere Pflanzen der Größenklassen III und IV waren nur mit wenigen Exemplaren in den Stichproben vertreten.

Das Schicksal jeder einzelnen Pflanze der Stichproben (Änderung der Größenklassenzuordnung oder Absterben) wurde über drei Jahre hinweg untersucht (1994 - 1996). Aus diesen Angaben wurden für zwei Jahresschritte (1994 - 95 und 1995 - 96) Übergangs- und Absterbewahrscheinlichkeiten errechnet.

Zur Simulation der Populationsentwicklung wurde ein Matrixmodell (CASWELL 1989, SILVERTOWN & LOVETT DOUST

1992) verwendet, dessen Bestandteile die vier Größenklassen und die aus den Stichprobenuntersuchungen gewonnenen Übergangs- und Absterbewahrscheinlichkeiten sind. Die Wahrscheinlichkeiten für die beiden Jahresübergänge wurden zusammengefaßt, so dass in den Simulationen die in Abb. 1 enthaltenen Mittelwerte verwendet wurden. Im Ablauf der Simulationen wurde für jede Pflanze das Schicksal in einem Jahresschritt gemäß ihrer Zugehörigkeit zu einer Größenklasse und den vorgegebenen Wahrscheinlichkeiten per Zufall entschieden. Die Verwendung von Wahrscheinlichkeiten anstelle von fixierten (deterministischen) Raten drückt die Unkenntnis über Detailsigenschaften von Individuen aus und hat demographische Stochastizität (unregelmäßige Schwankungen der Individuenanzahl je Klasse) zur Folge (WISSEL & STEPHAN 1994).

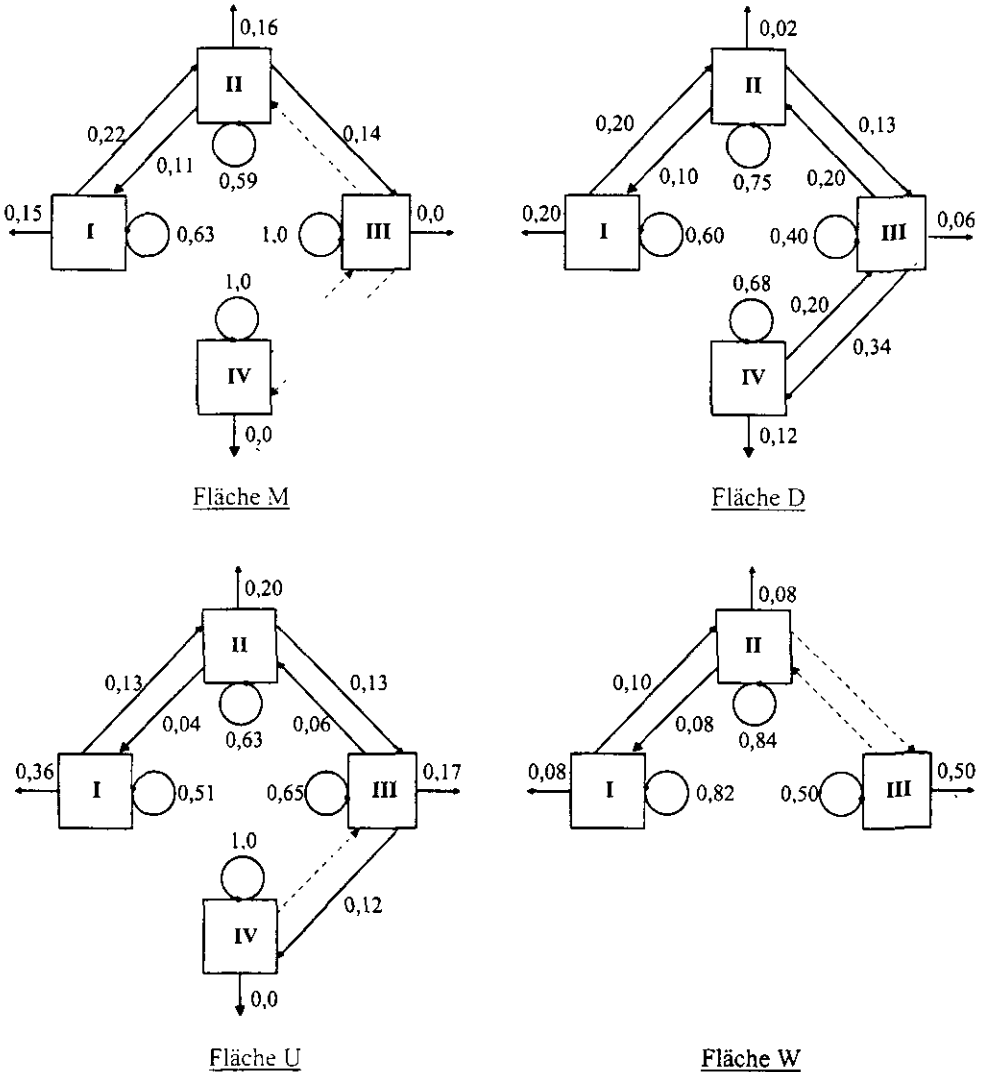


Abb. 1: Größenklassenstruktur des Simulationsmodells zur Populationsentwicklung von *Pulsatilla oenipontana* auf den vier Versuchsflächen M, D, U und W. Die Zahlen an den Pfeilen geben die Wahrscheinlichkeiten für Übergänge der Individuen zwischen den Größenklassen (Wachstum oder Größenreduktion), für Überleben oder Absterben an. Sie stammen aus der Analyse der Stichprobenentwicklung und mitteln über die Resultate der beiden Jahresschritte 1994/95 und 1995/96. Übergänge, die aus den Stichprobenbeobachtungen nicht nachgewiesen wurden, sind in der Abbildung weggelassen.

Die Berechnungen zur Entwicklung der Größenklassenbesetzung gingen von den Individuenzahlen je Klasse in der Gesamterhebung 1994 aus und verfolgten die Populationsentwicklung über 25 Jahre. Die dargestellten Resultate (Abb. 2) wurden aus 20 Simulationsläufen gemittelt. Eine ergänzende Rechnung nahm eine zusätzliche Absterbewahrscheinlichkeit (Mortalität) von 0.1 (= 10 %) pro Jahresschritt und Größenklasse an.

Rechnungen zur Abschätzung von Wahrscheinlichkeiten des Überlebens der Gesamtpopulationen auf den 4 Flächen und von mittleren Überlebenszeiten gingen ebenfalls von den Erhebungen 1994 und von den Werten in Abb. 1 aus und verfolgten die Populationsentwicklung über 100 Jahre. Die in Abb. 3 dargestellten Resultate wurden aus 50 Simulationsläufen abgeleitet. Auch diese Rechnungen wurden ergänzend mit einer Zusatzmortalität von 0.1 pro Jahresschritt durchgeführt.

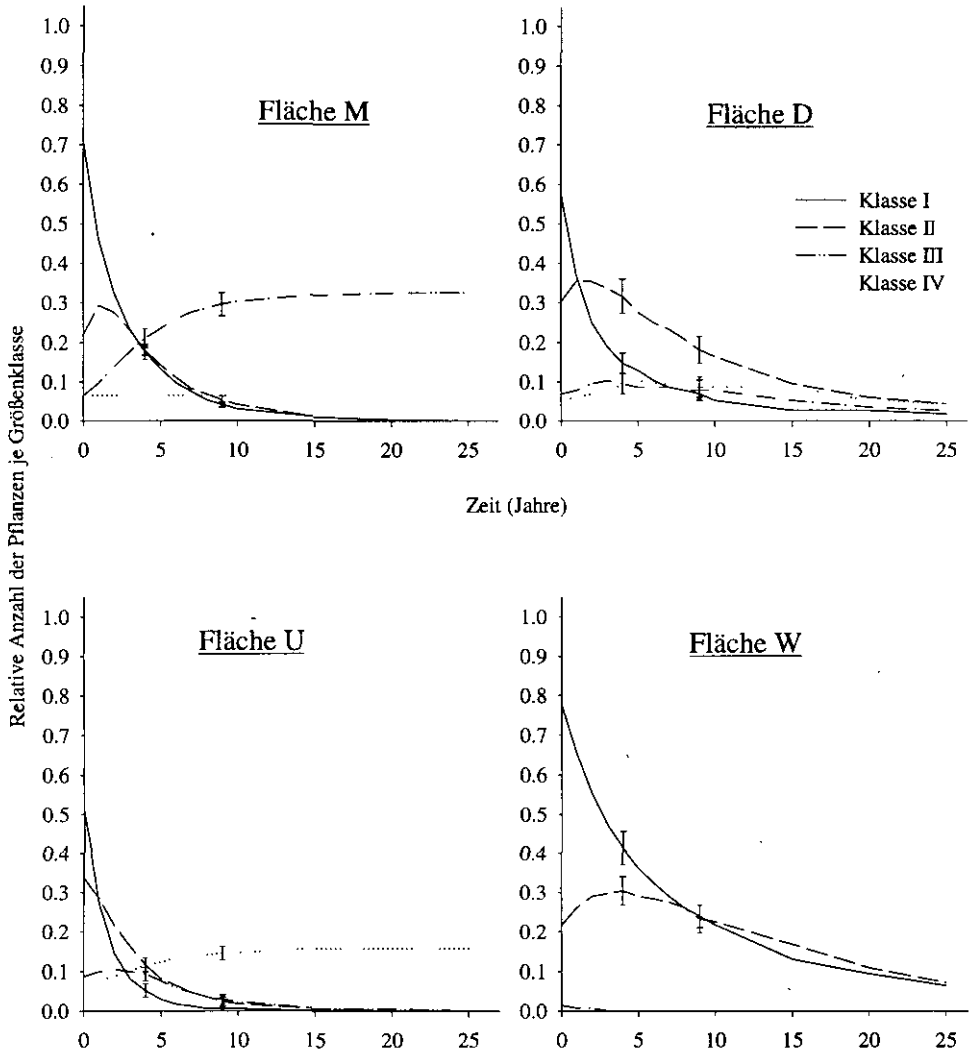


Abb. 2: Modellsimulation der Entwicklung des relativen Anteils von Pflanzen der Größenklassen I . . . IV unter Zugrundelegung der Wahrscheinlichkeiten von Abb. 1. Die Ordinatenwerte beziehen sich auf die jeweilige Gesamtzahl der Pflanzen auf den 4 Flächen zum Versuchsbeginn 1994 (Fläche M - 439 Pflanzen, Fläche D - 116 Pflanzen, Fläche U - 161 Pflanzen, Fläche W - 138 Pflanzen). Die Kurven mitteln über 20 Simulationsläufe.

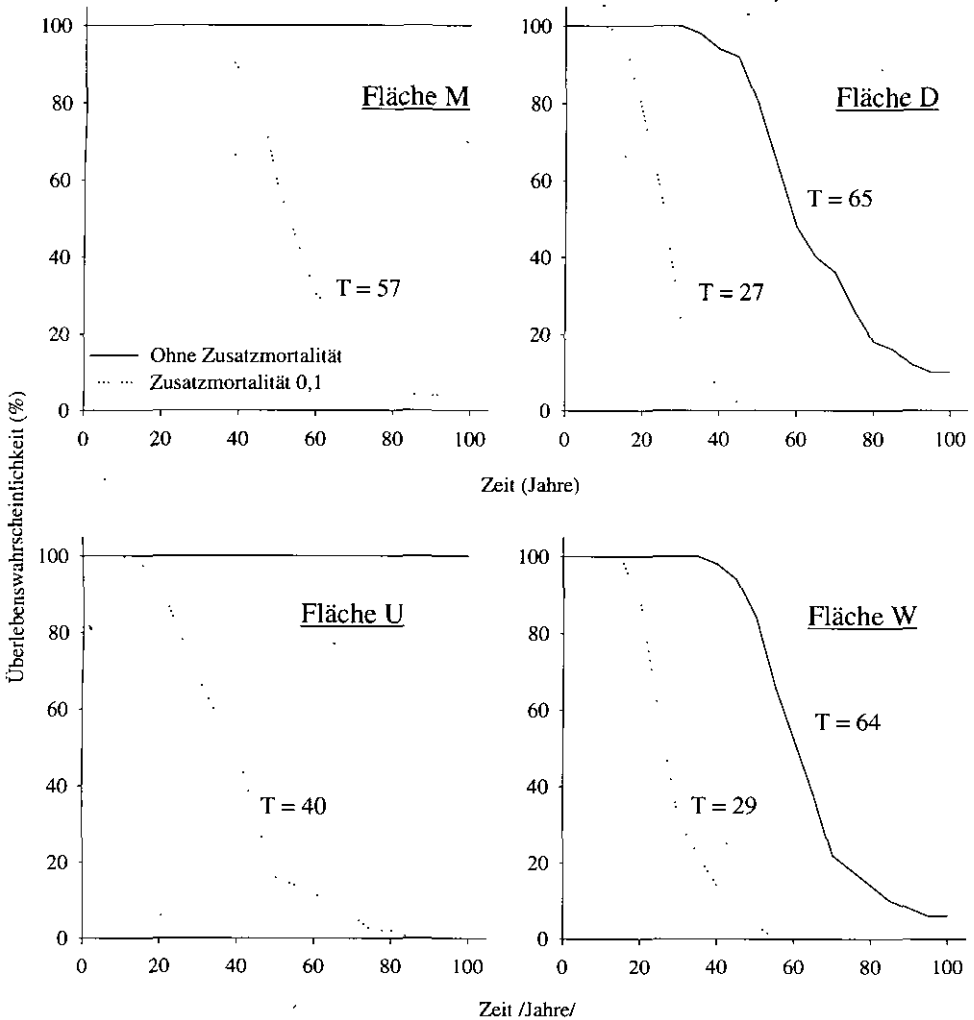


Abb. 3: Überlebenswahrscheinlichkeiten und mittlere Überlebenszeiten T für die Populationen auf den 4 Versuchsflächen. In Simulationen mit den Wahrscheinlichkeiten aus Abb. 1 (bzw. mit einer zusätzlichen Mortalität von 0,1 pro Jahresschritt) wurde die Entwicklung von Populationen bis zum Aussterben der Population verfolgt (max. 100 Jahre, 50 Wiederholungen). Die Überlebenskurven wurden aus den Aussterbezeitpunkten konstruiert.

3. Ergebnisse:

Die Simulationsergebnisse zur Größenklassenentwicklung der 4 Populationen sind in Abb. 2 dargestellt. Zu Beginn des Simulationszeitraums überwogen auf allen Flächen entsprechend der Gesamterhebung 1994 (Abb. 1) die Größenklassen I und II. Auf den Flächen M und U, schwächer auch auf D, ist im Simulationszeitraum eine Verschiebung zugunsten der Größenklassen III und IV festzustellen. Auf den Flächen M und U bleiben

sogar langfristig Populationen aus großen Pflanzen bestehen (Klassen III und IV auf M, Klasse IV auf U). Im Gegensatz dazu zeigt sich auf beiden Flächen für die Größenklassen I und II ein stark abnehmender Trend bis hin zum völligen Verschwinden nach 10 bis 20 Jahren. Auf Fläche D weisen alle Größenklassen langfristig einen rückläufigen Trend auf, ebenso auf Fläche W. Dort verschwindet die Größenklasse III bereits innerhalb kürzester Zeit, während Pflanzen der Klasse IV von vornherein nicht auf der Fläche existierten.

Geht man von einer zusätzlichen Mortalität von 0,1 (= 10 %) pro Jahresschritt pro Größenklasse aus, sind die Größenklassen I und II in den Flächen M und U bereits nach rund 10 Jahren verschwunden, in den Flächen F und W nach rund 20 Jahren. Große Individuen mit mehr als 5 Trieben scheinen länger vorhanden zu bleiben (z.B. in den Flächen M und U ca. 40 Jahre); allerdings sterben nun auch diese Populationen langfristig, im Gegensatz zur Entwicklung in Abb. 2, gänzlich aus.

Eine Berücksichtigung von jeweils einem erfolgreichen Keimling pro Jahr und pro Fläche hatte keinen Einfluß auf die Populationsentwicklung.

Legt man die Wahrscheinlichkeiten von Abb. 1 den Rechnungen zum Überleben von Populationen zugrunde (Abb. 3, durchgezogene Linie), so ergibt sich ein Bild parallel zu den Entwicklungssimulationen von Abb. 2. Da die Größenklassen III und IV auf M sowie IV auf U gemäß Stichprobenuntersuchung keiner Mortalität unterliegen, bleiben in den Simulationen Populationen aus Pflanzen dieser Größenklassen permanent bestehen. Auch auf D und W beträgt die mittlere Überlebenszeit immerhin noch mehr als 60 Jahre. Die Einbeziehung einer Zusatzmortalität von 0,1 pro Jahresschritt lässt die Populationen auf allen Flächen aussterben (Abb. 3, gepunktete Linie), mit deutlich verkürzter mittlerer Überlebenszeit.

4. Diskussion:

Das Ziel unserer Modellierung war es, gegenwärtige Erkenntnisse für Aussagen zur künftigen Populationsentwicklung zu nutzen.

Wir müssen zwischen der Prognose im engeren Sinne ("forecasting") und einer Projektion oder Trendanalyse ("projection") unterscheiden (CASWELL 1989). Eine Prognose versucht (mit mehr oder weniger großer Wahrscheinlichkeit) auszusagen, was tatsächlich passieren wird. Sie benötigt umfassende Kenntnisse über innere Regulationsfaktoren und die Einwirkung äußerer Bedingungen. Die Projektion hat ein bescheideneres Ziel: sie gibt an, was passieren würde, wenn die gegenwärtigen Bedingungen auch in Zukunft unverändert blieben. Sie sagt also eher etwas über den momentanen Zustand der Population und dessen Konsequenzen aus als über Gegebenheiten in Vergangenheit und Zukunft.

Die hier verwendeten Matrixmodelle sind ein einfaches Werkzeug für eine Projektion. Sie sind dem Umfang und den Beschränkungen der vorhandenen Kenntnisse angemessen: kleine Stichproben ohne Wiederholungen, geringe Zahl von Pflanzen in den Größenklassen III und IV sowie eine sehr kleine Zahl von untersuchten Jahresschritten.

Die Simulationsresultate, d.h. die Projektion der Erkenntnisse aus den Stichprobenerhebungen in die Zukunft, könnten für das Schicksal der untersuchten Populationen auf den ersten Blick durchaus optimistisch stimmen (Standardkurven in Abb. 2 und 3). Auf den Flächen M und U sollte langfristig eine Population aus großen, möglicherweise überalterten Individuen überdauern, während kleine Pflanzen rasch verschwinden. Auch auf den Flächen D und W sollte man noch mit einer Überlebenschance der Populationen von mehreren Jahrzehnten rechnen.

Die Wirklichkeit sieht jedoch bereits jetzt anders aus. Für 1998 liegen zwar keine Gesamterhebungen vor, aber das Schicksal der Stichprobenindividuen war auf den Flächen M, D und W untersucht worden (Aufnahmen von R. Unterasinger). Im Mittel war der ursprüngliche Bestand auf 30 % (M und D) bzw. sogar auf 8 % (W) reduziert. Die verbleibenden Pflanzen gehörten fast ausschließlich zu den Größenklassen I und II. Das bedeutet

aber nicht, dass vor allem kleine Pflanzen überlebt haben, sondern eher, dass Pflanzen aus den Klassen III und IV ihre Größe reduziert haben. In den Graphiken von Abb. 1 kommen also Übergänge von größeren in kleinere Klassen hinzu, die von den ursprünglichen Stichprobenanalysen nicht aufgezeigt worden waren. Es ist nach den Ursachen für diese deutliche Diskrepanz zwischen Computerprojektion und Realität zu fragen.

Auf eine Population wirken eine große Zahl unkontrollierbarer, zufälliger (stochastischer) Faktoren ein, deren Auswirkungen man in 3 Gruppen einteilen kann (BEGON et al. 1991): demographische Stochastizität, umweltbedingte Stochastizität und Katastrophen. Die spezifisch demographischen Zufälligkeiten resultieren aus natürlichen Variationen in den Übergangs- und Sterbeprozessen. In mehreren Studien wurde festgestellt, dass sich bei kleinen, isolierten Populationen die demographische Stochastizität sehr drastisch auswirken kann (SHAFFER 1987, SOULÉ 1987, MENGES 1991) und das Aussterberisiko mit der Zeit zunimmt (PRIMACK 1995). Bei großen Populationen mit mehreren hundert Individuen ist das Risiko eher vernachlässigbar (SHAFFER 1987), solange keine anderen Einwirkungen hinzukommen. Demographische Stochastizität wurde bei den Computersimulationen von der Methode her berücksichtigt (s. oben). Jedoch beeinflusste sie bereits die Stichprobendaten, insbesondere bezüglich des Schicksals von Individuen der Größenklassen III und IV. Da offensichtlich deren Mortalität unterschätzt worden war (Abb. 1), wurde in zusätzlichen Simulationen eine höhere Mortalität in allen Klassen angenommen. Die Resultate (gepunktete Linien in Abb. 3) kommen der Realität schon deutlich näher; insbesondere gibt es jetzt keine Populationen mehr, die unbegrenzt überdauern können.

Umweltbedingte Stochastizitäten sind in unserem Falle vor allem Wettereinflüsse und die Einwirkungen der Vegetation auf den Versuchsflächen. Formal ist es möglich, solche Effekte in einem Simulationsmodell zu berücksichtigen: so benötigt man ein Szenarium für den zufällig schwankenden Wetterablauf sowie Annahmen über dessen Auswirkungen auf die Populationsprozesse. In Modellen, die mehr grundsätzliche Fragen klären wollen, ist ein solches Vorgehen durchaus möglich (WINKLER & KLOTZ 1997). Nun sind zwar auch bei uns die wetterbedingten Auswirkungen in den Stichprobendaten enthalten. Doch ist es illusorisch, diese Art von Zufallseffekten aus den Ergebnissen von 2 Jahresschritten herausfiltern und von den demographisch bedingten Fluktuationen trennen zu wollen. Hierzu sind deutlich längere Untersuchungsperioden nötig. Für die Jahre 1994 - 1998 erscheint eine wetterbedingte Stochastizität eher von nachrangiger Bedeutung.

So bleiben vor allem "Katastrophen" zur Erklärung der jüngsten Populationsentwicklung übrig: plötzliche überstarke Einwirkungen und Störungen. Dazu gehören auch schon extreme Wettereinflüsse, und damit ist der Übergang von umweltbedingter Zufälligkeit zu den Katastrophen fließend. Vor allem sind plötzliche Änderungen im Management der Flächen dieser Zufallskategorie zuzuordnen. So wurde beispielsweise die Fläche M ab 1996 nicht mehr gemäht. Diese Änderung der Gesamtbedingungen dürfte zum erheblichen Rückgang der Population um 66 % von 1996 bis 1998 beigetragen haben.

Die Gesamterhebungen 1994 ergaben für alle Populationen zu diesem Zeitpunkt ein starkes Überwiegen von Individuen der Größenklasse I (Abb. 1). Im Lichte der Diskussion zur aktuellen Entwicklung bis 1998 kann man annehmen, dass die Populationen ehemals noch sehr viel größer und dichter waren und dass durch äußere Einwirkungen vor 1994 viele Individuen zwar nicht gänzlich abstarben, aber in ihrer Größe doch deutlich reduziert wurden. Das würde bedeuten, dass wir es auf den Flächen um Relikte überalterter Populationen zu tun haben. Gerade Fläche D zeigt das Schicksal der *Pulsatilla*-Populationen nach Flächenintensivierungen sehr drastisch: bis zum Jahr 1990 war die Fläche ungedüngt, seit dem Zeitpunkt wurde von Jahr zu Jahr intensiver gedüngt. Die Düngung scheint zunächst das vegetative Wachstum und die Blütenbildung stimuliert zu haben (GANAH, unveröff. Daten). Innerhalb kürzester Zeit brach die Population allerdings zusammen und 1998 waren nur noch 29 % der 1994 vorhandenen Individuen übrig (R. UNTERASSINGER, unveröff. Daten).

Eine eher optimistische Deutung des starken Überwiegens von Pflanzen der Größenklasse I in der Erhebung 1994 ist die Annahme, dass es in den Populationen vegetative "Geburtsprozesse" gibt, die durch die Art

der Stichprobenerhebung nicht erfasst worden waren: Fragmentierung von großen Individuen und damit Etablierung von Trieben in größerer Entfernung von der Mutterpflanze, die der Mutterpflanze nicht mehr zugeordnet wurden. Generell können ja klonale Arten über sehr lange Zeiträume hinweg persistieren (STEINGER et al. 1996) und stabile Populationen sind in der Regel für langlebige Arten typisch (FIEDLER 1987, NAULT & GAGNON 1993). Hier müssten genetische Untersuchungen durchgeführt werden, um die Größe der Klone bzw. die Variabilität innerhalb der *Pulsatilla*-Populationen festzustellen. Im Rahmen demographischer Studien ist die individuenbezogene Stichprobenanalyse durch flächenbezogene Stichproben zu ergänzen: durch Registrierung und Kartierung aller Triebe klonaler Pflanzen auf einer bestimmten Fläche könnten versteckte vegetative "Geburtsprozesse" erfasst werden.

Eine Neuetablierung von Individuen über erfolgreiche Keimung und damit eine Verjüngung der Populationen muss außer Betracht bleiben. Keimung scheint nämlich ein seltenes Ereignis zu sein und wurde lediglich in der Fläche M festgestellt (2 Keimlinge im Jahr 1995 und weitere 2 im Jahr 1996). Auch bei *P. vulgaris* wurden kaum Keimlinge festgestellt (WELLS & BARLING 1971). Potentiell wären im Untersuchungsgebiet relativ viele Früchte vorhanden (durchschnittlich 61,5 Früchte pro Pflanze, SCHERER 1998). Tatsächlich war die Fruchtproduktion jedoch nahezu ohne Bedeutung für die Populationserhaltung in den jeweiligen Flächen. Die zunehmende Vergrasung mit *Brachypodium pinnatum* und *B. rupestre* in den unbewirtschafteten Flächen U und W (GANAHL & ERSCHBAMER 1998), die nun seit Auflassung der Mahd auch die Fläche M betrifft, kann als ernsthafte Gefährdung für *P. oenipontana* und die Kalkmagerrasenarten im allgemeinen betrachtet werden (BOBBINK & WILLEMS 1987, 1988, WILLEMS 1990). Im dichten Grasfilz fehlen Keimstellen bzw. Schutzstellen für die Etablierung von Jungpflanzen. Simulationen zeigten außerdem, dass, gemessen an der großen Anzahl von Pflanzen, die jedes Jahr absterben, eine erfolgreiche Etablierung von beispielsweise 1 oder 2 Keimlingen pro Jahr und Population demographisch unerheblich ist.

Vergleicht man die Berechnungen des Extinktionsrisikos (ohne Annahme einer Zusatzmortalität) mit den aktuellen Beobachtungen, so stimmt der Trend zur langfristigen Populationserhaltung (wenn auch mit nur kleinen Pflanzen) nur für die Fläche M. In allen übrigen Flächen war das Absterben bereits bis 1998 um ein Vielfaches höher als selbst im Modell mit Zusatzmortalität prognostiziert. Ein rasch einsetzendes Schutz- und Managementprogramm für die Restpopulationen ist daher von höchster Dringlichkeit. *P. oenipontana* zählt zwar laut Tiroler Naturschutzverordnung 1997 zu den gänzlich geschützten Pflanzenarten und ihr Lebensraum wäre an sich gemäß FFH-Richtlinien der EU (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinien: "Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen") ebenfalls geschützt, dennoch hat man es im Bereich der Rumer Bichl bisher nicht für notwendig empfunden, diesen Schutz der Innsbrucker Küchenschelle auch entsprechend zu praktizieren!

Allgemein gilt für Kalkmagerrasen und wohl auch für *P. oenipontana* im besonderen, dass sie nur unter den traditionellen Landnutzungspraktiken bestehen können. Schafbeweidung wird dabei als ideale Managementstrategie betrachtet, um die Artenvielfalt aufrechtzuerhalten (MUNZEL & SCHUMACHER 1991, SCHUMACHER 1992). Leider sind die *P. oenipontana*-Flächen sehr klein und isoliert, sodass die in Deutschland erfolgreich praktizierte Beweidung in Form einer Wanderschäfferei kaum verwirklicht ist, zumal auch die Besitzverhältnisse sehr kompliziert und kleinflächig sind. Für die spezielle Situation hier bietet sich daher eine regelmäßige Mahd im Herbst an. Außerdem muss auf Fläche D die Düngung umgehend eingestellt werden.

Um Populationen von sehr seltenen Arten langfristig zu erhalten, sind Stützungsprogramme (PRIMACK 1995) und künstliche Einbürgerungsversuche (POSCHLOD & TRANKLE 1997) unerlässlich. Ansaatversuche sind allerdings meist nur beschränkt erfolgreich (PRIMACK & MIAO 1992, Versuche von GANAHL, unveröff.). Das Auspflanzen von Individuen, die im Pflanzgarten aus Früchten angezogen werden, scheint die einzige Möglichkeit für ein Wiederansiedlungsprogramm zu sein, wobei die relativ hohen Mortalitätsraten der verpflanzten

Individuen durch entsprechende Pflege im Gelände (v. a. Gießen während der trockensten Zeit in den ersten Monaten nach der Verpflanzung) begrenzt werden könnten.

5. Zusammenfassung:

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, mit Hilfe eines Computer-Simulationsmodells die Populationsentwicklung und die Aussterbewahrscheinlichkeiten für *Pulsatilla oenipontana* zu berechnen. Als Grundlage für die Berechnungen wurden die 1994 - 1996 erhobenen Daten über die Größenklassenentwicklung der Art verwendet. Vier unterschiedlich bewirtschaftete Flächen wurden verglichen: eine gemähte Fläche (M), eine gedüngte, gemähte Fläche (D), eine unbewirtschaftete Fläche (U) und eine verbuschte Fläche (W). Für kleine Individuen (Größenklassen I - II) äußerte sich in allen Flächen ein stark abnehmender Trend bis hin zum völligen Verschwinden nach 10 bis 20 Jahren. Große Individuen (Größenklassen III und IV) scheinen langfristig in den Flächen M und U zu überdauern. Rechnet man jedoch mit einer leicht erhöhten Mortalität, sinkt die mittlere Überlebenszeit der Populationen in allen Flächen auf 15 bis 20 Jahre. Die Wirklichkeit sieht jedoch noch viel dramatischer aus: durchschnittlich reduzierte sich die Populationsgröße von 1994 bis 1998 um 70 %, in Fläche W sogar um 92 %. Maßnahmen zur Erhaltung und Stützung der Populationen sind daher dringend erforderlich, um die Innsbrucker Küchenschelle vor dem Aussterben zu bewahren.

Dank: Bei Herrn Romed Unterasinger möchten wir uns herzlich bedanken für die Aufnahme Daten aus dem Jahre 1998.

6. Literatur:

- AICHELE, D. & H.-W. SCHWEGLER (1957): Die Taxonomie der Gattung *Pulsatilla*. – Feddes Rept. **60** (1-3): 1 - 230.
- BAKKER, J.P. (1989): Nature management by grazing and cutting: on the ecological significance of grazing and cutting regimes applied to former species-rich grassland communities in the Netherlands. – PhD thesis, State Univ. Groningen. Kluwer Acad. Publ., Dordrecht.
- BEGON, M., J.L. HARPER & C.R. TOWNSEND (1991): Ökologie: Individuen, Populationen und Lebensgemeinschaften. – Basel, Birkhäuser, 1024 pp.
- BOBBINK, R. & J.H. WILLEMS (1987): Increasing dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in chalk grasslands: a threat to a species-rich ecosystem. – Biol. Conserv. **40**: 301 - 314.
- (1988): Effects of management and nutrient availability on vegetation structure of chalk grassland. – In: DURING, H.J., M.J.A. WERGER & H.J. WILLEMS (Hrsg.): Diversity and pattern in plant communities. – SPB Academic Publ., The Hague: 183 - 193.
- CASWELL, H. (1989): Matrix population models. – Sinauer Associates Inc., Sunderland Ma., 328 pp.
- DALLA TORRE, K.W. & L. SARNTHEIN v. (1909): Die Farn- und Blütenpflanzen von Tirol, Vorarlberg und Liechtenstein. – Innsbruck.
- FIEDLER, P.L. (1987): Life history and population dynamics of rare and common mariposa lilies (*Calochortus* pursh: Liliaceae). – J. Ecol. **75**: 977 - 995.
- FISCHER, M. & D. MATTHIES (1997): Mating structure and inbreeding and outbreeding depression in the rare plant *Gentianella germanica* (Gentianaceae). – Ann. J. Bot. **84**: 1685 - 1692.
- FISCHER, M. & J. STOCKLIN (1997): Local extinctions of plants in remnants of extensively used calcareous grasslands 1950 - 1985. – Conserv. Biol. **11**: 727 - 737.
- GAMS, H. (1967): Die Küchenschellen 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.
- HAGEMANN, I. (1996): Biosubsistence – a powerful aid to rare plant conservation? – Bocconea **5**: 129 - 136.
- HILLIER, S.H., D.W.H. WALTON & D.A. WELLS (1990) (Hrsg.): Calcareous grasslands – ecology and management. – Bluntisham Books, Bluntisham.

- HOLDEREGGER, R. (1997): Intrapopulation size structure of the monocarpic species *Saxifraga nutata* and its relationship to succession. – *Flora* **192**: 151 - 156.
- HOLZNER, W., E. HORVATIC, E. KÖLLNER, E. KÖPPL, W. KÖPPL, M. POKORNY, E. SCHARFETTER, G. SCHRAMAYR & M. STRUDL (1986): Österreichischer Trockenrasenkatalog. – Grüne Reihe d. Bundesminist. f. Gesundheit u. Umweltschutz. Bd. 6. 1. Aufl. Druck- u. Verlagshaus Styria, Graz, 380 pp.
- IRIONDO, J.M. (1996): The survey and modelling of small plant populations as a basis for developing conservation strategies. – *Boccone* **5**: 151 - 157.
- KAULE, G. (1991): Arten- und Biotopschutz. ~ Ulmer, Stuttgart. 461 pp.
- KRATOCHWIL, A. (1988a): Morphologische Änderungen im Blütenbereich in der Ontogenie von *Pulsatilla vulgaris* Mill. und ihre Bedeutung bei der Sippenabgrenzung. – *Bautinia* **9**: 15 - 36.
- (1988b): Zur Bestäubungsstrategie von *Pulsatilla vulgaris* Mill. – *Flora* **181**: 261 - 324.
- (1991): Blüten-/Blütenbesucher-Konexe: Aspekte der Co-Evolution, der Co-Phänologie und der Biogeographie aus dem Blickwinkel unterschiedlicher Komplexitätsstufen. – *Annali di Botanica*, Vol. **11**: 43 - 108.
- MENGES, E.S. (1990): Population viability analysis for an endangered plant. – *Conserv. Biol.* **4**: 52 - 62.
- (1991): The application of minimum viable population theory to plants. – In: FALK, D.A. & K.E. HOLSINGER (Hrsg.): Genetics and conservation of rare plants. Oxford Univ. Press, New York: 45 - 61.
- MENGES, E.S. & R.W. DOLAN (1998): Demographic viability of populations of *Silene regia* in midwestern prairies: relationships with fire management, genetic variation, geographic location, population size and isolation. – *J. Ecol.* **86**: 63 - 78.
- MUNZEL, M. & W. SCHUMACHER (1991): Regeneration und Erhaltung von Kalkmagerrasen durch Schafbeweidung am Beispiel der "Alendorfer Kalktriften" bei Blankenheim/Eifel. – *Schr.reihe Forsch. u. Berat.* **B 41**: 27 - 48.
- NAULT, A. & D. GAGNON (1993): Ramet demography of *Allium tricoccum*, a spring ephemeral, perennial forest herb. – *J. Ecol.* **81**: 101 - 119.
- NIKLFELD, H. (1986): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. – Grüne Reihe d. Bundesminist. f. Gesundheit u. Umweltschutz, Bd. 5, 1. Aufl. F. Berger & Söhne GmbH, Horn, 207 pp.
- OOSTERMEIER, J.G.B., M.L. BRUGMAN, E.R. DE BOER & J.C.M. DEN NUIS (1996): Temporal and spatial demographic variation in the rare perennial plant species *Gentiana pneumonanthe*. – *J. Ecol.* **84**: 153 - 166.
- OOSTERMEIER, J.G.B., R. VAN'T VEER & J.C.M. DEN NUIS (1994): Population structure of the rare, long-lived perennial *Gentiana pneumonanthe* in relation to vegetation and management in the Netherlands. – *J. Appl. Ecol.* **31**: 428 - 438.
- PÉREZ DE LA VEGA, M. & P. GARCÍA (1997). Genetic structure of self-pollinating species: the case of wild *Avena*. – *Boccone* **7**: 141 - 152.
- PILS, G. (1994): Die Wiesen Oberösterreichs. – Hrsg.: Forschungsinstitut für Umweltinformatik, 1. Aufl., Linz, 355 pp.
- POSCHLOD, P., S. KIEFER, U. TRÄNKLE, S. FISCHER & S. BOVN (1998): Plant species richness in calcareous grasslands as affected by dispersability in space and time. – *Appl. Veg. Sci.* **1**: 75 - 90.
- POSCHLOD, P. & U. TRÄNKLE (1997): Steinbrüche und Folgenutzung. Naturschutz – Perspektive oder Konflikt? – In: OSCHLOD, P., U. TRÄNKLE, J. BÖHMER & H. RAHMANN (Hrsg.) Steinbrüche und Naturschutz. Sukzession und Renaturierung. Ecomed, Landsberg: V - XV.
- POTT, R. (1996): Die Entwicklungsgeschichte und Verbreitung xerothermer Vegetationseinheiten in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen. – *Tuexenia* **16**: 337 - 369.
- PRIMACK, R.B. (1995): Naturschutzbiologie. – Aus dem Engl. übers.: RASCHKE, I. & A. HELD (dt. Übers., Hrsg. MATTHIES D. & M. REICH), Spektrum Akad. Verl., Heidelberg, 713 pp.
- PRIMACK, R.B. & S.L. MIAO (1992): Dispersal can limit local plant distribution. – *Conserv. Biol.* **6**: 513 - 519.
- SCHERER, H. (1998): Wachstumsraten ausgewählter Arten und Diasporenbank von Halbtrockenrasen. – Diplomarbeit Univ. Innsbruck.
- SCHUMACHER, W. (1992): Schutz und Pflege von Magerrasen. – Botanik u. Natursch. in Hessen. Beih. **4**: 19 - 39.
- SHAFFER, M.L. (1987): Minimum viable populations: coping with uncertainty. – In: SOULÉ, M.E. (Hrsg.) Viable Populations for Conservation: Cambridge Univ. Press, Cambridge: 69 - 86.
- SILVERTOWN, J.W. & J. LOVETT DOUST (1992): Introduction to plant population biology. – Blackwell, Oxford, 210 pp.
- SOULÉ, M.E. (1987) (Hrsg.): Viable populations for conservation. – Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- STEINGER, T., Ch. KÖRNER & B. SCHMID (1996): Long-term persistence in a changing climate: DNA analysis suggests very old ages of alpine *Carex curvula*. – *Oecologia* **105**: 94 - 99.
- TEMPLETON, A.R. (1986): Coadaptation and outbreeding depression. – In: SOULÉ, M.E. (Hrsg.) Conservation biology: the science of scarcity and diversity. Sinauer, Sunderland, MA: 105 - 116.
- VOELTER-HEDEKE, L. (1955): Das Problem der Artgrenzen bei *Pulsatilla vulgaris*. – *Feddes Repert.* **57**: 101 - 155.

- WELLS, T.C.E. & D.M. BARLING (1971): Biological flora of the British isles. *Pulsatilla vulgaris* Mill. – *J. Ecol.* **59**: 275 - 292.
- WILLEMS, J.H. (1982). Phytosociological and geographical survey of Mesobromion communities in Western Europe. – *Vegetatio* **48**: 227 - 240.
- (1990). Calcareous grasslands in continental Europe. – In: HILLIER, S.H., D.W.H. WALTON & D.A. WELLS (Hrsg.). Calcareous grasslands – ecology and management. Bluntisham Books, Bluntisham: 3 - 10.
- WINKLER, E. & S. KLOTZ (1997): Long-term control of species abundances in a dry grassland: a spatially explicit model. – *J. Veg. Sci.* **8**: 189 - 198.
- WISSEL, C. & T. STEPHAN (1994): Bewertung des Aussterberisikos und das Minimum-Viable-Population-Konzept. – *Z. Ökologie u. Naturschutz* **3**: 155 - 159.
- ZIMMERMANN, W. 1965. Zur Taxonomie von *Pulsatilla*. IV. Sechs neue Taxa. *Reprint nov. Spec. – Regni veg.* **70**: 144 - 148.
- ZIMMERMANN, W. & D. GRUND (1962): Zur Morphologie und Anatomie von *Pulsatilla*. V. Über den Leitbündelverlauf im Sproß von *Pulsatilla vulgaris*. – *Beitr. Biol. Pfl.* **38**: 1 - 29.
- ZOLLER, H., C. WAGNER & V. FREY (1986): Nutzungsbedingte Veränderungen in Mesobromion-Halbtrockenrasen in der Region Basel – Vergleich 1950 - 1985. – *Abhandlungen, Münster* **48**: 93 - 108.
- ZOLLER, H. & C. WAGNER (1986): Rückgang und Gefährdung von Mesobromion-Arten im Schweizer Jura. – *Veröff. Geobot. Inst. ETH Zurich, Stift. Rübel* **87**: 239 - 259.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

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

Jahr/Year: 1999

Band/Volume: [86](#)

Autor(en)/Author(s): Ganahl Doris, Erschbamer Brigitta, Winkler Eckart

Artikel/Article: [Größenklassendynamik und Aussterbewahrscheinlichkeit von Pulsatilla oenipontana-Populationen. 95-105](#)