

Populationsdynamik des Bodensee-Vergissmeinnichts (*Myosotis rehsteineri*) – eine Dauerflächenuntersuchung 1989-2000

MARKUS PEINTINGER

Kurzfassung

In einer langfristigen Dauerflächenuntersuchung wurde die Populationsdynamik des endemischen Bodensee-Vergissmeinnichts (*Myosotis rehsteineri* WARTM.) untersucht. Es wird der Frage nachgegangen, (1) wie die Individuendichte von Jahr zu Jahr variiert und (2) ob ein Zusammenhang zwischen Populationsdynamik und Wasserstandsschwankungen besteht. Am Bodensee-Untersee wurde eine 4 m² große Dauerfläche eingerichtet, die über 12 Jahre fast alljährlich kontrolliert wurde. Von 1989 bis 2000 wurde die Zahl der Pflanzen jeweils vor und nach der Überschwemmung im Sommer erfasst und die Wachstumsrate während des Sommers berechnet. Die Pflanzendichte variierte beträchtlich zwischen 1 und 371 Individuen pro m²; ein klarer Trend wurde langfristig jedoch nicht beobachtet. Die Wachstumsrate ging mit der Überschwemmungsdauer (Anzahl Tage) signifikant zurück. Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass die Populationsdynamik von *Myosotis rehsteineri* durch die Wasserstandsdynamik des Bodensees bestimmt wird. Die daraus resultierenden Folgen für Monitoring und Gefährdung werden diskutiert.

Abstract

Population dynamics of the endemic Forget-me-not *Myosotis rehsteineri* – a permanent plot research 1989-2000

In a long-term study the population dynamics of the amphibious and endemic plant *Myosotis rehsteineri* WARTM. was investigated. I address the question (1) to what extent plant density varied among years and (2) whether the population dynamics was related to water-level fluctuations. At Lake Constance-Untersee a 4 m² permanent plot was established and censused almost in each year. From 1989 to 2000 the number of plants was recorded before and after the flooding and the growth rate during summer was calculated. The plant density varied considerably between 1 and 371 individuals per m² but there was no trend in the long term. However, the growth rate decreased significantly with increasing duration of flooding (number of days). The results show that the population dynamics of *Myosotis rehsteineri* was mainly determined by water-level fluctuations. The consequences for monitoring and for conservation of the endangered species are discussed.

Autor

Dr. MARKUS PEINTINGER, Arbeitsgruppe Bodenseeufer (AGBU), Güttinger Str. 8/1, D-78315 Radolfzell, E-Mail: peinti@t-online.de

Einleitung

In Mitteleuropa gibt es vergleichsweise wenige endemische Pflanzenarten. An den Kiesufern des Bodensees kommen jedoch mehrere Sippen vor, die als Glazialrelikte gedeutet werden (LANG 1967, 1968) und deren Verbreitungsschwerpunkte am Bodensee liegen. *Saxifraga oppositifolia* L. subsp. *amphibia* (SÜND.) BRAUN-BLANQ. ist leider seit den 1970er Jahren ausgestorben (THOMAS et al. 1986). *Armeria purpurea* KOCH existiert am Bodensee nur noch mit wenigen Pflanzen in Kultur (DIENST & STRANG 2002, 2003). *Myosotis rehsteineri* WARTM. und *Deschampsia littoralis* (GAUDIN) REUT. sind ebenfalls stark zurückgegangen (THOMAS et al. 1986, DIENST et al. 2004); es existieren nur noch wenige und zumeist kleine Populationen. Den Ländern Österreich, Schweiz und Deutschland kommt daher eine besondere Verantwortung beim Schutz dieser beiden Arten zu.

Myosotis rehsteineri wächst als amphibische Pflanze in der oberen Uferzone (Eulitoral) des Bodensees (LANG 1967, 1973, PEINTINGER 1995). Während des Sommers sind die niederwüchsigen Pflanzen komplett überschwemmt. Wie bei fast allen amphibischen Pflanzen erfolgt die Reproduktion im nicht überschwemmten Zustand (HUTCHINSON 1975). Damit in Zusammenhang stehen die starken Populationsschwankungen von *M. rehsteineri*. Vor allem in Niedrigwasserjahren nimmt die Individuenzahl schnell zu, nach extremen Hochwassern ist dagegen ein drastischer Rückgang zu beobachten (PEINTINGER et al. 1997, TRAXLER 1998, VON BRACKEL 2001a, DIENST & STRANG 1999, 2002, GRABHER et al. 2006).

In dieser Arbeit werden die Ergebnisse einer langfristigen Untersuchung zur Populationsdynamik von *Myosotis rehsteineri* in einer Dauerfläche am Bodensee-Untersee dargestellt. Obwohl nur auf einer relativ kleinen Fläche durchgeführt, ergänzen die Ergebnisse die zuvor erwähnten Dauerflächen-Untersuchungen. Es handelt sich zudem um die einzige Untersuchung, bei der die Individuendichte (Anzahl Individuen pro Fläche) kontinuierlich über 12 Jahre hinweg gezählt wurde und dies zweimal im Jahr – vor und nach der sommerlichen Überflutung.

Ziel dieser Veröffentlichung ist es, Ausmaß und mögliche Ursachen der Populationsdynamik von *Myosotis rehsteineri* zu untersuchen. Es wird der Frage nachgegangen, wie die Individuendichte variiert, und ob die Überschwemmungsdauer die Populationsdynamik der Art beeinflusst.

Biologie von *Myosotis rehsteineri*

Myosotis rehsteineri (Boraginaceae) gehört zu der *M. scorpioides*-Gruppe (GRAU & MERXMÜLLER 1972) und kommt endemisch an wenigen Seen der Voralpen vor. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt heute am Bodensee (LANG 1967, STRANG & DIENST 1995, PEINTINGER 1996, DIENST et al. 2004), nachdem die Vorkommen am Genfer See seit über hundert Jahren erloschen sind. Ein kleines

Vorkommen existiert außerdem am Starnberger See (BRESINSKY & GRAU 1963, FURRER 2005). Aktuelle Vorkommen aus den Südalpen sind nicht bekannt (FURRER 2005).

Myosotis rehsteineri kommt auf Kiesuffern (pleistozäne Schotter) mit wenig Bewuchs vor und ist Charakterart der von OBERDORFER (1957) beschriebenen Strandschmielen-Gesellschaft *Deschampsietum rhenanae* (OBERDORFER & DIERSSEN 1977). Die Art wächst zusammen mit *Deschampsia littoralis* (GAUDIN) REUT., *Littorella uniflora* (L.) ASCH., *Ranunculus reptans* L. und *Agrostis stolonifera* L. s.str. (LANG 1967, 1973, THOMAS et al. 1986, PEINTINGER 1995, DIENST & STRANG 1999). Der Bodensee ist der einzige große Voralpensee mit noch weitgehend natürlichen Wasserstandsschwankungen. Der Wasserstand fluktuiert durchschnittlich um zwei Meter (DIENST 1994, LUFT & VIESER 1990). Die Höchststände werden im Juni oder Juli erreicht. Somit werden die Arten der Strandschmielen-Gesellschaft während des Sommers komplett überflutet.

Myosotis rehsteineri ist mehrjährig (Hemikryptophyt) und blüht im März/April, noch bevor der Wasserstand deutlich ansteigt. In Jahren mit früh ansteigendem Wasserstand fällt die Produktion der Samen komplett aus, da diese nur im emersenen Zustand ausreifen. Die rosettenförmigen Pflanzen bilden jedoch zahlreiche Tochter-Ro-

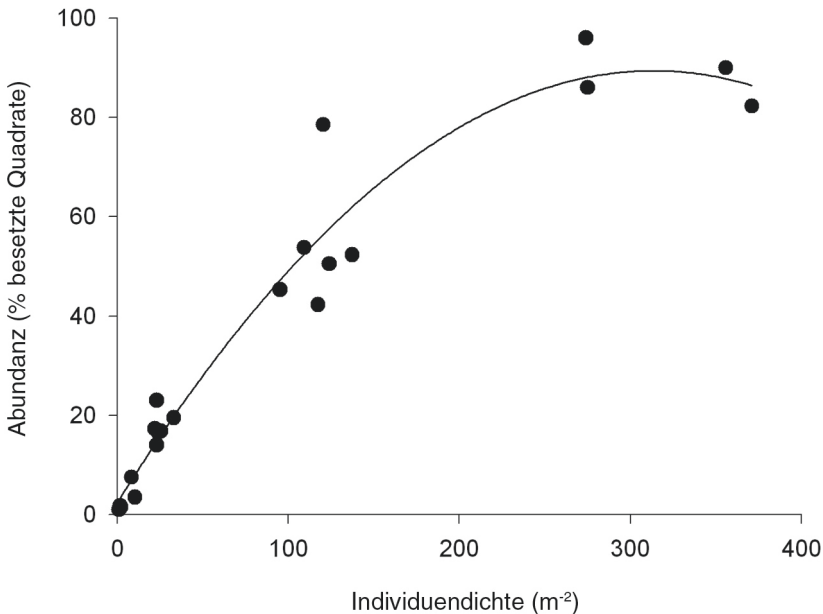


Abbildung 1. Zusammenhang (quadratische Regression) zwischen Abundanz (Prozentsatz besetzter zu gesamter Anzahl 100 cm² großer Kleinquadrate) und der Individuendichte von *Myosotis rehsteineri* in einer 4 m² großen Dauerfläche mit n = 400 Kleinquadraten.

setzen wie auch bis 10 cm lange oberirdische Ausläufer (PEINTINGER 1996).

Material und Methode

Die untersuchte Population befindet sich am Ufer des Bodensee-Untersees zwischen Allensbach und Markelfingen (MTB 8220/3, 400 m NN, Baden-Württemberg). Zwischen 1989 und 2000 wurde die Anzahl der Pflanzen auf einer 1 m x 4 m großen Dauerfläche jeweils vor (April-Mai) und nach der Überschwemmung (September-Dezember) erfasst. Als Individuendichte wird hier die Anzahl Pflanzen (blühend und nichtblühend) pro 1 m² verstanden.

Um die Individuen besser zählen zu können, wurde die Dauerfläche mit Hilfe eines Frequenzrahmens in 400 Quadrate à 100 cm² unterteilt. Somit konnte neben der Individuendichte auch die Abundanz von *M. rehsteineri* bestimmt werden als Prozent besetzter Quadrate. Der Vergleich beider Methoden zeigt jedoch, dass die Zahlenwerte eng miteinander korreliert waren (Abb. 1), wobei allerdings bei zunehmender Individuendichte die Abundanz nicht mehr weiter stieg, weil fast alle Kleinquadrate besetzt waren. Da die Verwendung der Abundanz bei allen hier dargestellten Analysen zu sehr ähnlichen Ergebnissen geführt hatte, wurden diese hier nicht weiter dargestellt.

Zwischen 1989 und 1990 kam es zu einem starken Anwachsen der Individuendichte. Um die Etablierung der Keimlinge genauer zu dokumentieren, wurde die Position der Pflanzen mit dem Frequenzrahmen kartiert. Hierbei wurde zwischen blühenden und nicht blühenden Pflanzen sowie Jungpflanzen (eine Rosette, Blattlänge < 0.5 cm) unterschieden.

Um den Einfluss des Wasserstandes auf die Populationsdynamik zu analysieren, wurde eine lineare Regression zwischen der Wachstumsrate im Sommerhalbjahr und der Überschwemmungsdauer berechnet. Ausgehend von einem exponentiellen Wachstum errechnet sich die Wachstumsrate für das Jahr i als $r_i = \log_{10}(n_{i, \text{Herbst}} / n_{i, \text{Frühjahr}})$, wobei $n_{i, \text{Herbst}}$ die Individuendichte im Herbst nach dem Hochwasser und $n_{i, \text{Frühjahr}}$ die im Frühjahr darstellt. Im Gegensatz zur Individuendichte ist die Wachstumsrate zeitlich nicht auto-korreliert. Die Voraussetzungen parametrischer Tests sind somit nicht verletzt (DIGGLE 1990). Die Überschwemmungsdauer wurde definiert als die Anzahl der Tage, an denen der Pegelwert über 360 cm lag (Pegel Konstanz, Daten der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg). Das entspricht der Höhe, bei der die Mitte der Dauerfläche überschwemmt wurde. Aufgrund extrem hoher Wasserstände konnte im Herbst 1998 und im Frühjahr 1999 die Individuendichte nicht ermittelt werden. Deswegen musste die Analyse



Abbildung 2. Zeitliche Veränderung der Individuendichte von *Myosotis rehsteineri* (Anzahl Pflanzen pro 1 m²) von 1989 bis 1999 (Frühjahr: Individuendichte vor und Herbst: Individuendichte nach der jährlichen Überschwemmung); Fragezeichen: Daten für Herbst 1998 und Frühjahr 1999 sind nicht verfügbar.

der Wachstumsrate für den Zeitraum zwischen Frühjahr 1998 und Herbst 1999 berechnet werden. Für die Überschwemmungsdauer wurde für diese beiden Jahre der Mittelwert gebildet. Da es sich bei dem Wert von 1998/1999 offensichtlich um einen „Ausreißer“ handelt, wurden die Regressionsanalyse nochmals ohne diesen Wert durchgeführt.

Ergebnisse

Die Individuendichte von *Myosotis rehsteineri* schwankte beträchtlich (Abb. 2) und lag zwischen einer Pflanze (Frühling 2001) und 371 Pflanzen pro 1 m² (Herbst 1992). Sie stieg zwischen 1989 und 1991 exponentiell an und blieb dann bis zum Frühjahr 1993 konstant. Während des Sommers 1993 brach der Bestand dramatisch ein. Nur noch 8 % der im Frühjahr 1993 vorhandenen Pflanzen konnten im Herbst 1993 festgestellt werden. Danach blieb die Abundanz auf niedrigem Niveau. Erst im Sommer 1996 wurde wieder ein Anstieg der Individuendichte beobachtet. Im Herbst 1998

und Frühjahr 1999 konnte die Individuendichte nicht geschätzt werden, da die Dauerfläche ständig überflutet war. Nach dem Hochwasser 1999 ging der Bestand ebenfalls wieder drastisch zurück. Nur noch rund 2 % der im Frühjahr 1998 vorhandenen Pflanzen konnten im Herbst 1999 festgestellt werden.

Wie Abb. 2 zeigt, wies die Individuendichte keinen zeitlichen linearen Trend auf. Sowohl zu Beginn als auch am Ende des Untersuchungszeitraums kamen nur wenige Pflanzen vor.

Bemerkenswert ist, dass über das Winterhalbjahr (Vergleich Frühjahr mit Herbst des vorausgegangenen Jahres) nie Rückgänge beobachtet wurden, die im Ausmaß denen im Sommer entsprachen. Offensichtlich war die Mortalität in der kalten Jahreszeit eher gering.

Die Dauerfläche wurde in jedem Jahr überschwemmt; die Dauer variierte jedoch zwischen 19 und 151 Tagen (Durchschnitt: 85,6 Tage). Die Wachstumsrate von *Myosotis rehsteineri* ging mit steigender Überschwemmungsdauer zurück, bzw. wurde ab einem Wert von über 100 Tagen

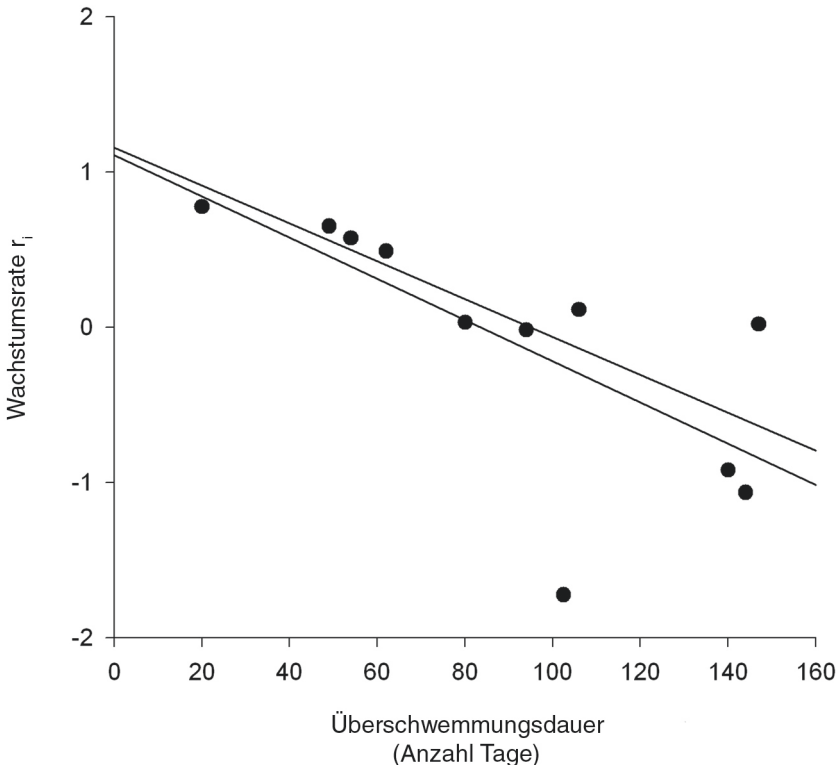


Abbildung 3. Zusammenhang zwischen Populationswachstum von *Myosotis rehsteineri* (s. Methodenteil) und der Überschwemmungsdauer gemessen als Anzahl Tage.

negativ (Abb. 3, Regressionsanalyse: $F_{1,9} = 8,6$; $p < 0,05$; $r^2 = 0,43$). Ohne den Wert für 1998/99 erhöhte sich sogar der Varianzanteil, der durch die lineare Regression erklärt wurde ($F_{1,8} = 23,3$; $p < 0,001$; $r^2 = 0,71$).

Die detailliertere Untersuchung zwischen 1989 und 1990 zeigte, dass sich etablierte Pflanzen durch Bildung von Tochterrosetten stark vermehrten, beim raschen Populationsanstieg aber die Vermehrung über Keimlinge wichtig wurde (Abb. 4). Sowohl im Oktober 1989 als auch im Frühjahr 1990 konnten sich zahlreiche Jungpflanzen etablieren. Einige Pflanzen, die am 18.10.1989 noch nicht vorhanden waren, blühten am 3.4.1990. *Myosotis rehsteineri* konnte sich also in rund fünf Monaten – über die kalte Jahreszeit hinweg – von der Keimung bis zur ersten Blüte entwickeln.

Diskussion

1 Populationsdynamik

Die vorliegende Untersuchung dokumentiert die ausgeprägte Populationsdynamik von *Myosotis rehsteineri*. Die Untersuchung einer weiteren Population bei Hegne (MTB 8220/4, ebenfalls am Untersee) kommt zu ähnlichen Ergebnissen (DIENST & STRANG 2002). Dort wurde die Zahl der Blütenstände in einem Transekt entlang des Ufergradienten ausgezählt. Wie in dieser Arbeit wurden hohe Werte 1991 und 1997, niedrige hingegen 1993 und 1994 festgestellt. Die Untersuchung belegt zudem, wie sich während der Niedrigwasserjahre die Population seeseitig in die tieferen Uferbereiche verlagert (s. auch PEINTINGER et al. 1996). Da die Bestandserfassung nicht jedes Jahr durchgeführt werden konnte, haben die Autoren aber Rückgänge nach den Hochwasserjahren 1987, 1993 und 1999 weniger deutlich dokumentieren können. Eine Zunahme von *M. rehsteineri* zwischen 1996 und 1998 und ein drastischer Rückgang nach dem Hochwasser 1999 belegt auch VON BRACKEL (2001a) in seiner Transekt-Untersuchung am bayerischen Bodenseeufer. Diese Vergleiche zeigen, dass die Populationsdynamik an verschiedenen Orten des Bodensees ähnlich verlief.

Bisher haben sich nur wenige Untersuchungen mit der Populationsdynamik von amphibischen Pflanzen beschäftigt (SZEMJA 1994a, b, PEINTINGER et al. 2007). Nach Kenntnis des Autors ist dies eine der wenigen Studien, die einen statistischen Zusammenhang zwischen Wachstumsrate und Überschwemmungsdauer für amphibi-

sche Pflanzen belegt. Der drastische Rückgang bei längeren Überschwemmungsphasen zeigte, dass *Myosotis rehsteineri* nicht so gut an Überflutung angepasst ist, wie man aufgrund der amphibischen Lebensweise vermuten könnte und dies bei *Littorella uniflora* und *Ranunculus reptans* der Fall ist (PEINTINGER et al. 2007). Allerdings wuchsen die Pflanzen bei Überflutung durchaus weiter und bildeten deutlich länger gestielte Rosetten (ca. 1-2 cm Länge), die dann im Wasser fluteten. Bei Überschwemmung wird eine Verlängerung von Stängeln und Blattstielen bei etlichen Sumpfpflanzen beobachtet und durch das Pflanzenhormon Ethylen induziert (BLOM & VOESENEK 1996, MOMMER & VISSER 2005). Im nicht überschwemmten Zustand wurden derart lange Stiele nie beobachtet. Auch von der nah verwandten Art *Myosotis scorpioides* L. ist bekannt, dass sie im überfluteten Zustand durchaus Photosynthese betreiben kann, wenn auch mit geringeren Raten als im nicht überschwemmten Zustand (NIELSEN 1993). Folgende Gründe, die sich gegenseitig nicht ausschließen, könnten die hohe Mortalitätsrate nach extrem langer Überflutung erklären:

1. Die Verfügbarkeit von CO_2 ist im Wasser deutlich reduziert (NIELSEN 1993). Bei langer Überflutung könnte dies zum „Verhungern“ der Pflanzen führen.
2. Beschattung durch epiphytische Algen könnte die Photosynthese-Rate weiter reduzieren, wie dies für andere amphibische Pflanzen wie *Littorella uniflora* (L.) ASCH. und *Lobelia dortmanna* L. gezeigt wurde (SAND-JENSEN & SONDERGAARD 1981, SAND-JENSEN & BORUM 1984).
3. Bei lang andauernder Überschwemmung steigt das Risiko für mechanische Schäden, z.B. durch Wellenschlag.

In Jahren mit geringer Überschwemmungsdauer kommt es erstaunlich schnell wieder zu einem Anstieg der Individuendichte (s. auch DIENST & STRANG 2002). Von der Keimung bis zur ersten Blüte dauert die Entwicklung weniger als ein halbes Jahr. So kam es zwischen 1989 und 1990 zu einer schnellen Zunahme der Individuendichte. Die Etablierung von Pflanzen durch Samen, die sich offenbar noch in der Samenbank befanden, war in dieser Zeit besonders bedeutsam (Abb. 4). Die vegetative Vermehrung hingegen dürfte vor allem in Hochwasser-Jahren bedeutend sein, wenn die Pflanzen nicht blühen bzw. die Samen nicht ausreifen können.

Eine Fernausbreitung von *Myosotis rehsteineri* mit Samen dürfte nur sehr selten erfolgen, da

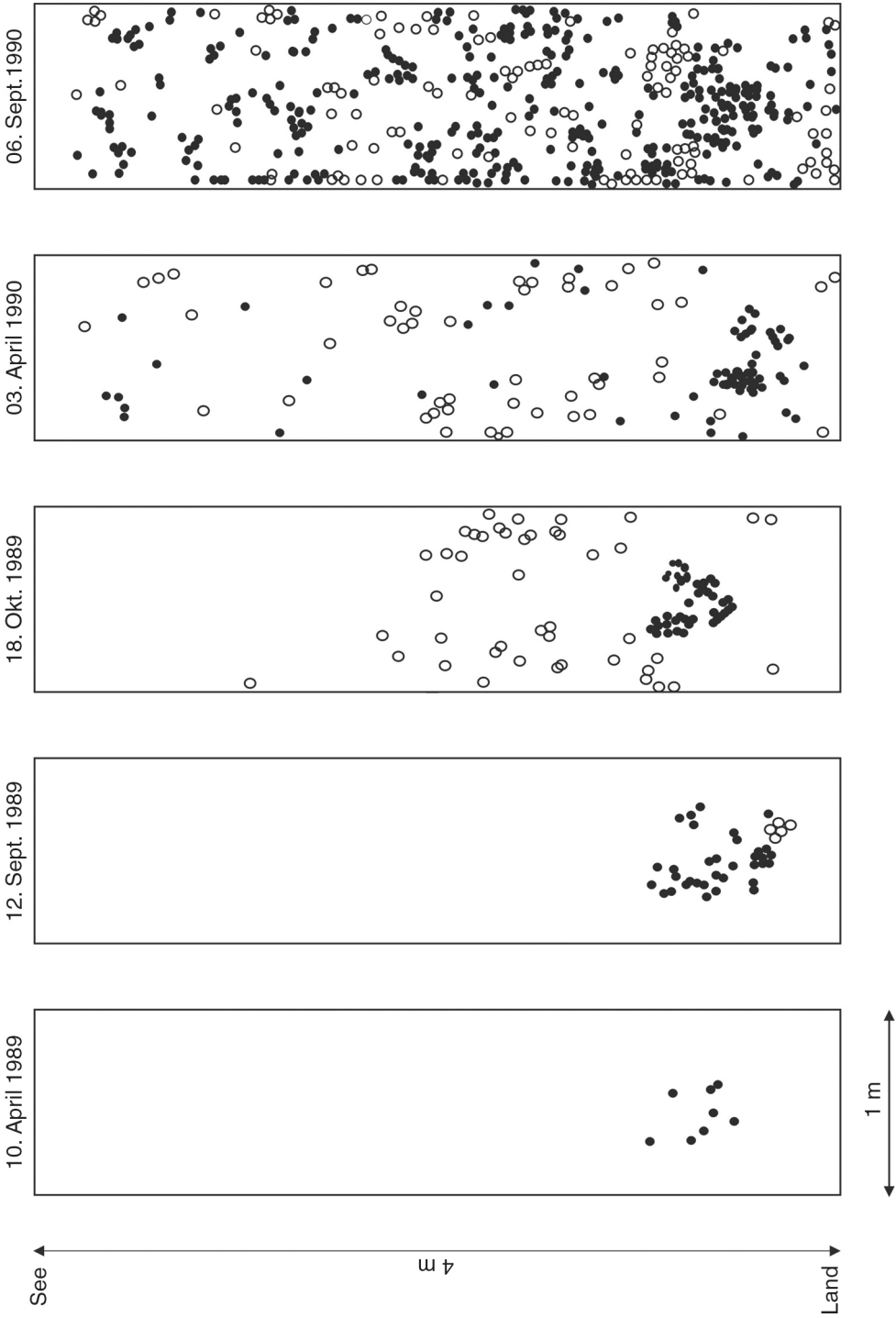


Abbildung 4. Populationsdynamik von *Myosotis rehsteineri* zwischen April 1989 und September 1990 (volle Kreise: adulte Pflanzen; leere Kreise Keimlinge).

diese schwer und nicht schwimmfähig sind. Hingegen könnten die beobachteten flutenden Rosetten bei Überschwemmungen zur Fernausbreitung beitragen. Sie brechen leicht ab und werden dann ans Ufer gespült, wie dies in den Jahren 1993 und 1999 beobachtet wurde. Ein Teil der an den Spülsaum geschwemmten Pflanzen wurzelte und trieb neu aus. Von 41 im September 1993 markierten angeschwemmten Pflanzen überlebten immerhin 16 (ca. 40%) bis zum März 1994. Auch für *Ranunculus reptans* wird angenommen, dass sich diese Art durch losgerissene Pflanzen über größere Distanzen ausbreiten kann. Dies würde auch die geringe genetische Differenzierung zwischen den Populationen erklären (FISCHER et al. 2000).

2 Monitoring von *Myosotis rehsteineri*

In der FFH-Richtlinie der Europäischen Union wird *M. rehsteineri* in Anhang II genannt (SSYMANEK et al. 1998). Es handelt sich somit um eine der Arten, für deren Erhalt besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen. Damit verbunden ist ein Monitoring bzw. eine Berichtspflicht über den Erhaltungszustand der Art (SSYMANEK et al. 1998). Die starke Schwankung der Populationsgröße hat jedoch Konsequenzen für ein sinnvolles Monitoring. Wie VON BRACKEL (2001b) richtig feststellt, müsste die Erfassung jährlich durchgeführt werden. Ein Monitoring der Bestände nur alle 5 bis 6 Jahre könnte zu einem falschen Bild des Gefährdungsgrades führen. Wäre in dieser Untersuchung die Individuendichte nur in den Jahren 1989, 1994 und 1999 erfasst worden, wäre der Bestandsentwicklung negativ beurteilt worden, da die Jahre mit hohen Individuendichten gefehlt hätten (s. Abb. 4). Auch die schnelle Wiederzunahme von *M. rehsteineri* nach „Katastrophenjahren“ wäre nicht erkannt worden.

Die hier verwandte Methode der Individuenzählung scheint adäquat für die Bestandserfassung von *M. rehsteineri* zu sein. Auch die einfache Erfassung der Abundanzschätzung mittels Frequenzrahmens scheint ausreichend genau. Beide Methoden haben im Vergleich zur Schätzung des Deckungsgrades den Vorteil, dass sie auch bei Bearbeiterwechsel reproduzierbar sind. Da die Abundanzschätzung mittels Frequenzrahmen keineswegs sehr arbeitsaufwendig ist, ist sie Deckungsgradschätzungen vorzuziehen, wie sie VON BRACKEL (2001b) empfohlen hat. Eine Schätzung der Anzahl von Blütenständen (DIENST & STRANG 1999; VON BRACKEL 2001b) ergibt zusätzlich einen groben Überblick über die Größe der

Gesamtpopulation. Der Anteil blühender Pflanzen dürfte von Jahr zu Jahr aber stark variieren. Im Handbuch zur Erstellung von Pflege- und Entwicklungsplänen für die Natura 2000-Gebiete in Baden-Württemberg wird von der LfU (2003) vorgeschlagen, den Zustand der Population anhand der (1) Größe, (2) Isolation und (3) Alterstruktur und Fertilität der Population zu beurteilen. Angesichts der starken Populationsschwankungen ist das letztgenannte Kriterium nicht unproblematisch. Ein hoher Anteil (> 90%) fruchtender Pflanzen wird als „gut“ für eine Population betrachtet. Gerade aber eine anwachsende Population nach einer Niedrigwasserphase zeichnet sich dadurch aus, dass ein hoher Anteil junger und nicht blühender Pflanzen vorhanden ist. Die Fertilität ist daher kein gutes Kriterium für den „Zustand“ einer Population von *M. rehsteineri*.

3 Gefährdung von *Myosotis rehsteineri*

Am Bodensee waren es neben der direkten Uferverbauung vor allem die Folgen der Eutrophierung, die zum Rückgang von *Myosotis rehsteineri* geführt hatten. Starkes Wachstum von Fadenalgen und Ablagerung von reichlich Schwemmgut führten direkt zum Absterben der Pflanzen. Durch den Bau von Kläranlagen und Verwendung von phosphatfreien Waschmitteln liegt der Phosphatgehalt im Pelagial nach Vollzirkulation am Bodensee-Obersee heute wieder unter dem Wert von 20 µg/l (IGKB 2004). Der höchste Wert wurde 1979 mit 87 µg/l festgestellt (am kleineren und flacheren Untersee dürfte die Phosphatkonzentration noch etwas höher liegen). Als Folge der Oligotrophisierung ging auch im Litoral die Produktivität zurück. Die Abundanz makrophytischer Grünalgen („Fadenalgen“) am Ufer nahm zwischen 1978 und 1993 wieder ab (SCHMIEDER 1998). Dieser Trend hatte in den darauf folgenden Jahren sicher noch angehalten; Untersuchungen hierüber liegen aber nicht vor. Autochtones Algenwachstum direkt in den *M. rehsteineri*-Beständen war noch zu Beginn der 1980er Jahre häufig, ist heute jedoch nur noch von geringer Bedeutung. Auch die Menge an Schwemmgut hat deutlich abgenommen (SCHMIEDER & PIER 2000, zur Situation 1981-83 s. OSTENDORP 1992). Damit hat sicherlich eine der Hauptursachen für den Rückgang von *M. rehsteineri* an Bedeutung verloren. Dennoch bestehen für die bestehenden Vorkommen eventuell neue Gefährdungsfaktoren:

1. Unvorhersagbare Umweltfluktuationen können zum erhöhten Aussterberisiko führen, besonders

in kleinen Populationen, da zufällige Ereignisse an Bedeutung gewinnen (SOULÉ 1987). Im Falle von *M. rehsteineri* sind daher die natürlichen Wasserstandschwankungen des Bodensees eine Gefährdung kleiner gewordenener Populationen. Aber auch die Ablagerung von Treibgut (Holz) aus dem Alpenrhein am östlichen Bodenseeufer ist eine Gefährdungsursache (TRAXLER 1998, VON BRACKEL 2001a).

2. Veränderung der Niederschlagsverhältnisse, wie sie sich nördlich der Alpen andeuten (SCHMIDL et al. 2002), könnten zu Veränderung der Bodensee-Wasserstände führen. Zwar ist der mittlere Wasserstand in den letzten 180 Jahre gesunken (LUFT & VIESER 1990, JÖHNK et al. 2004). Doch die Zunahme gerade der Herbst- oder Winter-Niederschläge könnte zu einer früheren und längeren Überschwemmung im Frühjahr führen. Als Folge könnte *Myosotis rehsteineri* weniger Samen bilden, die Etablierung neuer Pflanzen wäre verringert und die Mortalitätsrate von adulten Pflanzen läge höher.

Dank

Der Autor dankt der Erich Oberdorfer-Stiftung für finanzielle Unterstützung und M. DIENST, W. OSTENDORP und G. PHILIPPI für Hinweise und Kritik.

Literatur

- BLOM, C.W.P.M. & VOESENEK, L.A.C.J. (1996): Flooding: the survival strategies of plants. – *Trends Ecol. Evol.*, **11**: 290-295.
- BRACKEL, W. VON (2001a): Das Bodensee-Vergissmeinnicht (*Myosotis rehsteineri*) am bayerischen Bodenseeufer. Beobachtungen an den Strandrasen 1995 bis 2001. – *Jahrb. Ver. Schutz Bergwelt*, **66**: 109-125.
- BRACKEL, W. VON (2001b): Bodensee-Vergissmeinnicht (*Myosotis rehsteineri*). In: FARTMANN, T., GUNNEMANN, H., SALM, P. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.): Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. – *Angew. Landschaftsökol.*, **42**: 119-123.
- BRESINSKY, A. (1965): Zur Kenntnis des circumalpinen Florenelementes im Vorland nördlich der Alpen. – *Ber. Bayer. Bot. Ges.*, **38**: 5-67.
- BRESINSKY, A. & GRAU, J. (1963): *Myosotis rehsteineri* Wartm. am Starnberger See. – *Ber. Bayer. Bot. Ges.*, **36**: 64.
- DIENST, M. (1994): Die Wasserstände des Bodensee-Obersees von 1893 bis 1992. – *Schriften Ver. Gesch. Bodensee*, **112**: 147-162.
- DIENST, M. & STRANG, I. (1999): Zum Zustand des Deschampsietum rhenanae am Bodensee. – *Mitt. bad. Landesver. Naturk. Naturschutz*, N.F. **17**: 389-402.
- DIENST, M. & STRANG, I. (2002): Endemische Strandrasen-Arten des Bodensees: *Deschampsia littoralis*, *Myosotis rehsteineri* und *Armeria purpurea* – Untersuchungen, Pflege- und Schutzmaßnahmen. – *Schriften. Vegetationskde.*, **36**: 91-97.
- DIENST, M. & STRANG, I. (2003): Verschollen geglaubte Ried-Grasnelke (*Armeria „purpurea“*) des Bodensees wieder gefunden. – *Ber. Bot. Arbeitsgem. Südwestdeutschland*, **2**: 116-117.
- DIENST, M., STRANG, I. & PEINTINGER, M. (2004): Entdeckung und Verlust botanischer Raritäten am Bodenseeufer – das Leiner-Herbar und die Strandrasen. – *Ber. Bot. Arbeitsgem. Südwestdeutschland*, Beiheft **1**: 209-230.
- DIGGLE, P.J. (1990): Time series. A Biostatistical Introduction. – 257 S., Oxford (Clarendon Press).
- FISCHER, M., HUSI, R., PRATI, D., PEINTINGER, M., VAN KLEUNEN, M. & SCHMID, B. (2000): RAPD variation among and within small and large populations of the rare clonal plant *Ranunculus reptans* (Ranunculaceae). – *Am. J. Bot.*, **87**: 1128-1137.
- FURRER, C. (2005): Das Bodensee-Vergissmeinnicht (*Myosotis rehsteineri*) und seine nächsten Verwandten – morphologischer Vergleich und molekulare Analysen. – 50 S.; unveröff. Diplomarbeit, Institut für Systematische Botanik, Universität Zürich.
- GRABHER, M., LOACKER, I. & ASCHAUER, M. (2006): Bestandsentwicklung der Strandschmielen-Gesellschaft (*Deschampsietum rhenanae* OBERDORFER 1957) am Mehrerauer Seeufer in Bregenz von 2003 bis 2005. – *Vorarlberger Naturschau*, **19**: 65-84.
- GRAU, J. & MERXMÜLLER, H. (1972): *Myosotis* L. – In: TUTIN, T.G. et al. (eds.): *Flora Europaea*, vol. **3**. Cambridge Univ. Press. Cambridge: 11-17.
- HUTCHINSON, G.E. (1975): A treatise on limnology. Vol. **3**. *Limnological Botany*. – Wiley; New York, 660 S.
- IGKB (2004): Der Bodensee: Zustand – Fakten – Perspektiven. – 177 S.; Bregenz (Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee).
- JÖHNK, K., STRAILE, D. & OSTENDORP, W. (2004): Water level variability and trends in Lake Constance in the light of the 1999 centennial flood. – *Limnologica*, **34**: 15-21.
- LANG, G. (1967): Die Ufervegetation des westlichen Bodenseegebietes. – *Arch. Hydrobiol., Suppl.* **32**: 437-574.
- LANG, G. (1968): Vegetationsveränderungen am Bodenseeufer in den letzten hundert Jahren. – *Schriften. Ver. Gesch. Bodensee*, **86**: 295-319.
- LANG, G. (1973): Die Vegetation des westlichen Bodenseegebietes. – *Pflanzensoziologie*, **17**: 451 S.; Fischer (Jena).
- LFU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (2003): Handbuch zur Erstellung von Pflege- und Entwicklungsplänen für die Natura 2000-Gebiete in Baden-Württemberg. – *Naturschutz Praxis*, Natura 2000; Karlsruhe.
- LUFT, G. & VIESER, H. (1990): Veränderungen der Bodenseewasserstände von 1887 bis 1987. – *Dtsch. Gewässerk. Mitt.*, **34**: 146-156.

- MOMMER, L. & VISSER, E.J.W. (2005): Underwater photosynthesis in flooded terrestrial plants: a matter of leaf plasticity. – *Ann. Bot.*, **98**: 581-589.
- NIELSEN, S.L. (1993): A comparison of aerial and submerged photosynthesis in some Danish amphibious plants. – *Aquat. Bot.*, **45**: 27-40.
- OBERDORFER, E. (1957): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. – *Pflanzensoziologie*, **10**: 1-564.
- OBERDORFER, E. & DIERSSEN, K. (1977): Klasse Littorelletea Br.-Bl. et Tx. 43. – In: OBERDORFER, E. (Hrsg.): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil 1: 182-192; Stuttgart (Fischer).
- OSTENDORP, W. (1992): Shoreline algal wash as factor in reed decline in Lake-Constance-Untersee. – *Hydrobiologia*, **242**: 165-174.
- PEINTINGER, M. (1995): Die Strandschmielengesellschaft (*Deschampsietum rhenanae* OBERDORFER 1957) im westlichen Bodenseegebiet – ein Vergleich von Vegetationsaufnahmen 1959 und 1993. – *Carolinea*, **53**: 67-74.
- PEINTINGER, M. (1996): *Myosotis* L. 1753, Vergißmeinnicht. – In: SEBALD, O., SEYBOLD, S., PHILIPPI, G. & WÖRZ, A. (Hrsg.): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 5: 110 – 122; Stuttgart (Ulmer).
- PEINTINGER, M., STRANG, I., DIENST, M. & MAYER, C. (1997): Veränderungen der gefährdeten Strandschmielengesellschaft am Bodensee zwischen 1989 und 1994. – *Z. Ökol. Naturschutz*, **6**: 75-81.
- PEINTINGER, M., PRATI, D. & WINKLER, E. (2007): Water-level fluctuations and dynamics of amphibious plants at Lake Constance: long-term study and simulation. – *Persp. Plant Ecol. Evol. Syst.*, **8**: 179-196.
- SAND-JENSEN, K. & SØNDERGAARD, M. (1981): Phytoplankton and epiphyte development and their shading effect on submerged macrophytes in lakes of different nutrient status. – *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.*, **66**: 529-552.
- SAND-JENSEN, K. & BORUM, J. (1984): Epiphyte shading and its effect on photosynthesis and diet metabolism of *Lobelia dortmanna* L. during the spring bloom in a Danish lake. – *Aquat. Bot.*, **20**: 109-119.
- SCHMIDL, J., SCHMUTZ, CH., FREI, CH., WANNER, H. & SCHAR, CH. (2002): Mesoscale precipitation variability in the region of the European Alps during the 20th century. – *Intern. J. Climat.*, **22**: 1049-1074.
- SCHMIEDER, K. (1998): Submerse Makrophyten der Littoralzone des Bodensees. – *Ber. Intern. Gewässerschutzkomm. Bodensee*, **46**: 1-169.
- SCHMIEDER, K. & A. PIER (2000): Lakeside reed border characteristics at Lake Constance (Untersee): A comparison between the years 1981-1983 and 1994. – *Wetlands Ecol. Manag.*, **8**: 435-445.
- SOULÉ, M. (Hrsg.) (1987): Viable populations for conservation. – 189 S.; Cambridge (University Press).
- SSYMANK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, CH., SCHRÖDER, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (74/409/EWG). – 560 S.; Münster (Landwirtschaftsverlag).
- STRANG, I. & DIENST, M. (1995): Zur Ökologie und aktuellen Verbreitung der Strandschmielengesellschaft (*Deschampsietum rhenanae*) am Bodensee. – *Schriften Ver. Geschichte Bodensee*, **113**: 175-196.
- SZMEJA, J. (1994a): Effect of disturbances and interspecific competition in isoetid populations. – *Aquat. Bot.* **48**: 225-238.
- SZMEJA, J. (1994b): Dynamics of the abundance and spatial organisation of isoetid populations in an oligotrophic lake. – *Aquat. Bot.*, **49**: 19-32.
- THOMAS, P., DIENST, M., PEINTINGER, M. & BUCHWALD, R. (1987): Die Strandrasen des Bodensees (*Deschampsietum rhenanae* und *Littorello-Eleocharitetum acicularis*). Verbreitung, Ökologie, Gefährdung und Schutzmaßnahmen. – *Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württ.*, **62**: 325-346.
- TRAXLER, A. (1998): Monitoring der Strandrasen am österreichischen Bodenseeuferr. – In: TRAXLER, A. (Hrsg.): *Handbuch des Vegetationsökologischen Monitorings. Methoden, Praxis, angewandte Projekte*, Teil B: Österreichisches Dauerflächenregister: 62-67; Wien (Umweltbundesamt).