Originalarbeiten

Zeitschrift für ÖKOLOGIE und NATURSCHUTZ
GUSTAV FISCHER

Veränderung der gefährdeten Strandschmielengesellschaft am Bodensee zwischen 1989 und 1994

Markus Peintinger, Irene Strang, Michael Dienst und Christine Meyer

From 1989–1994 we investigated the abundance dynamics of four rare and four widespread species in ten permanent plots in an endangered lakeshore community of Lake Constance (Deschampsietum rhenanae). The abundance of both groups increased over time. However, the abundance of widespread species increased more strongly than of rare species. Widespread species increased in both lakeside and landside parts of the shore. In contrast, rare species increased in lakeside parts but decreased in landside parts of the shore. The causes of the observed dynamics are not well understood. Therefore, the monitoring should continue to asses if management of the populations is necessary.

Key words: eutrophication, lakeshore community, monitoring, rare species, vegetation dynamics, widespread species.

Einleitung

Die Ufervegetation nährstoffarmer Standorte gehört zu den hochgradig gefährdeten Lebensräumen in Mitteleuropa. Die von Natur aus schon seltenen Bestände gingen durch anthropogene Veränderungen drastisch zurück, vor allem durch Uferverbauung, Versauerung oder Eutrophierung der Gewässer sowie Belastungen aufgrund von starken Freizeitaktivitäten (Dierßen 1981; Korneck & Sukopp 1988; Arts et al. 1989).

Ein Beispiel einer solchen Lebensgemeinschaft ist die Strandschmielengesellschaft (Deschampsietum rhenanae Oberd. 1957). Sie ist in ihrer Verbreitung auf die nährstoffarmen Kiesufer in der Überschwemmungszone (Eulitoral) des Bodensees beschränkt und beherbergt endemische und disjunkt verbreitete Arten. Von ihnen sind Bodensee-Steinbrech (*Saxifraga oppositifolia* L. subsp. *amphibia* (Sünd.) Br.-Bl.) und Riednelke (*Armeria purpurea* Koch) am Bodensee bereits ausgestorben (Thomas et al. 1986; Quinger 1990; Sebald 1992). Die weiteren charakteristischen Arten (Tab. 1) sind stark zurückgegangen und daher extrem bedroht (Thomas et al. 1986; Nebel 1990; Dienst & Weber 1993; Strang & Dienst 1995; Peintinger 1995, 1996a, b). Während eine Gefährdung durch Gewässerversauerung infolge des hohen Bikarbonatgehaltes nicht besteht (Kiefer 1972), werden neben Uferverbauung und Trittbelastung vor allem die indirekten Folgen der Eutrophierung für den Rückgang der Arten der Strandschmielengesellschaft verantwortlich gemacht (Thomas et al. 1986). Einerseits wurden wegen der Nährstoffanreicherung mehr Algenwatten und Schwemmgut produziert, die zu direkten mechanischen Schäden der Strandrasen-Pflanzen geführt haben (vgl. auch Ostendorp 1992). Andererseits könnte eine Nährstoffanreicherung im Sediment Veränderungen der Standortbedingungen verursacht haben. Daraus könnte ein Konkurrenzvorteil von nährstoffbedürftigen Arten folgen mit dem Effekt, daß die seltenen Arten der Strandschmielengesellschaft verdrängt werden.

Seit einigen Jahren ist die Konzentration des primär limitierenden Nährstoffs Phosphat infolge des Ausbaus von Kläranlagen mit einer chemischen Reinigungsstufe im Pelagial wieder rückläufig. So sank der Gesamtphosphatgehalt nach der Vollzirkulation von über 80 µg/l Gesamt-PO_4 im Jahr 1980 auf rund 30 µg/l im Jahr 1990 (Umweltministerium Baden-Württemberg 1992). Als Folge nahm die Primärproduktion im Pelagial ab, und oligotraphente Arten wurden im pelagialen Plankton sowie der Submersvegetation wieder häufiger (Schmieder 1991; Gaedke & Schweizer 1993 und Sommer et al. 1993).

Einer der wesentlichen Gefährdungsfaktoren der Strandschmielengesellschaft scheint somit an Bedeutung zu verlieren, zumal auch die Menge des ans Ufer angeschwemmten Materials zurückging (eigene Beobachtungen). Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist daher, die Dynamik der Strandrasen seit Beginn dieser „Oligotrophierung" zu untersuchen. Grundlage hierfür sind zehn Dauerflächen in Deutschland und der Schweiz, die 1989 und 1994 (teilweise bereits im Herbst des Vorjahres) aufgenommen wurden. Da angenommen wird, daß durch die Eutrophierung gerade häufige, ubiquitäre Arten auf Kosten der seltenen Arten zunehmen (Thomas et al. 1986), wurde hier die Veränderungen von vier seltenen und vier weit verbreiteten Arten untersucht (s. Tab. 1). Als „selten" werden Arten bezeichnet, die auf die Strandschmielengesellschaft

Tab. 1. Übersicht über die untersuchten Pflanzenarten.
[1] Verbreitungsangaben nach Bresinsky (1965); Lang (1967) ; Haeupler & Schönfelder (1988) und Oberdorfer (1990).
[2] Synonym: *Deschampsia rhenana* Gremli.
[3] Synonym: *Carex gracilis* Curt.

Table 1. Investigated plant species.

Gruppe/Arten		Verbreitung[1]
Seltene Arten		
Deschampsia littoralis (Gaudin) Reuter[2]	Strand-Schmiele	endemisch
Myosotis rehsteineri Wartm.	Bodensee-Vergißmeinnicht	endemisch
Littorella uniflora (L.) Aschers.	Strandling	disjunkt/subatlantisch
Ranunculus reptans L.	Ufer-Hahnenfuß	disjunkt/nordisch-circumpolar
Verbreitete Arten		
Agrostis stolonifera L. s. str.	Weißes Straußgras	eurasiatisch
Carex elata All.	Steif-Segge	subatlantisch
Carex acuta L.[3]	Schlanke Segge	eurasiatisch/circumpolar
Phalaris arundinacea L.	Rohrglanzgras	eurasiatisch/circumpolar

beschränkt sind und die eine sehr enge geographische Verbreitung aufweisen. Als „verbreitet" gelten Arten, die im Bodenseegebiet außer in der Strandschmielengesellschaft noch in etlichen weiteren Pflanzengesellschaften vorkommen (Lang 1973) und deren Areal weit über den präalpinen Raum hinausreicht (s. Tab. 1). Da im Eulitoral zudem eine starke räumliche Differenzierung der Vegetation festgellt wurde (Lang 1967), untersuchten wir die Entwicklung auch getrennt für den seeseitigen und landseitigen Bereich des Eulitorals.

Folgende Fragen werden gestellt:

1. Wie veränderten sich die Abundanzen der seltenen Arten im Vergleich zu denen der verbreiteten Arten?

2. Unterscheidet sich die Dynamik im seeseitigen und landseitigen Uferbereich?

Die Strandschmielengesellschaft

Die Strandschmielengesellschaft (Deschampsietum rhenanae Oberd. 1957) ist eine auf den Bodensee beschränkte, niederwüchsige Pflanzengesellschaft der Klasse Littorelletea (Oberdorfer & Dierßen 1977). Ausführlich beschrieben wird sie von Lang (1967, 1973), Thomas et al. (1986) und Peintinger (1995). Die Bestände sind im Eulitoral auf kiesigen, nährstoffarmen Untergrund (pleistozäne Schotter) beschränkt, auf dem Röhrichtarten nur geringe Abundanz aufweisen. Die jahresperiodischen Wasserstandsschwankungen am Bodensee betragen im Durchschnitt zwei Meter (Luft & Vieser 1990; Dienst 1994). Die Strandschmielengesellschaft wird während der Vegetationsperiode zwischen Mai und September 5–21 Wochen pro Jahr überschwemmt (Lang 1967). Dieser im Vergleich zu mitteleuropäischen Flußauen späte Überschwemmungszeitpunkt ist typisch für den Bodensee, dessen Wassereinzugsgebiet zum überwiegenden Teil in den Alpen liegt (Kiefer 1965). Heute ist der Bodensee der einzige größere Voralpensee mit weitgehend natürlicher Wasserstandsdynamik, da er nicht gestaut wird. Im Untersuchungszeitraum 1989 bis 1994 herrschten niedrige Wasserstände vor. Die Pegelwerte lagen überwiegend unter den langjährigen Mittelwerten (vgl. Abb. 1).

Untersuchungsgebiet und Methoden

In zehn Dauer-Transekten wurde im Abstand von vier Jahren die Häufigkeit von vier seltenen Arten und vier häufigen Arten untersucht (s. Tab. 1). Die erste Aufnahme erfolg-

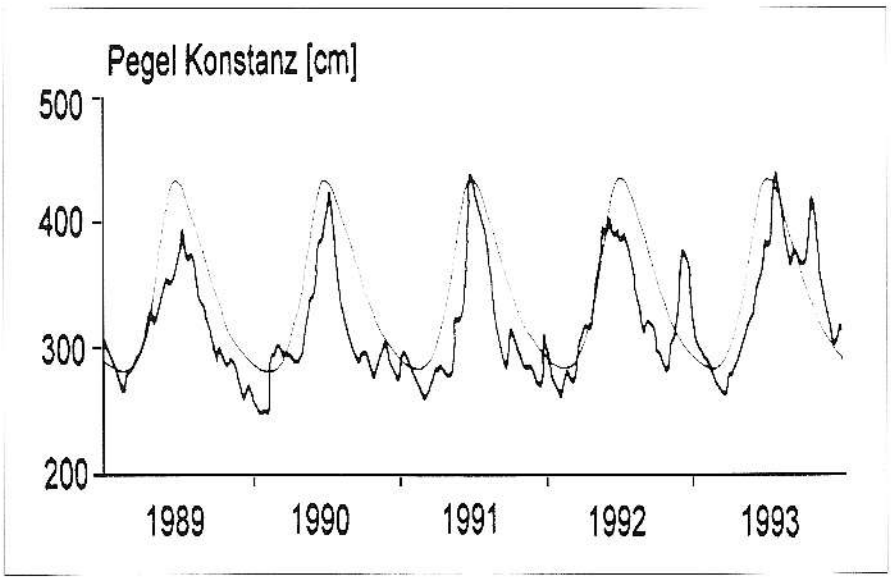

Abb. 1. Wasserstandsganglinie 1989 bis 1994 (dicke Linie) und langjährige Mittelwerte 1943–1992 (dünne Linie); Daten bezogen auf Pegel Konstanz (Quelle: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Gewässerkunde).

Fig. 1. Water level 1989 to 1994 (bold line) and long-term averages 1943–1992 (fine line); data of the water depth gauge in Constance (Source: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg).

Tab. 2. Übersicht über Lage und Länge der Transekte.

Table 2. Situation and length of investigated transects.

Nr.	Ort	Seeteil	Länge
Schweiz			
1	Münsterlingen	Obersee	17 m
2	Güttingen-Soor	Obersee	17 m
3	Güttingen-Soor	Obersee	8 m
4	Glarisegg	Untersee	5 m
5	Mammern	Untersee	13 m
Deutschland			
6	Halbinsel Mettnau bei Radolfzell	Untersee	10 m
7	Zwischen Markelfingen und Allensbach	Untersee	6 m
8	Insel Reichenau/Bibershof	Untersee	31 m
9	Hörnle bei Konstanz	Obersee	15 m
10	Ludwigshafen	Obersee	8 m

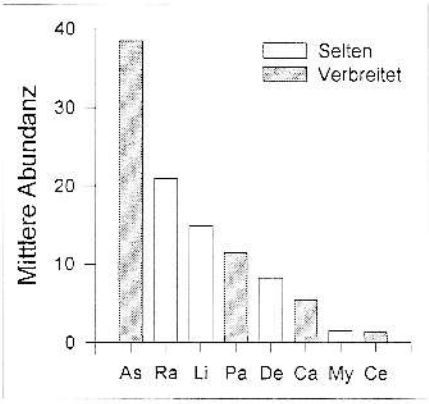

Abb. 3. Rang-Abundanzdiagramm für die acht untersuchten Arten (Mittelwerte der Abundanzen 1989 und 1994 aus zehn Dauertransekten und beiden Transektabschnitten); My: *Myosotis rehsteineri*, De: *Deschampsia littoralis*, Ra: *Ranunculus reptans*, Li: *Littorella uniflora*, As: *Agrostis stolonifera*, Pa: *Phalaris arundinacea*, Ce: *Carex elata*, Ca: *Carex acuta*. Zur Definition der Abundanz siehe Gleichung 1 im Methodenteil.

Fig. 3. Rank-abundance diagram for the eight study species (means of abundances 1989 and 1994 from ten permanent transects including both landside and lakeside parts of transects); My: *Myosotis rehsteineri*, De: *Deschampsia littoralis*, Ra: *Ranunculus reptans*, Li: *Littorella uniflora*, As: *Agrostis stolonifera*, Pa: *Phalaris arundinacea*, Ce: *Carex elata*, Ca: *Carex acuta*. For definition of abundance see equation 1 in the methods section.

te im Frühjahr 1989, die zweite im Frühjahr 1994, bzw. bereits im Herbst 1993 (einfachheitshalber folgend als 1994 bezeichnet). An fünf Orten in Deutschland (Baden-Württemberg) und vier in der Schweiz (Thurgau) wurden insgesamt 10 Transekte eingerichtet (8 Orte je ein Transekt, in Güttingen zwei Transekte, Tab. 2, Abb. 2). Jedes Transekt liegt im rechten Winkel zur Uferlinie, ist einen Meter breit und 6 bis 31 Meter lang. Die Länge richtet sich nach der jeweiligen Uferbreite. Die Transekte wurden in zwei Abschnitte geteilt: in einen landseitigen Uferbereich, der bei Pegelwerten (Konstanz) über 360 cm überschwemmt wird, und einen seeseitigen Bereich, der bereits früher überschwemmt wird.

Die Abundanz der Arten wurde geschätzt, indem die Abschnitte mit einem Frequenzrahmen weiter unterteilt wurden. Erfaßt wurde die Anzahl der Kleinquadrate (10×10 cm), in der eine Art vorkam. Berechnet wurden für jeden Transektabschnitt die Abundanz und die Abundanzänderung.

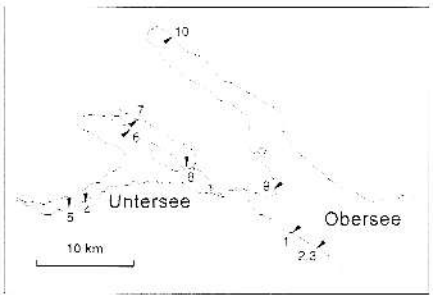

Abb. 2. Lage der untersuchten Dauer-Transekte im westlichen Teil des Bodensees.

Fig. 2. Situtation of the study transects at western Lake Constance.

1. Abundanz f_{ijkt} der Art i im Abschnitt k des Transekts j im Jahr t (1989, 1994):

$$f_{ijkt} = \frac{k_{ijkt}}{n_{jk}} \qquad (1)$$

k_{ijkt}: Anzahl der Kleinquadrate mit Art i im Abschnitt k des Transekts j im Jahr t,

n_{jk}: Anzahl aller Kleinquadrate im Abschnitt k des Transekts j.

Die mittlere Abundanz aus den Jahren 1989 und 1994 ist bei *Agrostis stolonifera* am höchsten, gefolgt von *Littorella uniflora* und *Ranunculus reptans* (Abb. 3). Es zeigt sich, daß die verbreiteten Arten nicht generell häufiger sind als die seltenen Arten. In dieser Arbeit wird daher die Abundanzänderung analysiert.

2. Abundanzänderung r_{ijk} der Art $_i$ im Abschnitt $_k$ des Transekts $_j$:

Die Zu- bzw. Abnahme zwischen 1989 und 1994 wurde wie folgt berechnet:

$$r_{ijk} = \log_{10}\left(\frac{k_{ijk\,1994} + 1}{k_{ijk\,1989} + 1}\right) \qquad (2)$$

Die Werte von r_{ijk} werden negativ, wenn eine Art zurückgeht. Sie werden positiv, wenn eine Zunahme stattfindet. Die Auswertung erfolgt mit Hilfe einer hierarchischen Varianzanalyse. Es ergäben sich bei 10 Transekten mit einer Unterteilung in see- und landseitiger Uferbereich sowie acht Arten insgesamt 160 Kombinationen. Da aber in manchen der Transekte in beiden Jahren keine Pflanzen einer Art vorkamen, ergab sich ein unbalanciertes Design mit tatsächlich 124 besetzten Kombinationen. Als fehlend wird eine Art betrachtet, wenn sie in keinem der beiden Untersuchungsjahre vorkommt. Für Arten hingegen, die in einem der beiden Untersuchungsjahre in einem Transekt nicht vorkamen, gilt für dieses Jahr $f_{ijk} = 0$. Die Varianzanalysetabelle des unbalancierten Designs wurde nach der Regressionsmethode berechnet (s. McCullagh & Nelder 1989). Alle Analysen erfolgten mit dem Statistikprogramm GENSTAT 5.3 (Payne et al. 1993).

Ergebnisse

1. Unterschied zwischen Artengruppen

Insgesamt nahmen beide Artengruppen zu, im seeseiten stärker als im landseitigen Uferbereich ($p < 0{,}001$; Tab. 3). Die verbreiteten Arten nahmen stärker zu als die seltenen Arten ($p < 0{,}01$; Abb. 4). Während erstere sowohl im landwie im seeseitgen Uferbereich zunahmen, gingen die seltenen Arten im oberen Uferbereich sogar zurück. Die Interaktion Artengruppe x Position ist aber nicht signifikant ($F = 1{,}3$; $p > 0{,}30$).

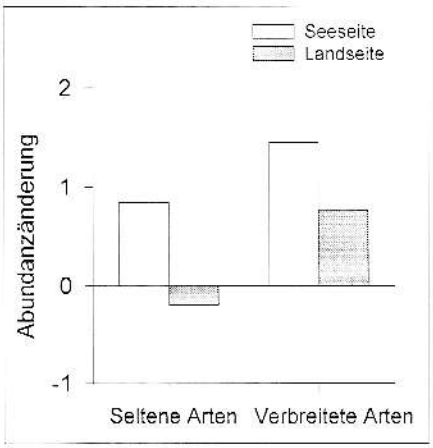

Abb. 4. Abundanzveränderungen von seltenen und verbreiteten Arten im see- und landseitigen Uferbereich. Zur Definiton der Abundanzänderung siehe Gleichung 2 im Methodenteil.

Fig. 4. Abundance changes of rare and widespread species on lakeside and landside parts of the shore. For definition of abundance see equation 2 in the methods section.

2. Unterschiede zwischen Arten

Die einzelnen Arten veränderten ihre Abundanz ebenfalls unterschiedlich stark ($p < 0{,}05$; Tab. 3). Insgesamt nahmen mit Ausnahme von *Myosotis rehsteineri* und *Deschampsia littoralis* alle Arten deutlich zu (Abb. 5). Am stärksten zugenommen hat *Carex acuta* ($r = 1{,}29$), gefolgt von *Agrostis stolonifera* ($r = 1{,}12$) und *Phalaris arundinacea* ($r = 1{,}11$). *Carex elata* ($r = 0{,}54$), *Littoralla uniflora* ($r = 0{,}58$) und *Ranunculus reptans* ($r = 0{,}38$) wiesen geringere Zunahmen auf. Bei *Myosotis rehsteineri* ($r = 0{,}01$) und *Deschampsia littoralis* ($r = 0{,}04$) veränderte sich die Abundanz kaum.

Tab. 3. Hierarchische Varianzanalyse: Abundanzänderung der Arten und Artengruppen in Abhängigkeit von der Lage des Transekts (Ort) und der Position (see- bzw. landseitiger Uferbereich).
Die folgenden Effekte wurden getestet: **Ort** (Lage des Transekts): Fehlerterm Interaktion Ort x Position; **Position** (Unterschiede zwischen see- und landseitigen Uferbereich der Transekte): Fehlerterm Interaktion Ort x Position;
Artengruppe (Unterschied zwischen seltenen und verbreiteten Arten): Fehlerterm Arten; **Interaktion Position x Artengruppe** (unterschiedliche Abundanzänderung der Artengruppe im see- und landseitigen Uferbereich): Fehlerterm Interaktion Position x Arten; **Arten und Interaktion Position x Arten** (Unterschiede zwischen Arten, bzw. deren räumlichen Abhängigkeit): Fehlerterm Fehler des Gesamtmodells.
Signifikanzniveau: * $p < 0{,}05$; ** $p < 0{,}01$; *** $p < 0{,}001$; FG: Freiheitsgrad; SQ: Summe der Abweichungsquadrate; F: F-Wert.

Tab. 3. Nested ANOVA of abundance changes of species and species group (rare and widespread species): the effect of site and position (lakeside vs. landside parts of the transects).
The following effects were tested: **Site** (situation of transects): error term site by position interaction; **Position** (lakeside vs. landside parts of the transects): error term site by position interaction; **Species group** (rare vs. widespread species): error term species; **Position by species group interaction:** error term position by species interaction; **Species and position by species interaction**: error term residuals.
Significance levels: * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$; FG: degree of freedom; SQ: sum of squares; F: F-ratio.

Varianzherkunft	FG	SQ	F
Ort	9	10,08	1,1
Position	1	23,00	23,0 ***
Ort x Position	9	9,06	–
Artengruppe	1	17,86	18,6 **
Position x Artengruppe	1	1,22	0,6
Arten (innerhalb Artengruppe)	6	5,77	2,3 *
Position x Arten (innerhalb Artengr.)	6	13,22	5,2 ***
Fehler	90	51,25	

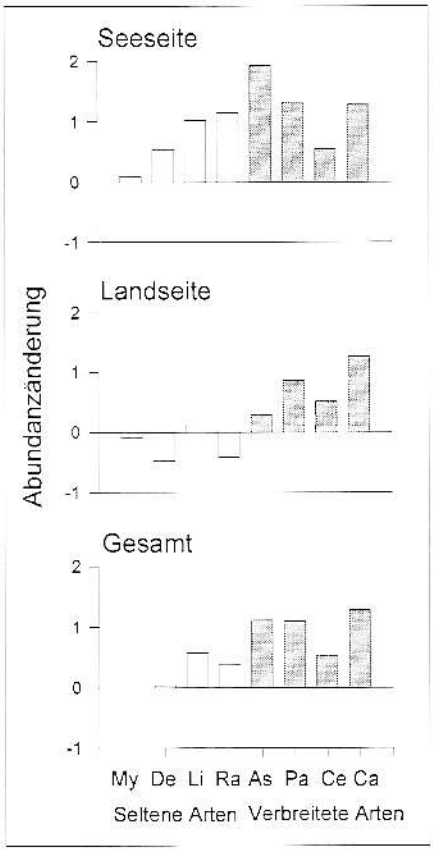

Abb. 5. Abundanzveränderung der acht untersuchten Arten (My: *Myosotis rehsteineri*, De: *Deschampsia littoralis*, Ra: *Ranunculus reptans*, Li: *Littorella uniflora*, As: *Agrostis stolonifera*, Pa: *Phalaris arundinacea*, Ce: *Carex elata*, Ca: *Carex acuta*). Darstellung getrennt für gesamtes Transekt und see- und landseitigen Uferbereich. Zur Definition der Abundanzänderung siehe Gleichung 2 im Methodenteil.

Fig. 5. Abundance changes of the eight study species (My: *Myosotis rehsteineri*, De: *Deschampsia littoralis*, Ra: *Ranunculus reptans*, Li: *Littorella uniflora*, As: *Agrostis stolonifera*, Pa: *Phalaris arundinacea*, Ce: *Carex elata*, Ca: *Carex acuta*). Abundance change is shown for the total transect and for lakeside and landside parts of the transect. For definition of abundance change see equation 2 in the methods section.

Die signifikante Interaktion Position x Art weist darauf hin, daß sich die Arten bezüglich der raumzeitlichen Veränderungen unterscheiden ($p < 0{,}001$). Im seeseitigen Uferbereich nahmen alle Arten zu. Im oberen Uferbereich nahmen mit Ausnahme von *Littorella uniflora* alle seltenen Arten ab, während alle verbreiteten Arten zunahmen.

Diskussion

Die Untersuchung zeigt, daß sich die Strandschmielengesellschaft zwischen 1989 und 1994 deutlich verändert hat, und daß das Maß der Veränderung von der Position im Ufergradienten abhängt. Keineswegs nahmen die verbreiteten Arten generell auf Kosten der seltenen Arten zu. Vielmehr nahmen insgesamt beide Artengruppen zu, die verbreiteten Arten jedoch stärker als die seltenen Arten. Im landseitigen Uferbereich nahmen seltene Arten sogar ab. Die endemischen Arten *Myosotis rehsteineri* und *Deschampsia littoralis* wiesen von allen Arten die geringste Zunahme auf und sind daher immer noch extrem bedroht.

Bei den verbreiteten Arten nahmen mit *Agrostis stolonifera, Phalaris arundinacea* und *Carex acuta* die ausläuferbildenden Arten zu, die horstbildende Segge *Carex elata* dagegen weniger stark. *Carex acuta* wurde vor etwa 35 Jahren am Kiesufer noch nicht nachgewiesen (Lang 1967, 1973). Mittlerweile wurde die Art an vielen Fundorten gefunden (Peintinger 1995). Allerdings ist nicht auszuschließen, daß *Carex acuta* früher übersehen wurde. Sie ist vegetativ leicht mit *Carex elata* zu verwechseln, da diese Seggenart am wellenexponierten Kiesufer keine hochwüchsigen Horste bildet.

Drei Hypothesen erklären die beobachtete Vegetationsveränderung.

1. Die Eutrophierung führt zu einer Anreicherung von Nährstoffen im Ufersediment. Dadurch nehmen die verbreiteten Arten stärker zu als die seltenen Arten, da erstere schnell- und hochwüchsiger sind. Diese Hypothese ist plausibel, doch fehlen Untersuchungen darüber, wie sich die Sedimentchemie mit der Eutrophierung verändert hat. Im Gegensatz zum Pelagial ist es unwahrscheinlich, daß Phosphor den primär limitierenden Nährstoff darstellt. Denn die pleistozänen Schotter, auf denen die Strandschmielengesellschaft vorkommt, sind von Natur aus reich an Phosphat. Vielmehr dürfte Stickstoff auf den Kiesufern limitierend sein. Ein Eintrag von Stickstoff durch verrottendes Schwemmgut (Algen und Wasserpflanzen) während der Eutrophierung erscheint möglich. Gegen diese Hypothese spricht, daß insgesamt nicht nur die verbreiteten, sondern auch die seltenen Arten *Ranunculus reptans* und *Littorella uniflora* zunahmen. Diese sollten jedoch durch die verbreiteten Arten verdrängt worden sein. Für diese Hypothese spricht, daß im landseitigen Uferbereich, wo die verbreiteten Arten die höchste Abundanz haben, die seltenen Arten zurückgegangen sind.

2. Ein Wechsel von niedrigen und hohen Wasserständen führt zu einer Vegetationsdynamik, die reversibel ist (Fluktuation im Sinne von Rabotnov 1974). Für diese Hypothese spricht die Tatsache, daß zwischen 1989 und 1993 überwiegend niedrige Wasserstände herrschten (Abb. 2). Bei nur zwei Untersuchungsjahren ist es schwierig zu beurteilen, ob es sich um reversible oder irreversible Veränderungen handelt. Für *Myosotis rehsteineri* konnte hingegen gezeigt werden, daß die Populationsdynamik von den Wasserstandsverhältnissen abhängt. Das Netto-Wachstum einer Population während acht Jahren war negativ mit der Überschwemmungsdauer korreliert (Peintinger, unveröff. Daten). Ein Rückgang der amphibischen Pflanzen bei lang andauernder Überschwemmung könnte auf geringere CO_2-Konzentrationen im Interstitialwasser, „Beschattung" durch epiphytische Algen und mechanische Belastung zurückzuführen sein (s. Sand-Jensen & Söndergaard 1981; Robe & Griffiths 1990; Nielsen 1993). Die geringere Zunahme der seltenen Arten im landseitigen Bereich könnte darauf zurückzuführen sein, daß es dort zwischen 1989 und 1993 zu trocken war.

3. Beide Artengruppen nehmen wieder zu, weil sich direkte Schädigungen während der Eutrophierung durch Zentimeter hohen Aufwuchs und Ablagerung von Schwemmgut verringerten. Die festgestellte Zunahme wäre somit eine „Wiederherstellung" der Ausgangssituation. Es stellt sich aber dann die Frage, warum seltene Arten weniger stark zunehmen als verbreitete Arten.

Aus Sicht des Naturschutzes ist von Bedeutung, ob die deutlichen Veränderungen anthropogen verursacht sind (Hypothese 1 und 3) oder eine durch den Wasserstand bedingte Dynamik darstellt (Hypothese 2). Keine der drei genannten Hypothesen kann als gesichert gelten. Ein Zusammenwirken der genannten Ursachen scheint zudem wahrscheinlich.

Folgerungen für den Naturschutz

Aus Sicht des Naturschutzes ist die Erhaltung der endemischen und disjunkt verbreiteten Arten eines der wichtigsten Ziele am Bodenseeufer. Da bei dieser Untersuchung eine Zunahme der potentiellen Konkurrenzpflanzen festgestellt wurde, deren Ursache derzeit nicht geklärt werden kann, bleibt als Schutzstrategie das „Prinzip Vorsicht". Bereits seit Mitte der 1980er Jahren werden daher Pflegemaßnahmen durchgeführt, bei denen sowohl das Schwemmgut wie auch einzelne Konkurrenzpflanzen von Hand entfernt wurden. Bei reversiblen Veränderungen wie Fluktuationen aufgrund unterschiedlicher Wasserstandsverhältnisse sollten Pflegemaßnahmen im Prinzip nicht nötig sein, da es sich bei der Strandschmielengesellschaft um eine natürliche Vegetationseinheit handelt (Lang 1973). Solange aber nicht ausgeschlossen werden kann, daß die Veränderungen irreversibel sind (z. B. durch Nährstoffanreicherung im Sediment), sollten die Bestände regelmäßig kontrolliert und bei Bedarf Pflegemaßnahmen durchgeführt werden. Das Weiterführen eines Monitoringprogramms ist daher wichtig. Langfristig wünschenswert wäre, ohne Pflegemaßnahmen auszukommen, um der natürlichen Vegetationsdynamik freien Lauf zu lassen. Dies setzt voraus, daß ausreichend große Populationen vorhanden sind, damit

stochastische Schwankungen nicht zum Aussterben der Populationen führen (Soulé 1987). Insgesamt sind die Chancen gut, die Reste der Strandschmielengesellschaft zu erhalten, da der Phosphatgehalt im Bodensee zurückgegangen ist. Besonders gefährdet sind aber immer noch die beiden endemischen Arten *Myosotis rehsteineri* und *Deschampsia littoralis*.

Zusammenfassung

Die Abundanzänderung von acht Pflanzenarten der gefährdeten Strandschmielengesellschaft des Bodenseeufers wurde in zehn Dauerflächen zwischen 1989 und 1994 untersucht (9 Orte in Südwestdeutschland und Nordostschweiz). Dabei wurden zwei Gruppen unterschieden: 1. Seltenen Arten: *Myosotis rehsteineri, Deschampsia littoralis, Littorella uniflora* und *Ranunculus reptans*; 2. Verbreitete Arten: *Agrostis stolonifera, Phalaris arundinacea, Carex acuta* und *Carex elata*. Wir gehen der Frage nach, ob sich die Abundanzänderungen der seltenen Arten im Vergleich zu den weit verbreiteten Arten unterscheiden. Es wird angenommen, daß seltene durch die verbreiteten Arten verdrängt werden (Thomas et al. 1986). Da die untersuchte Ufervegetation eine Zonierung aufweist, betrachten wir die Dynamik getrennt für land- und seeseitige Uferbereiche.
Insgesamt nahmen die Arten beider Gruppen zu, die verbreiteten Arten jedoch stärker als die seltenen Arten. Während die verbreiteten Arten sowohl im see- wie im landseitigen Bereich zunahmen, gingen die seltenen Arten im landseitigen Uferbereich zurück. Außer *Myosotis rehsteineri* und *Deschampsia littoralis* nahmen alle untersuchten Arten deutlich zu. *Carex acuta* wies die stärkste Zunahme auf, gefolgt von *Agrostis stolonifera* und *Phalaris arundinacea*. Die Ergebnisse werden hinsichtlich der Schutzstrategien diskutiert.

Summary

In a permanent-plot study we investigated the abundance dynamics of eight plant species of an endangered plant community from 1989–1994 at the shore of Lake Constance (Southwest Germany and Northeast Switzerland). We divided the species into two groups: (i) the rare species *Myosotis rehsteineri, Deschampsia littoralis, Littorella uniflora*, and *Ranunculus reptans* which are endemic or disjunctly distributed, and (ii) the widespread species *Agrostis stolonifera, Phalaris arundinacea, Carex acuta*, and *Carex elata*. We address the question how rare species change their abundance in comparison with widespread species. This could be important for the development of management strategies because widespread species could outcompete the rare species (Thomas et al. 1986). Since typical lakeshore vegetation shows a zonation with different communities we divided the permanent plots (transects) into lakeside and landside parts.
In total, both species groups increased over time but widespread species increased more than the rare species did. Whereas widespread species over time increased in both lakeside and landside parts of the transect, rare species decreased in the landside parts. Besides *Myosotis rehsteineri* and *Deschampsia littoralis* all species increased remarkably. *Carex acuta* showed the strongest increase followed by *Agrostis stolonifera* and *Phalaris arundinacea*. The implication of these results are discussed in relation to management strategies and nature conservation priorities.

Dank

Für Hinweise und Kritik danken wir D. Prati, R. Rutishauser und B. Schmid, für finanzielle Unterstützung der Fachstelle für Naturschutz des Amts für Raumplanung, Kanton Thurgau, und der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.

Literatur

Arts, G. H. P., de Haan, A. J., Siebum, M. B. & Verheggen, G. M. (1989): Extent and Historical Development of the Decline of Dutch Soft Waters. – Proc. Nederl. Akad. Wet. **C 92**: 281–295.

Bresinsky, A. (1965): Zur Kenntnis des circumalpinen Florenelementes im Vorland nördlich der Alpen. – Ber. Bayer. Bot. Ges. **18**: 5–67.

Dienst, M. (1994): Die Wasserstände des Bodensee-Obersees von 1893–1992.– Schriftenr. Ver. Gesch. Bodensee **112**: 147–162.

Dienst, M. & Weber, P. (1993): Die Strandschmielen-Gesellschaft (Deschampsietum rhenanae OBERD. 1957) im westlichen Bodenseegebiet (Baden-Württemberg, Thurgau). – Limnologie aktuell **5**: 229–240.

Dierßen, K. (1981): Littorelletea-Communities and Problems of their Conservation in Western Germany. – Coll. phytosoc. **10**: 319–332.

Gaedke, U. & Schweizer, A. (1993): The First Decade of Oligotrophication in Lake Constance. I. The Response of Phytoplankton Biomass and Cell Size. – Oecologia **93**: 268–275.

Haeupler, H. & Schönfelder, P. (1988): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. – 768 S.; Stuttgart: Fischer.

Kiefer, F. (1965): Die Wasserstände des Bodensees seit 1871. – Schriftenr. Ver. Gesch. Bodensee **83**: 1–31.

Kiefer, F. (1972): Naturkunde des Bodensees. – 2. Aufl.; 210 S.; Sigmaringen: Thorbecke.

Korneck, D. & Sukopp, H. (1988): Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. – Schriftenreihe f. Vegetationskunde **19**: 1–210.

Lang, G. (1967): Die Ufervegetation des westlichen Bodenseegebietes. – Arch. Hydrobiol. Suppl. **32**: 437–574.

Lang, G. (1973): Die Vegetation des westlichen Bodenseegebietes. – Pflanzensoziologie **17**: 452 S.

Luft, G. & Vieser, H. (1990): Veränderungen der Bodensee-Wasserstände von 1887 bis 1987. – Dtsch. Gewässerk. Mitt. **34**:146–156.

McCullagh, P. & Nelder, J. A. (1983): Generalized Linear Models. – 261 pp.; London: Chapman & Hall.

Nebel, M. (1990): Ranunculaceae. – In: Sebald, O., Seybold, S. & Philippi, G. (Hrsg.): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. – Band **1**: 235–322; Stuttgart: Ulmer.

Nielsen S. L. (1993): A Comparison of Aerial and Submerged Photosynthesis in some Danish Amphibious Plants. – Aquat. Bot. **45**: 27–40.

Oberdofer, E. (1990): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. – 5. Aufl.; 1050 S.; Stuttgart: Ulmer.

Oberdorfer, E. & Dierßen, K. (1977): Klasse Littorelletea Br.-Bl. ex Tx. 1947. – In Oberdorfer, E. (Hrsg.): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. – 2. Aufl.; Teil I: 182–192; Stuttgart, Jena: Fischer.

Ostendorp, W. (1992): Shoreline Algal Wash as an Factor in Reed Decline in Lake Constance-Untersee. – Hydrobiologia **242**: 165–174.

Payne, R. W., Lane, P. V., Digby, P. G. N., Harding, S. A., Leech, P. K., Todd, A. D., Thompson, R., Tuncliffe Wilson, S. J. & White, R. P. (1993): GENSTAT 5 Release 3. Reference Manual. – 796 pp.; Oxford: Oxford.

Peintinger, M. (1995): Die Strandschmielengesellschaft (Deschampsietum rhenanae OBERDROFER 1957) im westlichen Bodenseegebiet – ein Vergleich von Vegetationaufnahmen 1959 und 1993. – Carolinea **53**: 67–74.

Peintinger, M. (1996a): *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. (1996b): *Littorella* Bergius 1738. – In: Sebald, O., Seybold, S., Philippi, G. & Wörz, A. (Hrsg.): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. – Band **5**: 253–255; Stuttgart: Ulmer.

Quinger, B. (1990): Plumbaginaceae – In: Sebald, O., Seybold, S. & Philippi, G. (Hrsg.): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. – Band **1**: 577–580; Stuttgart: Ulmer.

Rabotnov, T. (1974): Differences between Fluctuations and Successions. Examples in Grasslands Phytocoenosis of the USSR. – In: Knapp, R. (ed.): Vegetation Dynamics. – Handbook of Vegetation Science **8**: 19–24; The Hague: Junk.

Robe, W. E. & Griffiths, H. (1990): Photosynthesis of *Littorella uniflora* Grown under Two PAR Regimes: C_3 and CAM Gas Exchange and the Regulation of Internal CO_2 and O_2 Concentrations. – Oecologia **85**: 128–136.

Sand-Jensen, K. & Söndergaard, M. (1981): Phytoplankton and Epiphyte Development and their Shading Effect on Submerged Macrophytes in Lakes of Different Nutrient Status. – Int. Revue Ges. Hydrobiol. **66**: 529–552.

Schmieder, K. (1991): Veränderungen der submersen Makrophytenvegetation des Bodensee-Untersees innerhalb der vergangenen 20 Jahre als Spiegelbild der trophischen Entwicklung. – Verh. Ges. Ökol. **20**: 537–544.

Sebald, S. (1992): Crassulaceae – In: Sebald, O., Seybold, S. & Philippi; G. (Hrsg.): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. – Band **3**: 226–279; Stuttgart: Ulmer.

Sommer, U., Gaedke, U. & Schweizer, A. (1993): The First Decade of Oligotrophication in Lake Constance. II. The Response of Phytoplankton Taxonomic Composition. – Oecologia **93**: 276–284.

Soulé, M. (1987): Viable Populations for Conservation. – 189 pp.; Cambridge: Cambridge Univ. Press.

Strang, I. & Dienst, M. (1995): Zur Ökologie und aktuellen Verbreitung der Standschmielengesellschaft (Deschampsietum rhenanae) am Bodensee. – Schriftenr. Ver. Gesch. Bodensee **113**: 175–196.

Thomas, P., Dienst, M., Peintinger, M. & Buchwald, R. (1986): Die Strandschmielengesellschaft des Bodensees (Deschampsietum rhenanae und Littorello-Eleocharitetum acicularis). Verbreitung, Ökologie, Gefährdung und Schutzmaßnahmen. – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. **62**: 325-346.

Umweltministerium Baden-Württemberg (1992): Umweltdaten 91/92. – **B II**: 1–52; Karlsruhe: Landesanstalt für Umweltschutz.

Anschriften der Verfasser/innen:

Markus Peintinger, Institut für Umweltwissenschaften, Universität Zürich, Winterthurerstr. 190, CH - 8057 Zürich;
Irene Strang, Büro für angewandte Ökologie und Landschaftsplanung, Eschenweg 17, D - 78479 Reichenau;
Michael Dienst, Büro für angewandte Ökologie und Landschaftsplanung, Schulstr. 4, D - 78462 Konstanz; und
Christine Meyer, Institut für Systematische Botanik, Universität Zürich, Zollikerstr. 107, CH - 8008 Zürich.

Aktuelles

Artenschutzsymposium Flußseeschwalbe

Der Bestand der auf der Roten Liste als stark gefährdet eingestuften Flußseeschwalbe (*Sterna hirundo*) ist während der vergangenen Jahre aufgrund der verbesserten Gewässersituation und Managementmaßnahmen im mitteleuropäischen Binnenland deutlich angestiegen. Auf vielfachen Wunsch sollen die gegenwärtige ökologische Situation der Art sowie bisherige und zukünftige Artenschutzmaßnahmen vor dem Hintergrund neuer Erkenntnisse zur Populationsökologie diskutiert werden.
Dazu lädt das Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland" Interessenten zu einem

Symposium am 18. Oktober 1997 in Wilhelmshaven

ein. Anreisetag ist Freitag, der 17. Oktober mit abendlichem informellen Treffen. Das Symposium findet am Samstag, den 18. Oktober ganztägig statt. Der Sonntag kann für weitere Fachgespräche und die Heimreise genutzt werden.

Schwerpunktthemen werden u.a. sein: Aktuelle regionale Bestandssituation; Management- und Schutzmaßnahmen; Verlustursachen in den Brutgebieten; Schadstoffbelastung; die Flußseeschwalbe als Indikatorart; naturschutzrelevante Begleituntersuchungen (z. B. Beringung); Aufbau einer Datenbank für Binnenlandkolonien. Ein Themenheft der „Vogelwelt" über das Symposium ist geplant.

Meldungen für Kurzvorträge (bis 15 min) oder Poster **bis zum 30. Juli 1997** und Anmeldungen werden erbeten an Prof. Dr. Peter H. Becker, Institut für Vogelforschung, An der Vogelwarte 21, D - 26386 Wilhelmshaven.

Nähere Einzelheiten zur Tagungsstätte und das Programm werden den Teilnehmern rechtzeitig mitgeteilt. Die Manuskripte für das Themenheft müssen beim Symposium eingereicht werden (Ausdruck und Datei auf Diskette).

Franz Bairlein, Wilhelmshaven