

# Diskussion

Objekttyp: **Chapter**

Zeitschrift: **Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidg. Tech. Hochschule, Stiftung Rübel, in Zürich**

Band (Jahr): **82 (1984)**

PDF erstellt am: **03.07.2024**

## **Nutzungsbedingungen**

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.

Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.

Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

## **Haftungsausschluss**

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

Es erstaunt weiter nicht, dass zur Hauptsache Arten gefunden wurden, die entweder in Fettwiesen oder in Fett- und Magerwiesen vorkommen, liess sich doch nirgends in der näheren Umgebung der Böschungen eine eigentliche Magerwiese finden.

Die folgenden, in den *Mesobrometen* von ZOLLER und SCHERRER häufigen Arten waren in den Versuchsrasen selten oder nicht vorhanden:

*Ranunculus bulbosus*, *Carex verna*, *Primula veris*, *Scabiosa columbaria*, *Knautia arvensis*, *Centaurea Jacea*, *Brachypodium pinnatum*, *Carex montana*, *Hippocrepis comosa*, *Briza media*, *Hieracium pilosella*, *Salvia pratensis*, *Helictotrichon pubescens*, *Origanum vulgare*, *Viola hirta*, *Plantago media*, *Leontodon hispidus*, *Centaurea scabiosa*, *Arabis hirsuta*, *Tragopogon pratensis*, *Trifolium montanum*, *Euphorbia cyparissias*, *Sedum sexangulare*, *Asperula cynanchica*, *Polygala amarella*, *Linum catharticum*, *Campanula rotundifolia* und *Ononis repens* bzw. *spinosa* (vgl. S. 89 ff.)

#### 4. Diskussion

Die meisten bis jetzt durchgeführten Untersuchungen zur Entwicklung von Rasen an Autobahnen und Strassenböschungen basierten auf relativ einfachen Versuchsanordnungen; meist wurde ohne Wiederholungen und Kontrollflächen vorgegangen. Es besteht daher die Gefahr, dass die Resultate solcher Arbeiten stärker von edaphischen Faktoren beeinflusst sind und z.B. unterschiedliche Ergebnisse von Rasenmischungen ihren Grund eher darin haben als in der Mischung selbst. Durch die hier angewandte Versuchsanordnung können solche Einflüsse vermindert werden.

##### 4.1. Sukzessionsverlauf in den Kontrollflächen

Die drei untersuchten Böschungen boten jeweils verschiedene Voraussetzungen für Sukzessionen. Die Versuchsfläche Asp ermöglichte mit ihrem Roh-

boden eine primäre Sukzession, während die humusierte und die aufgeschüttete Fläche sekundäre Sukzessionen ermöglichten (ELLENBERG 1956). Die Gesamtdeckung auf den Kontrollflächen der Strassenböschungen stieg langsam an und erreichte im dritten Jahr durchschnittliche Werte von 22% (Mergelböschung), 41% (humusierte Böschung) und 48% (Aufschüttung). Die Blütenpflanzen setzten sich anfänglich vor allem aus Ackerunkräutern zusammen und wurden später von Wiesenpflanzen verdrängt. Viele dieser eingewanderten Arten waren in den danebenliegenden Flächen angesät worden; sie waren den Ein- bzw. Zweijährigen an Konkurrenzkraft überlegen oder vermochten das ihnen angebotene Keimbett besser zu nutzen. Diese Arten müssen kurz nach der Ansaat in die Kontrollflächen gelangt sein. Die Lebensformspektren zeigen, dass die Hemikryptophyten, die häufigste Lebensform der Pflanzen in der Umgebung der Böschungen, von Anfang an dominierten; besonders auf der humusierten Böschung entwickelten sich aber auch die Geophyten, d.h. insbesondere der Stickstoffzeiger *Agropyron repens*, ziemlich stark. Die Moose kamen nur sehr langsam auf und erreichten durchschnittlich weniger als 10% Deckungsanteil.

SCHMIDT (1981) hat während zehn Jahren sowohl ungestörte als auch gelenkte Sukzessionen auf verschieden vorbehandelten Bracheäckern untersucht. Er konnte feststellen, dass auf seinen Kontrollflächen, welche zu Beginn der Versuche entweder gepflügt, hitzesterilisiert oder herbizid-sterilisiert worden waren, Moose und Blütenpflanzen zumeist in den ersten drei Jahren stetig zunahmen; letztere erreichten auf den nur gepflügten Kontrollflächen bereits nach einem Jahr Gesamtdeckungswerte von über 70%. Danach gingen die Moose markant zurück, während nach dieser Zeitspanne Gehölzpflanzen einzudringen begannen. Die Kräuter in den nur gepflügten, sonst aber unbehandelten Flächen setzten sich anfänglich zur Hauptsache aus Ackerunkräutern zusammen, deren Verbreitungseinheiten bereits im Boden vorhanden waren. Ein grosser Anteil davon bestand aus Geophyten.

Die Bedingungen auf den Strassenböschungen waren von Anfang an anders als auf einem gepflügten Acker; der Boden war meist nicht durchgehend locker, sondern oftmals stark verdichtet. SCHMIDT (1981) glaubt, dass für den in seinen Versuchsflächen im dritten Versuchsjahr erfolgenden Rückgang der Moose Lichtmangel verantwortlich sei, welcher durch das Aufkommen von Kräutern verursacht wurde. Auf den Strassenböschungen könnte dagegen zu hohe

Strahlungsintensität als Folge geringer Gesamtdeckung verantwortlich sein für die langsame Entwicklung der Moose.

Die Entwicklung der verschiedenen Lebensformtypen auf den Kontrollflächen der drei Böschungen zeigt mehr Ähnlichkeit zu den hitzesterilisierten Kontrollflächen von SCHMIDT (1981) als zu dessen gepflügten Kontrollflächen. Ausserdem ist der Einfluss des Reservoirs an Verbreitungseinheiten von einjährigen Pflanzen in den Flächen von SCHMIDT viel grösser als in den hier untersuchten. Da diese Therophyten wohl mehrheitlich auf gepflügte Böden angewiesen sind, konnten sie sich hier nicht lange halten. Weiter mag dazu auch die Bodenbeschaffenheit beigetragen haben. So bot der Rohboden auf der Mergelböschung mit seinem z.T. sehr hohen Skelettgehalt sehr wenig Wurzelraum, was sich wohl in erster Linie auf den Wasserhaushalt, indirekt damit aber auch auf den Nährstoffhaushalt, auswirkte. Auch SYMONIDES (1979), welche die Besiedlung von Sanddünen in Polen untersucht hat, fand in der ersten Vegetationsperiode nur sehr geringe Deckungswerte und wenig Arten, welche imstande waren, die sehr trockenen Standorte zu besiedeln.

#### *4.2. Bedeutung der Böden*

Die Böden der drei Böschungen sind deutlicher voneinander verschieden, als man aufgrund der Vegetation erwarten würde. Die humusierte Fläche lässt sich klar von den übrigen unterscheiden. Der untersuchte Oberboden weist dort Ähnlichkeit mit Ackerböden auf, der Gehalt an organischer Substanz (durchschnittlich 1.8%) ist jedoch im unteren Bereich der Werte, welche SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1982) für Deutsche Mineralböden, die ackerbaulich genutzt werden, angeben (1.5% bis 4%).

Die Nährstoffversorgung scheint, zumindest auf den nicht humusierten Böschungen, eher knapp zu sein. Der Gehalt an austauschbarem Phosphat liegt zwischen 2 und 7 mg/100g Feinerde; KLEIN (1980) fand auf den von ihm untersuchten Nationalstrassenböschungen mit der gleichen Methode 0.24 bis 11.52 mg/100g Feinerde. LEYER (1981) betrachtet Gehalte von 4 mg Phosphat, wie er sie z.T. auf den von ihm untersuchten Strassenböschungen in

Deutschland fand, als mangelhaft; leider macht er keine genauen Angaben über seine Untersuchungsmethoden. Die Humusierung allein scheint keinen Einfluss auf das austauschbare Phosphat zu haben.

Die Stickstoffversorgung der humusierten Böschung liegt mit 1.6‰ im Bereich der von KLEIN (1980) untersuchten Nationalstrassenböschungen in der Nordostschweiz (0.7‰ bis 2.8‰), die beiden anderen haben tiefere Werte (ca. 0.4‰). SCHMIDT (1981) fand auf den Kontrollflächen seiner Sukzessionsversuche Gesamtstickstoff-Werte von etwas weniger als 0.13‰ in den obersten 10 cm des Bodens. Im Verlauf der acht Jahre dauernden Beobachtungen änderten sich diese Werte nur wenig. Dass ein reichliches Stickstoffangebot die Konkurrenzfähigkeit von Leguminosen vermindert (KLAPP 1965), konnte auch hier festgestellt werden, liegt doch ihr Anteil auf der humusierten Böschung deutlich tiefer als auf den beiden anderen.

Dennoch scheint selbst dort das Stickstoffangebot keine weiterreichenden Folgen zu haben; eine Zunahme von Stickstoff- oder Nährstoffzeigern konnte auf keiner Fläche beobachtet werden, im Gegenteil, die Ruderal- bzw. Ackerunkrautpflanzen, welche anfänglich z.T. in beträchtlicher Anzahl vorhanden waren, gingen praktisch vollständig zurück.

Die Kaliumversorgung wurde nur auf der aufgeschütteten Böschung in Wagenhausen gemessen (JUCHLER 1981) und wies mit 0.4 bis 2.2 mg Kalium/100 g Boden deutlich tiefere Werte auf als die von LEYER (1981) auf seinen Böschungen gemessenen (ca. 5 bis 13 mg Kalium/100 g Boden). LEYER erachtet die Kaliumversorgung seiner Böden als genügend.

Die Karbonatgehalte der Böschungen streuen sehr stark. Während sie auf der humusierten Böschung unter 10% liegen, erreichen sie auf den anderen beiden z.T. Werte bis über 70% (Mergelböschung). ZOLLER (1954) fand in den von ihm untersuchten *Mesobrometen* der Nordostschweiz ebenfalls sehr unterschiedliche Werte. Er gibt Maxima von bis zu 70% an, wobei in der gedüngten Variante niedrigere Werte vorherrschen (ca. 10% bis 30%). Diese Beobachtung deckt sich mit den hier festgestellten, wonach in der humusierten Böschung die niedrigsten Werte gemessen wurden.

Nach ihrer durchschnittlichen Körnung können die Böden der drei Böschungen als Lehmböden bezeichnet werden. Auch LEYER (1981) fand auf seinen Autobahnböschungen Lehmböden. Allgemein weisen solche Böden bei mittlerem

Tongehalt eine hohe Ertragsfähigkeit auf (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1982), was für Magerrasen nicht erwünscht ist. Auf der Böschung Wagenhausen reichten Wurzeln bis in Tiefen von mindestens 50 cm (JUCHLER 1981). Ein tieferes Eindringen wird anscheinend durch den verdichteten Untergrund verhindert. Der Hauptwurzelraum ging in der Regel bis 15 cm tief. Der Mergelfels der Böschung Asp war vermutlich nur an den wenigsten Stellen bereits bis so tief hinunter verwittert. Man kann daher annehmen, dass die Durchwurzelungstiefe dort viel geringer war als in Wagenhausen.

Von humusierten Böschungen ist bekannt, dass der humusreiche Oberboden infolge des guten Nährstoffangebotes viel besser durchwurzelt wird als der darunterliegende Teil (KLEIN 1980). Solche unterschiedlichen Horizonte können ebenso erosionsfördernd wirken wie tiefer im Boden liegende verdichtete Stellen. In solchen Fällen, wo keine Bindung zwischen zwei aufeinanderliegenden Bodenschichten durch Pflanzenwurzeln erreicht werden kann, hilft auch keine Bepflanzung.

Tiefe und Art der Durchwurzelung sind auch wichtig für die ingenieurbio-  
logische Stabilisierung von Hängen (SCHIECHTL 1973, 1981). Zur Sicherung von Hängen kommen Pflanzen in Frage, die mehrjährig sind und deren Wurzelwerk derartig ist, dass es bodenfestigend wirkt. SCHIECHTL unterscheidet zwischen Intensivwurzlern, d.h. Pflanzen, deren Wurzelwerk eher flach ist, aber einen dichten Filz bildet und so den Boden vor allem oberflächlich zusammenhält, und Extensivwurzlern, d.h. Pflanzen, welche ein tiefes oder weitreichendes Wurzelsystem ausbilden. Dazwischen gibt es natürlich auch Uebergänge.

Pflanzen, welche mit ihren Wurzeln tief in den Boden eindringen, findet man vor allem an Standorten, wo die Wasser- und Nährstoffversorgung eher ungenügend ist und die Wurzeln an der Bodenoberfläche damit nur mangelhaft versorgt würden. Der Mangel wird also so kompensiert, dass durch tiefes Eindringen der Wurzelraum nach unten erweitert wird; einzelne Pflanzen können bis zu vier Meter tief wurzeln (OBERDORFER 1979), SCHIECHTL (1973) gibt für *Pimpinella saxifraga* auf steinigem Löss sogar Tiefen von acht bis zehn Metern an! Derartige Böden und entsprechend angepasste Pflanzen finden sich häufig in *Mesobrometen*. Einzelne der an der Böschung Wagenhausen untersuchten Bodenprofile waren bezüglich Wasserhaushalt trocken; die Wurzeln gingen an solchen Stellen entsprechend tiefer.

KLEIN (1980) vergleicht die humusierten Böden seiner Flächen in ihren Eigenschaften mit Pararendzinen, die nicht humusierten spricht er als Regosole, d.h. Lockergesteins-Rohböden an. Ebenfalls Pararendzinen entstanden z.B. unter Ruderalvegetation auf Trümmerschutt des letzten Weltkrieges (MOLL 1959, 1964). Im allgemeinen können zwei Typen von Pararendzinen unterschieden werden, solche aus Löss oder Geschiebemergel, welche günstiger sind bezüglich Gründigkeit, Durchlüftung und Nährstoffgehalt und solche auf Trümmerschutt, die einen hohen Skelettgehalt und geringe Wasserkapazität aufweisen (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1982). Regosole haben, falls sie sandig sind, im allgemeinen niedere Wasser- und Austauschkapazitäten.

Die allgemein eher spärliche Wasserversorgung manifestierte sich teilweise deutlich in Form von Welkeerscheinungen an angesäten, nicht standortgemässen Arten. Vor allem an der humusierten Böschung, welche deutlich höhere Stickstoffgehalte aufwies, zeigte es sich, dass der Wasserfaktor primär darüber bestimmt, ob eine Pflanze am entsprechenden Standort wachsen kann (vgl. ELLENBERG 1978). Wäre die Wasserversorgung besser gewesen, hätte sich das Vegetationsbild wohl deutlich anders, d.h. üppiger und mit mehr Nährstoffzeigern, präsentiert; in diesem Fall hätte sich der Stickstofffaktor ausgewirkt. Trockenheit dagegen hemmt die Tätigkeit mineralisierender Mikroorganismen.

Daraus lässt sich folgern, dass für das Gelingen einer Begrünung mit Magerrasen der Standort primär einen durchlässigen Boden aufweisen sollte; daneben ist aber auch darauf zu achten, dass er nährstoffarm ist.

*Mesobrometen* sind meistens so entstanden, dass der Mensch Wälder gerodet und die dabei entstandenen Flächen als Wiesen genutzt hat (ZOLLER 1954). Die Böden unter diesen ursprünglichen Buchen-, Eichen- oder Föhrenwäldern waren entweder Humuskarbonatböden bzw. Braunerden oder Rendzinen bzw. Pararendzinen. Dies sind alles entwickelte Böden, sie besitzen ausreichend Wurzelraum, weisen ein Gefüge auf, sind durch Mikrofauna und Mikroflora belebt und haben bereits Pflanzenwuchs ermöglicht. Den nicht humusierten Rohböden fehlen alle diese Eigenschaften. Auch künstlich aufgeschüttete Böden besitzen je nach Herkunft des Materials keine oder nur wenige der vorgenannten Eigenschaften. Dazu wird meist durch maschinelle

Bearbeitung oder Stabilisation mit ungelöschtem Kalk bzw. Zement das Porenvolumen vermindert. Der Boden wird hart und Pflanzen, welche mit ihren Wurzeln eindringen wollen, haben Mühe, die verhärtete Schicht zu durchstossen.

Die Ausgangsbedingungen an Strassenböschungen sind also, selbst wenn dasselbe Saatgut zur Verfügung stünde, völlig verschieden von denjenigen bei der Entstehung von *Mesobrometen*. Um dennoch eine *Mesobrometum*-artige Vegetation zu erhalten, sollten daher gewisse begünstigende Massnahmen, wie z.B. Lockerung des Boden oder schwache Humusierung auf nicht humusierten Böden, vorgenommen werden.

#### 4.3. Bedeutung der Rasenmischungen

Vergleicht man die zustande gekommenen Vegetationstypen miteinander, so sind deren Unterschiede nicht so gross, wie man aufgrund der Artenzusammensetzung der Rasenmischungen annehmen könnte. Lässt man die wenig häufigen und z.T. wohl eher zufällig vorhandenen Arten weg, so zeichnet sich an allen drei Orten eine Entwicklung in dieselbe Richtung ab.

Die Gesamtdeckung der angesäten Pflanzen betrug in Wagenhausen zwischen ca. 75% und 85%, in Hemishofen zwischen ca. 70% und 80% und in Asp zwischen ca. 65% und 75%. Dies bedeutet, dass noch viele offene Stellen in der Vegetationsdecke vorhanden waren. Solche Lücken bieten zwar Unkraut- und Ruderalpflanzen die Möglichkeit, sich anzusiedeln (KLEIN 1980), erleichtern aber auch das Eindringen erwünschter Arten und sind deshalb nicht unbedingt negativ zu bewerten.

Die Verwendung von *Lolium perenne* als Schnellbegrüner scheint keinen grossen Einfluss auf die Vegetationsentwicklung und die Artenvielfalt ausgeübt zu haben. Ein nachhaltiger Einfluss auf die Entwicklung von standortgerechten Arten in den Flächen, wie LEYER (1981) fand, oder die Behinderung der Einwanderung von aussen her durch diese Art konnte nicht festgestellt werden. Dieses Gras wird offenbar, da völlig standortfremd, relativ rasch eliminiert, was auch von anderen Autoren gefunden wurde (RÜMLER 1978, TRAUTMANN und LOHMEYER 1978, LEYER 1981). Dasselbe konnte auch bei den hier z.T. verwendeten Arten *Papaver sp.* und *Bromus secalinus* beobach-



tet werden, welche anfänglich teilweise stärker dominierten, später aber völlig verschwanden. Bei der artenärmeren eigenen Mischung scheint sich *Lolium perenne* gar positiv auf die Diversität auszuwirken, ist diese doch in allen Fällen in Flächen mit *Lolium* grösser (13 bis 17 Arten/m<sup>2</sup>) als in solchen ohne (10 bis 13 Arten/m<sup>2</sup>).

Dagegen scheinen sich gewisse anfänglich sehr stark dominierende Arten, vor allem die Leguminosen *Anthyllis vulneraria* und *Medicago lupulina*, welche nach zwei Jahren stark zurückgegangen waren, aber auch *Lotus corniculatus* und z.T. *Onobrychis viciifolia* sich eher negativ auf die Entwicklung anderer Arten auszuwirken. Diese z.T. hochwüchsigen Pflanzen hemmen den Lichteinfall auf die untersten Vegetationsschichten. Gegen den Spätherbst hin verdorrt der grösste Teil dieser Pflanzen und erstickt möglicherweise darunterliegende Arten. Auch KLEIN (1980) sieht darin, aber ebenso in den übrigen in Standardmischungen vertretenen Zuchtsorten, eine Behinderung der Einwanderung von Arten aus der Umgebung.

Einen weitaus grösseren Einfluss auf die Einwanderung von Arten scheint jedoch die Artenvielfalt und -Garnitur der unmittelbaren Umgebung auszuüben. In einer früheren Arbeit (WEGELIN 1979) konnte gezeigt werden, dass sich auf nicht begrünten und z.T. auch auf begrünten Strassenböschungen, die unmittelbar an Magerrasen angrenzten, innert kurzer Zeit ein grosser Teil der dort vorkommenden Arten einfindet. Fehlen solche Vegetationseinheiten aber in der nahen Umgebung, so kann kaum damit gerechnet werden, dass standorttypische Arten von selbst einwandern. FISCHER (1979) beobachtete auf Rohböden im Kaiserstuhl (Süddeutschland) nur dann mengenmässig bedeutsame Einwanderung von Arten aus benachbarten Gesellschaften, wenn die Distanzen zu diesen nicht grösser als 30 bis 50 Meter waren. Grössere Distanzen könnten wohl höchstens von Arten mit Windverbreitung und eventuell auch von Arten, welche von Tieren verbreitet werden, überwunden werden (vgl. MÜLLER 1983). Vom Wind verbreitet werden z.B. die meisten *Asteraceen*, *Pulsatilla vulgaris*, *Epilobium*-Arten und *Rumex*-Arten, von Tieren vor allem Pflanzen mit Beeren als Früchte bzw. *Thymus*- oder *Euphorbia*-Arten.

Der Einsatz von sehr artenarmen Rasenmischungen, welche fast nur Gräser enthalten (BOECKER 1970, PETERSEN 1974, TRAUTMANN und LOHMEYER 1975, HILLER 1976, RÜMLER 1978) kann deshalb nur in solchen Gebieten empfohlen

werden, wo in unmittelbarer Nachbarschaft Magerbiotope mit einwanderungsfähigen Arten vorhanden sind. Eine Anwendung in anderen Gebieten muss gewungenermassen zum Scheitern führen. Diese Folgerung wird durch die Untersuchung von Böschungen an Schweizer Nationalstrassen (KLEIN 1980) gestützt. Falls solche artenarme Mischungen zudem noch einen hohen Anteil von *Lolium perenne* enthalten, ist es möglich, dass nach dem Verschwinden dieser Art, falls die übrigen Arten sich nicht gut entwickeln, die Rasendecke grössere Lücken aufweist (LEYER 1981). Solche Rasenmischungen können nicht einmal die an sie gestellten ingenieurbiologischen Anforderungen erfüllen.

Eine mengenmässig beträchtliche Einwanderung aus benachbarten Teilflächen, wo diese Arten in den Rasenmischungen enthalten waren, in danebenliegende Teilflächen konnte bei *Dactylis glomerata*, *Festuca duriuscula*, *Trisetum flavescens*, *Achillea millefolium*, *Anthyllis vulneraria* und *Medicago lupulina* beobachtet werden.

Die Diversität der vom Kanton Zürich zusammengestellten KTZ80-Varianten (Rasenmischungen A und B) ist durchschnittlich um eine bis zwei Arten grösser als jene der artenärmeren eigenen Mischungen (C und D). Betrachtet man aber diejenigen Arten, welche in mindestens drei Quadraten (d.h. in 1/20 bis 1/10 der Probeflächen) auf jeder Böschung vorkommen, so findet man fast keine, deren Fehlen als Mangel empfunden würde, denn es sind meistens keine typischen Magerrasen-Arten. *Thymus pulegioides*, welcher nur auf einer Böschung häufiger gefunden wurde, kommt in den KTZ80-Flächen kaum vor. Man kann sich dagegen fragen, wieso Arten wie *Holcus lanatus* und *Poa compressa* in diese Mischungen aufgenommen wurden, sind doch beides keine typischen Magerrasen-Arten.

In Anbetracht ihrer Häufigkeit in *Mesobrometen* und ihrer bodenstabilisierenden Fähigkeiten sollten die eigenen Rasenmischungen (C und D) als weitere Art *Achillea millefolium* und einen höheren Anteil von *Chrysanthemum leucanthemum* besitzen. Weitere Gräser, wie z.B. *Festuca duriuscula*, *Dactylis glomerata* und *Poa pratensis* bzw. *Poa angustifolia* wären ebenfalls vorteilhaft. Die KTZ80-Mischungen sollten als weitere Arten *Onobrychis viciifolia*, *Scabiosa columbaria*, *Knautia arvensis*, *Thymus pulegioides* sowie *Salvia pratensis* enthalten.

Enttäuscht haben in diesen Versuchen die sogenannten seltenen Arten, von denen sich nur *Dianthus carthusianorum* auf allen drei Böschungen zufriedenstellend entwickelte. Ausserdem fand sich *Thymus pulegioides* noch in nennenswerter Häufigkeit auf der Mergelfelsböschung bei Asp. Viele der angesäten Arten wiesen schon eine relativ niedrige Keimfähigkeit auf. Weit mehr Bedeutung dürfte allerdings der Umstand haben, dass das Saatgut nicht aus der Schweiz stammte und daher standortfremd war. In verschiedenen Fällen enthielten die Mischungen Samen anderer Arten als angegeben. So entpuppten sich unter dem Namen *Pimpinella saxifraga* gelieferte Samen zur Blütezeit als - nomen est omen - *Pimpinella peregrina* L. . Es muss also angenommen werden, dass noch weitere seltene Arten falsch bestimmt waren, welche, da völlig standortfremd, gar nicht in Erscheinung traten oder aber zumindest nicht zum Blühen kamen, denn auch bei den häufigen Arten waren solche "Verwechslungen" festzustellen.

Geringere Bedeutung als der Standortfremdheit des Saatgutes kann der Licht- und eventuell auch der Wurzelkonkurrenz durch gut gedeihende Arten zugeschrieben werden, denn auf allen Flächen, vor allem aber auf der Mergelböschung waren genügend kahle, vegetationsfreie Stellen vorhanden. Die seltenen Arten waren der teuerste Anteil des Saatgutes. Die Verwendung einer entsprechenden Menge standortgemässen Saatgutes von einer Schweizer Magerwiese wäre vermutlich kaum teurer zu stehen gekommen, wenn man es in Form einer Heublumenansaat, z.B. einer Grundmischung beigemischt, verwendet hätte. Der Erfolg wäre wohl kaum ausgeblieben.

#### 4.4. Schaffung von Ersatzbiotopen

Die Schaffung von Ersatzbiotopen stellt verschiedene Probleme. Sie sollte einerseits keine Alibiübung für weiteren ungebremsten Verbrauch von Landschaft und Kulturland sein, andererseits sieht man in Naturschutzkreisen darin vielfach die einzige Möglichkeit, bedrohte Arten zu erhalten oder eventuell wieder einzubürgern. Dabei wird jedoch häufig geradezu dilettantisch vorgegangen (SCHWAAR 1979, 1981).

Oft wird die Begrünung, welche in den Gesamtkosten von Strassen einen verschwindend kleinen Bruchteil ausmacht, nicht allzu ernst genommen und für deren genaue Planung - vor allem für die Evaluation der Rasenmischung und für deren Beschaffung - nicht genügend Zeit eingesetzt. Den mit der Schaffung solcher Biotope betrauten Personen fehlen oftmals die nötigen biologischen Kenntnisse. Es ist daher nicht weiter verwunderlich, wenn sie, z.B. nach geeigneten Rasenmischungen Umschau haltend, sich nach den Katalogen der Samenlieferanten richten und ausländisches und standortfremdes Saatgut bestellen, das sie dafür rasch, einfach und billig erhalten. Es wäre aber dringend nötig, diesem Detail mehr Beachtung zu schenken und es von Anfang an bei der Planung zu berücksichtigen. So könnte man auch frühzeitig für genügend einheimisches und standortgerechtes Saatgut sorgen.

Trockene Magerwiesen sind ertragsmässig uninteressant. Viele solcher unter Naturschutz gestellten Wiesen werden nicht mehr von Landwirten bewirtschaftet. Es müssen häufig eigens Leute dafür angestellt werden, welche die Pflege solcher Biotope übernehmen. Durch die Verwendung des Schnittgutes solcher Flächen für die Begrünung von neugeschaffenen Magerbiotopen würden diese landwirtschaftlich nutzlosen Magerwiesen zu Produktionsstätten von wertvollem Saatgut. Die erfolgreiche Anwendung von sogenannten Heublumenmischungen wurde z.B. von SCHIECHTL (1973, 1981) beschrieben. Solche Mischungen können auch ohne weiteres mit modernen Ansaatmethoden (Anspritzenverfahren, Bindemittel, eventuell auch Startdüngergesetz auf Gesteins-Rohböden) kombiniert werden.

Nebst den oben genannten Faktoren sprechen noch weitere Argumente gegen den Einsatz von standortfremdem bzw. ausländischem Saatgut. Viele Arten haben geographisch oder ökologisch differenzierte Kleinsippen entwickelt, welche eine streng voneinander getrennte Verbreitung haben (TURESSON 1922, GRANT and GRANT 1956, 1960, LANDOLT 1971). Wird nun anstelle einer einheimischen Rasse eine fremde angesiedelt, besteht die Gefahr einer Bastardierung mit einheimischen Sippen, welche in der Umgebung vorhanden sind. Dadurch wird aber die genetische Eigenart solcher Sippen gefährdet, es kann zu einer Florenverfälschung kommen (TRAUTMANN und LOHMEYER 1975).

Dieses Problem ist denn auch von Fachleuten erkannt worden und man hat darum Leitlinien für das Ausbringen von einheimischen Wildpflanzen ausgearbeitet (ANL 1980). Danach soll die auszubringende Art innerhalb ihres Verbreitungsgebietes möglichst nahe vom Ausbringungsort bezogen werden, man soll ihren Standortsansprüchen gerecht werden und die Ausbringung soll wissenschaftlich betreut und dokumentiert werden.

KLÖTZLI (mündliche Mitteilung), welcher an der Ofenpass-Strasse im Schweizer Nationalpark Versuche mit Standard-Rasenmischungen und Heublumenmischungen gemacht hat, konnte allerdings keine Bastardierungen feststellen. Fremdarten, wie z.B. *Lolium perenne*, *Trifolium repens* und *Trifolium hybridum* waren schon nach kurzer Zeit verschwunden.

Eine wichtige Rolle für die Erhaltung artenreicher Magerwiesen spielt auch die Bewirtschaftung. In den hier beschriebenen Versuchen wurden alle angesäten Versuchsflächen einmal jährlich im Spätherbst gemäht. KRÜSI (1981), der verschiedene Bewirtschaftungsarten an *Mesobrometen* im Schaffhauser Randen untersucht hatte, konnte zeigen, dass der Schnittzeitpunkt die Artengarnitur wesentlich beeinflusst. Schnitt im Juni erwies sich als günstig für *Bromus erectus* und *Ranunculus bulbosus*, als eher ungünstig für *Aster amellus*, *Buphthalmum salicifolium* und *Primula veris*. Schnitt im Oktober erschien dagegen förderlich für *Primula veris* und *Aster amellus*, während er sich auf *Bromus erectus* und *Ranunculus bulbosus* eher ungünstig auswirkte und *Buphthalmum salicifolium* gar schädigte.

Ob das praktisch vollständige Fehlen einiger der hier angesäten seltenen Arten auf diesen Faktor zurückzuführen ist, muss bezweifelt werden, denn auch *Aster amellus* und *Primula veris* konnten auf den Böschungen nicht gefunden werden. Immerhin sollte bei der Zusammenstellung von Rasenmischungen bereits auch schon die Art der Bewirtschaftung berücksichtigt werden.

Auch wenn an vielen Orten naturnahe Biotope auf Ersatzstandorten geschaffen werden, sind manche Pflanzen und Tiere immer noch gefährdet. Zwar können solche Flächen durchaus einigen Pflanzen und Tieren als Refugien dienen. Ob aber bedrohte Arten langfristig überleben können, hängt von weiteren Faktoren ab. Die Inseltheorie (MacARTHUR and WILSON 1967) besagt, dass die in einem isolierten Habitat zu erwartende Anzahl Tierarten abhängig ist von der Einwanderungsrate neuer Arten und von der Aussterbe-

rate der dort anwesenden Tiere. Die Einwanderungsrate nimmt mit der Distanz vom Inselhabitat zur nächsten Insel ab, während die Aussterberate mit zunehmender Grösse der Insel sinkt.

Vor allem für Tiere ergeben sich heute z.T. unüberwindliche Barrieren zwischen ihren einzelnen Lebensräumen, welche solchen Inseln gleichgesetzt werden können. Gerade Autobahnen und Strassen, aber auch Städte und Siedlungen stellen solche Hindernisse dar (MADER 1980, 1981, ELLENBERG et al. 1981). Ein Biotop an einer Strasse oder an einer Autobahn kann deshalb kein vollwertiger Ersatz für eine zerstörte Magerwiese in einer natürlichen Landschaft sein. Die Erhaltung sämtlicher der noch wenigen vorhandenen naturnahen Flächen muss deshalb mit allem Nachdruck gefordert werden. Trotzdem stellt in unserer an Vielfalt verarmten Landschaft heute jede artenreichere Oekozelle eine Bereicherung dar; in diesem Sinne mögen auch die vorliegenden Versuche gewertet werden; ausserdem mögen sie dazu anregen, ein Weiteres auf diesem Gebiet zu tun.

## 5. Schlussfolgerungen

Die folgenden Bemerkungen wollen als Empfehlung für die Anlage von Magerwiesen auf Strassenböschungen oder anderen Ersatzbiotopen verstanden sein.

Für die Anlage von Magerwiesen eignen sich hauptsächlich südexponierte Flächen, welche ausserhalb der Spritzwasserzonen von Strassen (Salz- und Staubbelastrung der Vegetation) liegen. Die genaue Planung sollte von Anfang an parallel zu den übrigen Planungsarbeiten für solche Bauvorhaben laufen. Folgenden Details der Ansaat sollte besondere Beachtung geschenkt werden:

1. Das Saatgut muss standortgemäss und einheimisch sein.
2. Falls immer möglich, soll als Saatgut die Heuernte einer nahegelegenen Magerwiese mitverwendet werden. Es können dabei auch moderne Ansaatverfahren (Hydroseeder, Klebemittel) verwendet werden.