| Mitt. POLLICHIA | 83 | 127 – 176 | 11 Abb. | 10 Tab. | Bad Dürkheim 1996 |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | ISSN 0341-9665 |

Claus MÜCKSCHEL & Wolfgang LICHT

# Vegetationsökologische Untersuchungen in aufgelassenen Basaltsteinbrüchen im Niederwesterwald

## Kurzfassung

MÜCKSCHEL, C. & LICHT, W. (1996): Vegetationsökologische Untersuchungen in aufgelassenen Basaltsteinbrüchen im Niederwesterwald. – Mitt. POLLICHIA, Bd. **83:** 127-176, 11 Abb., 10 Tab., Bad Dürkheim

Die vorliegende Arbeit untersucht am Beispiel von vier aufgelassenen Steinbrüchen im Niederwesterwald, inwieweit die standortökologischen Verhätnisse (Bodenfaktoren) dort die Vegetation bzw. die Vegetationsentwicklung beeinflussen. Die vorgefundenen Pflanzengesellschaften sind aufgrund der ablaufenden Sukzessionsvorgänge wenig faßbar – die vorkommenden Vegetationstypen sind größtenteils noch in Entwicklung begriffen – und werden im folgenden physiognomisch definiert sowie durch ökologisch-soziologische Artengruppen und durch Lebensformspektren charakterisiert. Bodenkundliche Untersuchungen dokumentieren, daß einige Bodenfaktoren eng mit bestimmten Vegetationstypen korrelieren. Zwischen den schwerpunktmäßig bearbeiteten Rasengesellschaften und der Mehrzahl der untersuchten Bodenfaktoren werden signifikante Beziehungen aufgezeigt und diskutiert. Zudem werden Unterschiede bezüglich Vegetationsentwicklung, Artenzusammensetzung und Ausbildung der einzelnen Vegetationstypen zwischen den einzelnen Steinbrüchen aufgezeigt, wobei neben den untersuchten Bodenparametern vor allem besiedlungsdynamischen Vorgängen eine entscheidende Rolle zukommt. Abschließend werden aus den erhaltenen Ergebnissen Folgerungen für Naturschutz und Landschaftspflege abgeleitet, wobei Kriterien erschlossen werden, mit denen die potentielle Bedeutung einzelner Steinbrüche eingeschätzt werden kann.

## Abstract

MÜCKSCHEL, C. & LICHT, W. (1996): Vegetationsökologische Untersuchungen in aufgelassenen Basalt-Steinbrüchen im Nieder-Westerwald

[Vegetation studies in abandoned basalt quarries of the Lower Westerwald area]. – Mitt. POLLICHIA, **83:** 127-176, 11 Abb., Bad Dürkheim

Taking the example of four abandoned quarries in the Nieder-Westerwald (Lower Westerwald area), the present study examines in how far the ecological conditions of the location (soil factors) influence the vegetation and its development. The plant communities found at this location are extremely difficult to describe due to the succession processes which take place here. The types of vegetation occurring in the quarries are most of the time still in the phase of development. They will be defined physiognomically and characterised into ecological and sociological groups of species as well as by correlating them to respective spectrums of life-forms.

Pedological studies reveal that some soil factors correlate closely with certain types of vegetation. Significant relationships are demonstrated between the communities of grass which forms the focus of the investigation and the majority of soil factors. These relationships are discussed. Furthermore, differences with regard to the development of the local vegetation, composition of species and formation of the individual types of vegetation in the individual quarries are described. In addition to the examined soil parameters processes concerning the plant population dynamics in the area play a particularly important role. Finally, consequences for the conservation of nature and of the landscape will be deducted from the results obtained and criteria will be elaborated which will make it possible to evaluate the relative importance of individual quarries.

## Résumé

MÜCKSCHEL, C. & LICHT, W. (1996): Vegetationsökologische Untersuchungen in aufgelassenen Basalt-Steinbrüchen im Nieder-Westerwald

[Recherches végétales dans des carrières basaltiques abandonnées dans le Nieder-Westerwald (Rhénanie-Palatinat)]. – Mitt. POLLICHIA, **83:** 127-176, 11 Abb., Bad Dürkheim

La présente étude examine l'influence des conditions écologiques (les propriétés pédologiques) sur la végétation ou bien le développement végétal dans quatre carrières abandonnées dans le Nieder-Westerwald. En raison d'une succession permanente, les associations végétales trouvées sont difficiles à cerner. La plupart des types végétaux existants sont encore en train d'évoluer. Leur physiognomie sera donc défini et caractérisée d'après de différents modes d'existence. Des recherches pédologiques montrent que certains facteurs pédologiques correspondent étroitement à certains types végétaux. On indique et discute les corrélations signifiantes entre les associations de prés explorés et la plupart des propriétés pédologiques examinées. En outre, on décrit les différences existant entre les diverses carrières au niveau du développement végétal, la structure des espèces et la genèse des types végétaux divers. A part les paramètres pédologiques examinés, les processus dynamiques du peuplement joue un rôle décisif à ce propos. Finalement, on tire des conclusions des résultats obtenus pour pouvoir protéger la nature et pour aménager les espaces naturels. On essaie, à ce propos, de trouver des critères aptes à évaluer la signification potentielle de diverses carrières.

## 1 Einführung

Die Anlage eines Steinbruchs stellt immer einen schwerwiegenden Eingriff in den betroffenen Landschaftsraum dar. Viele der für den Niederwesterwald so charakteristischen Basaltkegel und -kuppen sind gegenwärtig nur noch Ruinen ihrer ursprünglichen Form und Ausdehnung, da sie durch intensiven Steinbruchbetrieb nahezu vollständig abgebaut wurden. Diese meist aufgelassenen Steinbrüche gelten bis in die Gegenwart als „Wunden in der Landschaft"; dies hat vor allem landschaftsästhetische Gründe. Andererseits nämlich haben stillgelegte und nicht wiederverfüllte oder „rekultivierte" Steinbrüche in der intensiv genutzten Kulturlandschaft als Sekundärbiotope eine hohe Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz. Steinbrüche dienen deshalb zunehmend als anthropogene Ersatzbiotope. Während nun zum allgemeinen Wert sowie den Vegetationsverhältnissen solcher Sekundärstandorte bereits eine Anzahl von Publikationen vorliegen (vgl. BRANDES 1979; DIEKJOBST 1972; HARTWICH 1979; HODGSON 1981; KUNDEL et al. 1987; LIENENBECKER 1983; LÜTTMANN 1979; MEDERAKE 1984; WARTNER 1983), sind deren standortsökologische Verhältnisse bisher kaum untersucht worden. Was z.B. den Faktor Boden betrifft, so liegen darüber nur wenige Untersuchungen vor, die zudem in erster Linie Kalksteinbrüche behandeln (vgl. POSCHLOD & MUHLE 1985, POSCHLOD 1986).

Vor allem im Hinblick auf die Vegetationsentwicklung aufgelassener Steinbrüche dürften jedoch bodenökologische Faktoren auf den dort vorherrschenden Rohböden von wesentlicher Bedeutung sein. Die vorliegende Arbeit will hier ansetzen und am Beispiel von vier aufgelassenen Basaltsteinbrüchen, welche sich in einem bezüglich der ökologischen Rahmenbedingungen relativ einheitlichen Naturraum befinden, zur Klärung der Frage beitragen, inwieweit die anthropogen veränderten Bodenfaktoren die Vegetation bzw. die Vegetationsentwicklung in aufgelassenen Steinbrüchen beeinflussen; zudem sollen Folgerungen für Naturschutz und Landespflege abgeleitet werden.

## 2 Das Untersuchungsgebiet: Naturräumliche Lage, geologischer Untergrund und Klima

Die untersuchten Steinbrüche befinden sich im rheinland-pfälzischen Teil des rechtsrheinischen Schiefergebirges, näherhin im Niederwesterwald, welcher in nord-südlicher Richtung östlich an das Rheintal angrenzt (vgl. Abb. 1).

Der Niederwesterwald ist ein relativ gleichförmiges, welliges, verhältnismäßig niedriges Hochflächenland. Seine durchschnittliche Höhe beträgt ca. 300 m, wobei jedoch im östlichen Grenzbereich zum Oberen und Hohen Westerwald bis über 400 m Höhe erreicht werden. Lediglich an seinem Außensaum bewirkt die Nähe zu den tief liegenden Erosionsbasen von Rhein, Lahn und Sieg eine starke Zertalung des Gebietes. Die Geländeformen im Inneren der Hochfläche werden durch flache bis mäßig steile Rücken und Schwellen zwischen einer netzartigen Anordnung breitsohliger Kastentäler bestimmt. Aufgelockert wird dieses Bild durch vereinzelte, gelegentlich aber auch in Reihen und Gruppen vorkommende, aus der allgemeinen Oberfläche herausragende tertiäre vulkanische Kegel und Kuppen.

Die Untersuchungsflächen befinden sich im Grenzbereich zwischen Niederwesterwälder Hochmulde, Sayn-Wied-Hochfläche und Rheinwesterwälder Vulkanrücken (vgl. FISCHER 1972, GLÄSSER 1978, HARTNACK 1962, MÜLLER-MINY 1958a und b, MÜLLER-MINY 1962, SABEL & FISCHER 1992).




Abb. 1: Naturräumliche Gliederung des Westerwaldes, die Standorte der untersuchten Steinbrüche sind markiert: 1 = Hummelsberg, 2 = Hinterplag, 3 = Manroth, 4 = Notscheid (leicht verändert aus: SABEL & FISCHER 1992).

Als Teil des Rheinischen Schiefergebirges weist der Westerwald in seinem Fundament das gleiche Grundmuster auf, wie die umgebenden Naturräume Taunus, Hunsrück, Eifel und Bergisches Land. Dies ist durch die gemeinsame Entwicklungsgeschichte dieser Räume bedingt. Zusammenfassungen zur Geologie des Westerwaldes findet man bei ROTH (1991), SABEL & FISCHER (1992) und SCHWICKERT (1992).

Im Gebiet der untersuchten Steinbrüche hinterließ der dortige miozäne tertiäre Vulkanismus fast ausschließlich Basaltdurchbrüche, welche nach AHRENS (1939) durch „Schloteruption" entstanden sind, d.h. das Magma ist durch einen Schlot, welcher meist auf einer Spalte lag, aus der Tiefe emporgestiegen und füllte die meist trichterförmige Erweiterung des Schlotes mit Basalt aus.

Die Basaltvorkommen des Gebietes treten auf engem Raum in recht verschiedenen Lagerungsformen auf. Der untersuchte Hummelsberg nordöstlich von Linz und die bei Manroth in Steinbrüchen aufgeschlossenen Basalte stellen eine Kombination zwischen einer Trichterkuppe und einem sich unmittelbar anschließenden Lager oder Deckenerguß dar. Gemeinsam bilden sie einen zusammenhängenden Basaltkörper, bei dem sich das Magma, nachdem es durch eine schlotförmige Öffnung emporgedrungen ist, von einer bestimmten Stelle an horizontal ausbreitet.

Das umgebende devonische Gestein verwittert schneller als der widerstandsfähigere Basalt, so daß sich die Kuppen heute weit über das benachbarte Geländeniveau erheben. Viele der für diese Landschaft so charakteristischen Vulkankuppen sind gegenwärtig nur noch Ruinen ihrer ursprünglichen Form und Ausdehnung, da sie durch intensiven Steinbruchbetrieb nahezu vollständig zerstört wurden.

Das wintermilde, feuchte **Klima** des Westerwaldes läßt sich als subozeanisch-subkontinental bezeichnen (BÖHM 1964 in SCHWICKERT 1992). Der Tab. 1 kann man die Zunahme der Niederschläge von West nach Ost bzw. mit zunehmender Höhenlage sowie die ebenfalls damit korrelierten Temperaturverhältnisse entnehmen.

**Tab. 1:** Jahresmitteltemperatur und mittlerer Jahresniederschlag einzelner Klimastationen in verschiedenen Höhenlagen des Westerwaldes (verändert nach: ROTH 1991 und SCHWICKERT1992).

| Station (Lage) | Höhe über NN | mittlerer Niederschlag mm/Jahr | Jahresmitteltemp. °C |
|---|---|---|---|
| Neuwieder Becken | 67 | 580-650 | 9,5 |
| Hilgenroth | 290 | 996 | 8,5 |
| Hachenburg | 343 | 800-900 | 7,7 |
| Bad Marienberg | 545 | >1000 | 6,7 |
| Neukirch/Salzburg | 636 | >1000 | 5,9 |

Einige Klimawerte aus Hilgenroth (Deutscher Wetterdienst Trier 1961-1990), einer dem Untersuchungsgebiet benachbarten Meßstation, mögen eine allgemeine Kennzeichnung der Klimaverhältnisse geben: Obwohl die Station nur 290 m hoch gelegen ist, ist hier der jährliche Niederschlag mit 996,3 mm sehr hoch. Die Luvposition zum Hohen Westerwald wirkt sich hier bereits aus. Die dortige Jahresdurchschnittstemperatur von 8,5°C stellt in etwa einen Mittelwert zwischen dem angrenzenden warmen Mittelrheinischen Becken mit 9,5°C und den deutlich kühleren Gebieten des Oberen Westerwaldes mit 7,7°C dar.

Nach MÜLLER-MINY (1962) ist für die gesamte Region das Übergangsklima von den warmen und sonnigen Tälern zu den windigen, rauhen Höhen des zentralen Westerwaldes typisch.

Tagesmitteltemperaturen von über 5°C dauern im westlichen Westerwald auf Höhenlagen von ca. 300 m etwa 220-230 Tage an, beginnen etwa zwischen dem 20.-30.3. und enden zwischen dem 30.10-10.11. Die Zahl der Sommertage liegt bei 25, die der Frosttage bei 82 (Deutscher Wetterdienst 1957).

Während das Großklima für das Gesamtbild der Vegetationsentwicklung in den Steinbrüchen ausschlaggebend ist, kommt innerhalb der Steinbrüche sicherlich dem Kleinklima eine entscheidende Bedeutung zu. WILMERS (1974) weist in seiner Arbeit darauf hin, daß die durch den Abbau entstandenen Reliefveränderungen, beispielsweise Geländevertiefungen, gegenüber ihrer Umgebung mehr oder weniger große Abweichungen des Kleinklimas bedingen. Hinzu kommt eine zu vermutende starke mikroklimatische Differenzierung innerhalb der einzelnen Steinbruchbezirke.

## 3 Die einzelnen Steinbrüche

Die höchsten Punkte der Basaltkuppen wurden in der Regel durch die Abbautätigkeit weggeräumt. So ist der heutige höchste Punkt des **Hummelsberges** nur noch 389,3 m gegenüber ehemals 445 m über NN gelegen[1]. Basalt wurde dort bereits seit 1854 in größerem Maßstab abgebaut. Ende der sechziger Jahre wurde der Abbau auf dem etwa 17 Hektar großen Gelände eingestellt. Ein Teilbereich des weiträumigen Geländes wird von einem Schützenverein (Tontaubenschießen) als Übungsplatz benutzt; das Steinbruchgewässer ist an einen Angelverein verpachtet. Das Steinbruchgelände wird größtenteils von Wald begrenzt. Im Osten befindet sich einige hundert Meter entfernt der Ort Hargarten, dessen Umfeld hauptsächlich als Grünland genutzt wird. Im Zusammenhang mit den vegetationskundlichen Untersuchungen ist auch die relative Nähe zum Rheintal (ca. 4 km) wichtig.

Der Steinbruch von **Hinterplag** erhebt sich südlich des gleichnamigen Ortes kegelförmig mit etwa 275 m über NN aus der Ebene. Auf dem etwa 4 Hektar großen Gelände wurde mit Unterbrechungen bis 1985 Basalt abgebaut. In einem Teilbereich wurden Verfüllungen mit Bauschutt und ähnlichem vorgenommen. Außerdem befinden sich auf dem Gelände Bienenstöcke eines Imkers. Das Steinbruchgelände wird fast vollständig von Gehölzen umrandet. Nordwestlich grenzen Streuobstwiesen das Gelände ab.

Die basaltischen Durchbrüche und Ergüsse des Steinbruchs **Manroth** im Gebiet um Bertenau besitzen im ganzen eine Längserstreckung von ca. 1,5 km in SW-NE Richtung mit einer durchschnittlichen Breite von ca. 600 m. Der Umriß der ehemals flachen, fast ebenen Basaltdecke entspricht in etwa einem Oval. In diesem Gebiet befinden sich mehrere stillgelegte Basaltsteinbrüche, in denen jedoch immer das gleiche Vorkommen abgebaut wurde. Der größte zusammenhängende Bereich wird zur Zeit noch als Kreismülldeponie (Landkreis Neuwied) genutzt. Der angrenzende, hier behandelte „Manrother Steinbruch" befindet sich westlich von Manroth in einer flachen Hochfläche auf einer Höhe von ca. 340 m über NN. Er wurde 1977 stillgelegt. Der untersuchte Teilbereich nimmt etwa eine Größe von 4 Hektar ein. Das im Steinbruchgelände befindliche Gewässer wird von einem Angelverein und einem Tauchclub genutzt. Der Steinbruch wird von unterschiedlich genutztem Grünland umgeben, eingestreut sind einzelne Äcker und Gehölzgruppen.

Für die floristische Analyse des Gebietes dürfte auch die räumliche Nähe (etwa 800 m) zu der oben erwähnten Mülldeponie wichtig sein.

Der Steinbruch **Notscheid** liegt nördlich des Ortes St.Katharinen auf einer Höhe von 374 m über NN. Der Gesteinsabbau in dem 2 Hektar umfassenden Steinbruchgelände wurde etwa Mitte der siebziger Jahre eingestellt. Im Sommer wird das vorhandene Gewässer sowohl von Anglern als auch von anderen Besuchern als Badesee genutzt. Während der Sommermonate läßt sich eine regelrechte Vermüllung beobachten. Der eigentliche Steinbruch bildet einen Kessel, dessen obere Randbereiche bewaldet sind.

Der Steinbruch **Mahlberg** schließlich befindet sich südwestlich des Ortes Hausen/Wied. In dem etwa 3 Hektar umfassenden Gelände wurde der Abbau bereits 1932 eingestellt. Angesichts des relativ hohen Alters und wegen der dort gut ausgeprägten Haldenbereiche wurden in diesem Steinbruch zu Vergleichszwecken zwei zusätzliche Probeflächen zum Thema ‚Halden" eingerichtet. Andere Untersuchungen wurden hier nicht durchgeführt.

[1] In der Vorgeschichte befand sich auf dieser Höhe eine befestigte Wohnanlage aus der Zeit um 600 v. Christi. Der Abrutsch einer etwa 100 m hohen Felswand in den dortigen Steinbruchsee verursachte 1978 eine Flutwelle, die zwei Häuser in einem nahegelegenen Gehöft wegschwemmte (Westerwald-Verein 1991).

## 4 Standortbedingungen in den Steinbrüchen

In Anlehnung an MEDERAKE (1984), POSCHLOD & MUHLE (1985), POSCHLOD (1986) und WARTNER (1983) werden im folgenden kurz die unterschiedlichen Teillebensräume in den untersuchten Steinbrüchen vorgestellt.

Die Grobstruktur der Basaltsteinbrüche offenbart sich in geschlossenen oder einseitig offenen Hohlformen. Den ebenen Grund dieser Hohlform bildet die Steinbruchsohle. Die umgebenden Wände werden von anstehendem Fels oder grusig-steinigen Hängen gebildet, welche in den untersuchten Brüchen im allgemeinen eine Neigung zwischen 45 und 90° besitzen. Abbaubedingt treten auch kleinflächige Felssimse und Felsköpfe auf. Die Bruchwände sind stark mit Spalten und Klüften durchzogen.

Das nicht zu verwertende Material, welches als Auflage den Basalt vorher überlagert hatte (Felsblöcke, Schutt und Erdreich), sowie der bei der Aufbereitung und der Weiterverarbeitung des Basalts anfallende Anteil an nicht verwertbarem Gestein – beides im folgenden als „Abraum" zusammengefaßt – führt zur Aufschüttung von Halden. Solche Halden, welche Vollformen darstellen, kommen in unterschiedlicher Ausbildung vor. Ferner kann man künstliche Abraumhalden und natürliche Schutthalden am Fuße verwitternder Steilwände unterscheiden; beide besitzen meist einen hohen Skelettanteil und im Gegesatz zur Sohle eine gewisse Tiefgründigkeit.

Die Halden sind hinsichtlich ihrer Zusammensetzung, ihres Skelett-, Feinerde- und Humusgehaltes, ihrer Lagerung u.a. außerordentlich heterogen und kleinräumig verschieden (vgl. DARMER 1976). In Anlehnung an SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1992) können die „Böden" der Halden als Locker-Syroseme bezeichnet werden.

Die Böden der Sohlen bestehen in der Regel aus noch unverwittertem bzw. schon angewittertem Grundgestein mit einer meist dünnen Auflage aus Basaltgrus. Solche Initialstadien der Bodenbildung sollen in Anlehnung an MÜCKENHAUSEN (1993) und SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1992) als Syroseme zusammengefaßt werden. Ein nur lückig und dann äußerst geringmächtiger (< 2 cm) humoser Oberboden liegt unmittelbar festem, allenfalls mechanisch zerkleinertem bzw. zerklüftetem Basaltgestein auf. Die vorhandene Feinerde besteht überwiegend aus unverwitterten und halbverwitterten Körnern. Der Humus (Rohbodenhumus) ist nur wenig zersetzt und erscheint in Form häckselartiger Splitter. Bedingt durch den Maschineneinsatz und die Werkstätigkeiten ist der Boden z.T. stark verdichtet. Der geringmächtige Auflagehorizont dieser Gesteinsrohböden auf Basalt ist in der Regel steinig und extrem wechseltrocken (MÜCKENHAUSEN 1993). Meist wurden die Steinbrüche in mehreren Stufen abgebaut, so daß verschieden große Sohlenbereiche in unterschiedlichen Höhenniveaus entstanden sind.

Je nach vorhandenen Oberflächenformen entwickeln sich zumeist auf den untersten, tiefliegenden Abbaustufen durch Niederschlagswasser und Hangabflußwasser Gewässer unterschiedlicher Flächenausdehnung und Tiefe, vorausgesetzt, der Untergrund ist verdichtet und das Grundgestein nicht zerklüftet. Von einzelnen Ausnahmen abgesehen, stellt dies für die zahlreichen Basaltsteinbrüche im westlichen Westerwald die Regel dar. Aber auch außerhalb der tiefliegenden Sohlenbereiche kommt es in flachen Senken kleinflächig zu häufig ephemeren Vernässungen.

## 5 Methodik

### 5.1 Vegetationskundliche Methoden

Die vegetationskundliche Datenerhebung erfolgte nach der üblichen pflanzensoziologischen Methode (vgl. DIERSSEN 1990; KNAPP 1971). Die Nomenklatur richtet sich nach OBERDORFER (1990). In der Vegetationsperiode 1995 wurden 115 Vegetationsaufnahmen in den Untersuchungsgebieten erstellt. 73 Aufnahmen entfielen auf die Sohlenbereiche,

35 auf Halden und 7 auf Böschungen. Aus zeitlichen Gründen konnten die zweifelsohne wichtigen und interessanten Moos- und Flechtenarten nicht berücksichtigt werden, sie wurden nur in ihrer Gesamtheit im Deckungsgrad erfaßt.

Bei den Gesellschaften handelte es sich meist nicht um fest umrissene Assoziationen im soziologischen Sinne, sondern um Pionierstadien der Rohbodenbesiedlung. Aus diesem Grund, und weil die Arbeit primär ökologisch ausgerichtet ist, erschien es sinnvoller, physiognomisch unterscheidbare Einheiten zu wählen, was den realen Verhältnissen in den Steinbrüchen näher kommt als die Zuordnung zu definierten Gesellschaften.

Aus den Aufnahmen[2] wurden vergleichende Stetigkeitstabellen (Tab. 8 und 9) erstellt, die für die abgegrenzten Formationstypen das Vorkommen der Arten getrennt für die jeweiligen Steinbrüche angeben. So kann man erkennen, ob eine Art einerseits für einen Steinbruch und/oder andererseits für den jeweiligen Vegetationstyp typisch ist. Die Angabe der Stetigkeit erfolgt in üblichen Stetigkeitsklassen I bis V. Liegen in einer Formation weniger als 4 Aufnahmen vor, so wird die absolute Anzahl der Artvorkommen in dieser Formation angegeben. Außerdem wird für jede Art hinter der Stetigkeitsangabe die minimal und maximal erreichte Abundanz angegeben, mit der die Art vorkommt.

Zudem wurde für jeden Steinbruch eine weitere Artenliste erstellt, die alle zusätzlichen, bei den Untersuchungsgängen erfaßten, aber nicht direkt in den Flächen der Vegetationsaufnahmen vorkommenden Arten enthält. Weiterhin erfolgte für jede Art die Angabe der Lebensform nach RAUNKIAER (1910). Die Verteilung der Lebensformen in den verschiedenen Vegetationstypen wurde in Spektren dargestellt. Die Lebensformspektren geben in begrenztem Maße Auskunft über die jeweiligen „Umweltsituationen" der Vegetationstypen.

Ferner wurden für die Aufnahmeflächen jeweils mittlere Zeigerwerte nach ELLENBERG (1992: Temperatur-, Feuchte-, Reaktions- und Nährstoffzahl) und LANDOLT (1977: Humusgehalt und Dispersität) berechnet. Auf die Bildung von arithmetischen Mittelwerten, welche bei Zahlen wie den Zeigerwerten, die keine Kardinalzahlen sind, grundsätzlich problematisch sind, wurde im allgemeinen verzichtet (ELLENBERG et al.1992; MÖLLER 1987). Als Ersatz wurden Medianwerte (Zentralwerte) berechnet, da bei ordinal skalierten Daten, wie sie die Zeigerwerte darstellen, der Median im Gegensatz zum arithmetischen Mittel ein statistisch korrekter Wert ist.

Im Gegensatz zu ELLENBERG benutzt LANDOLT bei seinen Zeigerwerten eine Einteilung von 1 bis 5. Beide Einteilungen sind also nicht direkt vergleichbar. Für die weitere Erklärung der Zeigerwerte und das allgemeine Aussagevermögen sei auf ELLENBERG (1992) und LANDOLT (1977) verwiesen. Da die Auswertung der Zeigerwerte nur wenig ergiebig war – was bei „ungesättigten" Biotopen häufig vorkommt –, soll auf eine ausführliche Darstellung verzichtet werden.

Die in den Tabellen und Abbildungen verwendeten Abkürzungen für die jeweiligen Steinbrüche bzw. Vegetationstypen sind in Tab. 2 aufgelistet.

**Tab. 2:** In den Abbildungen und Tabellen verwendete Abkürzungen.

| Steinbruch | | Vegetationstyp | |
|---|---|---|---|
| Hummelsberg | HUM | Pionierrasen | PIO |
| Hinterplag | HIP | Kurzgrasrasen | KGR |
| Manroth | MAR | Hochgrasrasen | HGR |
| Notscheid | NOT | Feuchtegesellschaften | FEUT |
| Mahlberg | MLB | Böschungen | BÖSG |
| | | Pioniergehölze | PIGE |
| | | Halden | HALD |

2 Die Erstellung der soziologischen Tabellen erfolgte mit SORT 3.4 (ACKERMANN & DURKA 1995).

## 5.2 Bodenkundliche Methoden

Neben einer pflanzensoziologischen Erfassung der Vegetation wurden – und dies war der Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit – einige bodenkundliche Parameter ermittelt und ausgewertet. Dabei stand die Untersuchung der Korngrößenverteilung im Vordergrund, da die Körnung in aller Regel die bodenphysikalischen Eigenschaften – die auf den Gesteinsrohböden erwartungsgemäß eine große Rolle spielen – stark beeinflußt. Ferner wurden als weitere Parameter die Einschlagtiefe, der Gehalt an organischer Substanz, die Wasserkapazität und der pH-Wert gemessen.

Die **Entnahme der Proben** wurde im August 1995 durchgeführt. Bei den flachgründigen, skelettreichen Böden war eine Probennahme mit einem herkömmlichen Probennahmegerät (Bohrschraube, Stechzylinder usw.) nicht möglich. Deshalb wurde das Substrat mit Hilfe von Hammer und Meißel auf einer 15 x 15 cm großen Grundfläche etwa 10 cm tief gelockert, soweit dies überhaupt möglich war und mit einer Handschaufel entnommen. Innerhalb einer Probefläche wurden auf diese Art und Weise 4 Proben entnommen und zu einer Mischprobe vereint.

Die Trennung von Bodenskelett (> 2 mm) und Feinerde(< 2mm) wurde durch trockene Siebung mittels einer Vibrations-Siebmaschine durchgeführt, wobei die vorhande Streu entfernt wurde. Der so gewonnene Feinboden diente als Ausgangssubstrat für alle weiteren Analysen.

Die **Korngröße** ist eine Eigenschaft, die bei der ersten Betrachtung des Bodens am deutlichsten ins Auge fällt. Mit ihr hängen viele der gerade auf Rohböden wichtigen Bodeneigenschaften mehr oder weniger zusammen.

Die Korngrößenanalyse soll die Mengenverhältnisse der Teilchengrößen feststellen. Soweit nicht anders angegeben, beziehen sich die Angaben zur Korngrößenzusammensetzung (Skelettanteil, Bodenart) immer auf Volumenprozent. Ferner werden die Anteile der einzelnen Fraktionen Sand, Schluff und Ton immer auf den Feinbodenanteil bezogen.

Schwerpunktmäßig wurden Untersuchungen mit einem Testkit der Firma LaMOTTE (USA) durchgeführt. Aufgrund der apparativen Einfachheit erhält man mit dieser Methode relativ rasch einen Überblick über den Gehalt der einzelnen Hauptfraktionen Sand, Schluff und Ton in einer Bodenprobe. Zusätzlich wurde bei einer geringeren Anzahl von Bodenproben die Korngrößenzusammensetzung mit zwei weiteren Verfahren untersucht, um die Vergleichbarkeit der auf diese Weise gewonnenen Werte zu testen. Dabei wurden die Schluff- und Tonfraktionen mit der Pipettmethode nach KÖHN bestimmt; die Sandfraktion wurde mit der Siebanalyse (Naßsiebung) ermittelt. Beim Vergleich beider Untersuchungen ergaben sich hinsichtlich der Ergebnisse jedoch beträchtliche, nicht voraussagbare Unterschiede. Außerdem ist es aufgrund der unterschiedlichen Angaben – einerseits Volumenprozent, andererseits Massenprozent – nicht möglich, einen zufriedenstellenden Umrechnungsfaktor zu finden, welcher die Ergebnisse beider Methoden direkt vergleichbar machen würde. Deshalb beschränken sich die folgenden Ausführungen auf die Ergebnisse, die mit der Testkitt-Methode gewonnen wurden (zwei Meßreihen), eben um die Vergleichbarkeit der Daten untereinander zu gewährleisten.

Die Analysedurchführung erfolgte entsprechend der Anleitung nach FOTH (1970). Eine einfachere Methode, die nach dem gleichen Prinzip arbeitet, beschreibt BRANTL (1991). Da man bei der Analyse mit dem Testkit der Firma LaMOTTE Volumenprozente als Ergebnisse erhält, die Bodenarten in der Literatur jedoch anhand von Massenprozenten klassifiziert werden, ist die vorgenommene Bodenansprache nach den üblichen Einteilungen nicht ganz korrekt.

Die **Mächtigkeit des Lockermaterials** über dem festen Gestein kann relativ einfach ohne großen apparativen Aufwand ermittelt werden. Zu diesem Zweck wurde ein Metallstab von 1 m Länge, der mit einer cm-Markierung versehen war, als Schlagsonde benutzt und mit jeweils 20 in etwa gleichmäßigen Hammerschlägen in den Boden getrieben. Die jeweilige Eindringtiefe wurde als abhängige Variable abgelesen (vgl. HARTGE & HORN 1992; MÜCKENHAUSEN 1993). Dieses Verfahren wurde auf jeder Probefläche 10 mal durchgeführt,

wobei die jeweiligen Meßpunkte gitterartig regelmäßig über die Fläche verteilt wurden. Aus den erhaltenen Werten wurde das arithmetische Mittel berechnet. Der so ermittelte Wert kann als ein relatives Maß für die mittlere Gründigkeit, d.h. die Durchwurzelbarkeit des Lockermaterials über festen Schichten, in das die Pflanzenwurzeln ohne Schwierigkeiten eindringen können, betrachtet werden (AG BODEN 1994). Im Gegensatz zu den anderen Meßwerten handelt es sich hier natürlich nur um Vergleichswerte mit lediglich orientierendem Charakter.

Der **oberflächliche Steinanteil** wurde auf den jeweiligen Aufnahmeflächen in Prozent geschätzt (Abschätzung der bedeckten Flächenanteile).

Die **Wasserkapazität** ist nach SCHALLER (1993) ein Maß dafür, wieviel Niederschlagswasser im Boden für die Pflanzen verfügbar bleibt und wieviel u.U. in den Untergrund abfließt. Sie wurde nach der bei BOEHLMANN (1982) beschriebenen Methode durchgeführt. Grundsätzlich entspricht diese Methode der Bestimmung der „Maximalen Wasserkapazität" bei SCHALLER (1993): Die gebundenen Wassermengen (von 100 ml ausgehend) entsprechen der Wasserkapazität in Prozenten (ml/100g Boden). Aufgrund der extremen Bodenverhältnisse war die Entnahme von Volumenproben (Stechzylinder) nicht möglich, deshalb wurden die Messungen an gesiebtem Feinboden durchgeführt, also an gestörten Bodenproben.

Die Methode bereitete jedoch bei den schluffreichen Proben erhebliche Schwierigkeiten, da sich das aufgegossene Wasser oberflächlich staute und nicht abfloß. Dies trat vor allem beim zweiten Durchlauf auf; aus diesem Grund wurde in gewissen Abständen die Probe mit einem Spatel umgerührt. Wegen der Lagerungsveränderung der Bodenbestandteile einerseits und des gänzlich fehlenden Skelettanteils andererseits dürften die bei gestörten Bodenproben gemessenen Werte für die jeweiligen Probeflächen nur einen begrenzten Aussagewert besitzen.

Als Anleitung für die Bestimmung der organischen Substanz diente die in SCHALLER (1993) beschriebene Glühverlust-Methode (trockene Oxidation). Abweichend davon wurde der getrocknete Boden 4,5 Stunden geglüht (zwei Meßreihen). Der Glühverlust liefert bei sandreichen Böden, wie sie auf den Steinbruchsohlen vorliegen, nach SCHALLER (1993) und SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1992) ausreichend genaue Werte. Je nach Glühtemperatur kann gebundenes Wasser aus vorhandenen Tonmineralien entweichen. Falls die relativ geringen Tonanteile (max. 13%) tatsächlich zu Abweichungen geführt haben sollten, wäre aufgrund der relativ einheitlichen Tongehalte die Vergleichbarkeit der untersuchten Bodenproben dennoch gewährleistet.

Der **pH-Wert** des Bodens ist eine einfache und rasch zu bestimmende Größe. Er stellt keine unabhängige Variable dar, sondern beeinflußt chemische und biotische Eigenschaften und Vorgänge im Boden. Insbesondere sind Bodenentstehung und -entwicklung sowie der Nährstoffhaushalt in starkem Maße pH-Wert-abhängig.

Die Bestimmung des pH-Wertes (pH-$H_2O$ und pH-$CaCl_2$) der Bodenproben wurde nach STEUBING & FANGMEIER (1992) durchgeführt. Es wurden jeweils zwei Meßreihen durchgeführt.

## 6 Ergebnisse und Diskussion

### 6.1 Die Vegetationstypen

Wie bereits erwähnt, werden die in den Steinbrüchen vorgefundenen Pflanzengesellschaften in der Regel nicht den soziologisch vorgegebenen Gesellschaftsdefinitionen gerecht. Deshalb wurden die Aufnahmen zu physiognomisch definierten Typen zusammengefaßt. Diese Vegetationseinheiten sind jedoch nicht in allen untersuchten Steinbrüchen auch verwirklicht bzw. kommen nicht immer in der reinen Form vor.

Da es sich vor allem bei den Gesellschaften der Feuchtebereiche, der Böschungen, der Pioniergehölze und der Halden um Biotoptypen handelt, welche äußerst heterogen sind, so daß das Aufnahmematerial von der Zahl her meist nicht ausreichend ist, sollen diese Standorte in der vorliegenden Arbeit nur kurz behandelt werden; die dortigen Vegetationstypen werden den schwerpunkmäßig bearbeiteten Rasengesellschaften zusammenfassend als Sonstige Gesellschaften gegenübergestellt.

Die abgegrenzten Typen sollen im folgenden kurz vorgestellt werden.

**Rasengesellschaften**

1. Pionierrasen (trockener Standorte)

Die Physiognomie dieses Vegetationstyps wird in der Regel von niedrigwüchsigen Elementen bestimmt. Die Vegetation zeigt oft eine ungleichmäßige Verteilung der einzelnen Arten, was zu einer mosaikartigen Struktur der ohnehin lückigen Bestände führt. Der oberflächliche Steinanteil ist relativ hoch. Ferner spielen auf den offenen Pionierrasen Flechtengesellschaften eine wichtige Rolle, so daß hier relativ hohe Deckungswerte der Kryptogamenschicht auftreten.

2. Kurzgrasrasen

Im Vergleich zu den Pionierrasen handelt es sich um geschlossenere Bestände, die sich durch höhere Deckungswerte der Krautschicht einerseits und einen geringeren oberflächlichen Steinanteil andererseits auszeichnen.

3. Hochgrasrasen

Die Physiognomie dieses Vegetationstyps wird in der Regel durch hochwüchsige Arten bestimmt. Die Deckungswerte der Krautschicht erreichen Werte um 100%. Der oberflächliche Steinanteil ist verschwindend gering.

**Sonstige Gesellschaften**

4. Feuchtegesellschaften

Die Physiognomie der Feuchtegesellschaften ist sehr unterschiedlich. In der Regel handelt es sich um relativ geschlossene Bestände mit vergleichsweise hohen Deckungswerten der Krautschicht. Die meist nur kleinflächig ausgebildeten Feuchtbereiche weisen mehr oder weniger alle Übergänge von wechseltrockene über wechselfeuchte bis nasse Standortverhältnisse auf.

5. Pioniergehölze

Diese Einheit entspricht weitgehend den Pionierrasen, von denen sie sich jedoch durch das Aufkommen von Gehölzen gut abgrenzen läßt. Der oberflächliche Steinanteil ist sehr hoch. Die Deckung der Strauchschicht beträgt im Mittel 20%.

6. Böschungen

Die Böschungen weisen Neigungen zwischen 30° und 45° auf und sind SE-SW exponiert. Sie haben eine mittlere Deckung der Krautschicht von 65%, wobei die Physiognomie der Bestände durch das Auftreten von hochwüchsigen Arten bestimmt wird.

7. Halden

Bei den Halden handelt es sich sowohl um künstlich aufgeschüttete als auch natürliche Schutthalden unterhalb der anstehenden Felswände, welche alle Expositionen aufweisen können, zumeist mit Neigungen zwischen 15° bis 50°. Bezüglich des Vegetationsbildes zeigen die Halden keine einheitliche Physiognomie. Sie weichen auch in anderer Hinsicht von den übrigen hier behandelten Gesellschaftstypen ab und werden deshalb in einem gesonderten Kapitel (6.3) besprochen.

Aufgrund der heterogenen Artenzusammensetzung lassen sich die abgegrenzten Vegetationstypen floristisch nur sehr schwer definieren (vgl. dazu die Stetigkeitstabellen 8 und 9), deshalb wurden ökologisch-soziologische Artengruppen zu ihrer Kennzeichnung herangezogen.

Die beiden folgenden Abbildungen geben eine zusammenfassende Übersicht über die jeweiligen Anteile wichtiger ökologisch-soziologischer Gruppen der bearbeiteten Rasengesellschaften und der Sonstigen Gesellschaften in den einzelnen Steinbrüchen.

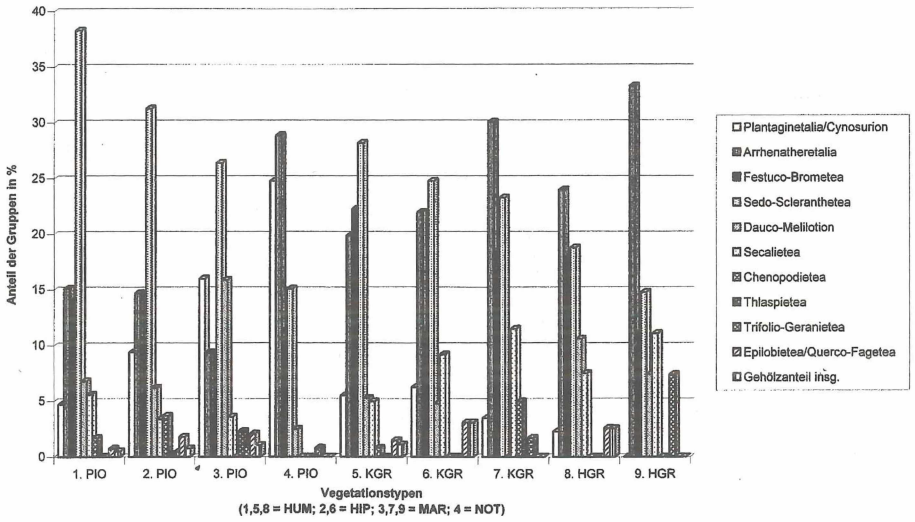



Abb. 2: Übersicht über die Anteile wichtiger ökologisch-soziologischer Gruppen an der Artenzusammensetzung der Rasengesellschaften.

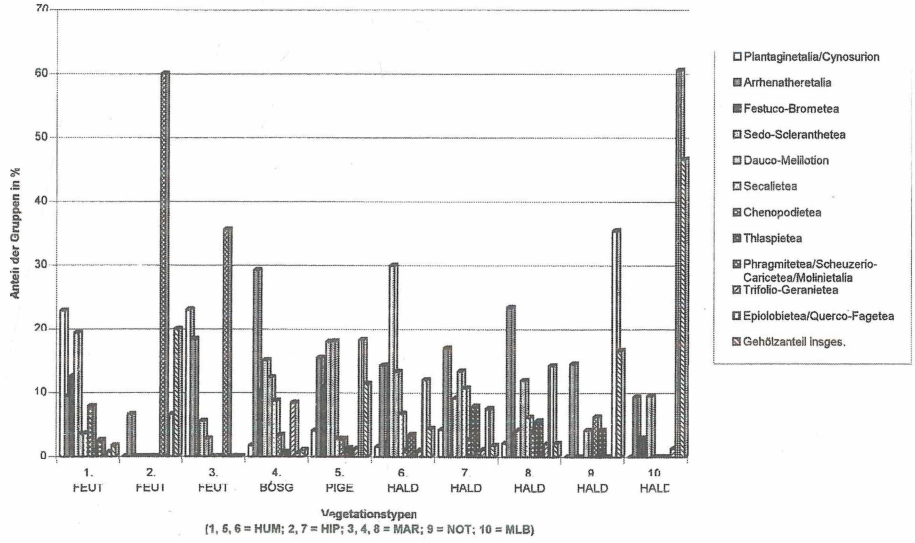



Abb. 3: Übersicht über die Anteile wichtiger ökologisch-soziologischer Gruppen an der Artenzusammensetzung der Sonstigen Gesellschaften.

## 6.2 Lebensformspektren

Neben den bereits dargestellten ökologisch-soziologischen Artengruppen sind auch die Lebensformtypen ein gutes Kriterium, mit dem die einzelen Formationen beschrieben werden können.

Um die Verteilung der Lebensformen zu verdeutlichen, wurden gewichtete Diagramme erstellt (Abbildung 4 und 5). Die Angaben wurden in Prozent der Abundanz-Summe gemacht. Diese mehr quantitative Angabe kommt in der Regel den realen Verhältnissen mit beispielsweise sehr hohen Deckungswerten einzelner Therophyten näher, als eine einfache Angabe, die auf der reinen Anwesenheit von Arten beruht. Bei der gewichteten Darstellung wird die Struktur der einzelnen Vegetationstypen klarer beschrieben (vgl. DIERSSEN 1990).

**Rasengesellschaften** (Abb. 4)

Pionierrasen

Aufgrund des lückigen Grundcharakters der Pionierrasen (mittlere Deckung der Krautschicht 49,1%, oberflächlicher Steinanteil 38,3%) spielen die Therophyten hier eine große Rolle. Im Vergleich der Steinbrüche untereinander erkennt man jedoch auch deutliche Unterschiede. So überwiegen nur im Steinbruch Hinterplag mit 51% eindeutig die Therophyten, während die Hemikryptophyten einen Anteil von 41,5% erreichen. Dies ist wahrscheinlich auf die (noch) relativ geringe Deckung der Krautschicht (Mittel 41,4%) und einen damit verbundenen hohen Anteil an offenen Bodenstellen zu erklären. Der Hinterplager Steinbruch wurde nämlich erst 1985 stillgelegt, im Vergleich mit dem Ende der sechziger Jahre stillgelegten Hummelsberg ist er noch relativ jung. Entsprechend ist in Hinterplag der Pioniercharakter der Flächen noch ausgeprägter. Nennenswerte Anteile erlangen hier jedoch auch die Chamaephyten mit 6,5%. Im Steinbruch Hummelsberg dagegen sind Therophyten (41%) und Hemikryptophyten (44%) etwa mit gleichen Anteilen, die Chamaephyten mit 14,3% vertreten.

Im Steinbruch Notscheid dagegen dominieren eindeutig die Hemikryptophyten mit 74,6%, während die Therophyten nur 13,6% ausmachen. Der ungewöhnlich hohe Anteil der Hemikryptophyten ist wahrscheinlich größtenteils auf die dortige andauernde Trittbelastung durch Besucher zurückzuführen, die sowohl zu einer weiteren Verdichtung des Untergrundes führt als auch niedrigwüchsige, regenerationsfreudige Arten fördert. Verdichtete Böden sind in der Regel schwer zu durchwurzeln und bieten daher ungünstige Entwicklungschancen für Keimlinge. Chamaephyten erlangen hier im Durchschnitt 11,9%.

Im Steinbruch Manroth sind ähnliche Verhältnisse anzutreffen, d.h. die Hemikryptophyten überwiegen mit 51%, während die Therophyten nur 39,2% erreichen. Der relativ hohe Hemikryptophyten-Anteil ist jedoch zum großen Teil auf das verstärkte Auftreten von ausdauernden, trockentoleranten Dauco-Melilotion-Arten zurückzuführen. Auch lassen sich vermehrt Verdichtungszeiger erkennen.

Zusammenfassend fällt in den beiden letztgenannten Steinbrüchen der hohe Hemikryptophyten-Anteil auf den dortigen Pionierrasen auf.

Kurzgrasrasen

Die Zunahme der Krautschicht auf im Mittel 76,9% Deckung (oberflächlicher Steinanteil 8,8%) führt zu einer Verringerung der offenen Bodenstellen, auf die annuelle Arten in der Regel angewiesen sind. Bei den Kurzgrasrasen haben sich die Anteile zugunsten der Hemikryptophyten, welche meist dominieren, verändert. Im Steinbruch Hummelsberg erreichen diese 56,7%, die Therophyten erlangen noch 31,1%. Der Anteil der Chamaephyten hat sich mit 11,8% gegenüber den Pionierrasen leicht verringert.

Im Hinterplager Steinbruch erreichen die Hemikryptophyten sogar 70%, die Therophyten haben einen Anteil von 23,3%. Die Geophyten erreichen 3,3%.

Im Steinbruch Manroth dagegen überwiegen die Therophyten mit 51,2% gegenüber den 46,3% aufweisenden Hemikryptophyten. Die Kurzgrasrasen sind dort jedoch nur mit 2 Probeflächen vertreten.

Hochgrasrasen
Entsprechend der hohen Deckungsgrade der Krautschicht (98,8%) verringern sich die offenen Bodenstellen, so daß der Therophyten-Anteil auf 26,4% fällt. Die Hemikryptophyten bestimmen mit 64,5% das Bild. Die Chamaephyten erreichen noch 8,2%.

Insgesamt zeigt sich, daß in der „Gesamtsukzession" mehrjährige Lebensformen immer stärker dominieren. Diese Tendenz entspricht der Erwartung.

**Sonstige Gesellschaften** (Abb. 5)
Feuchtegesellschaften
Ähnlich den Hochgrasrasen und den Böschungen (s.u.) herrschen in den Feuchtegesellschaften Hemikryptophyten mit 65,3% vor, die Therophyten machen nur noch einen geringen Anteil von 9,9% aus. Die Nanophanerophyten und die Phanerophyten sind mit 3 bzw. 2%, Hydrophyten im Schnitt (nur!) mit 1% vertreten.

Pioniergehölze
Die Verteilung der Lebensformtypen ist ähnlich wie die der Pionierrasen. Die Hemikryptophyten erreichen 46,3%, die Therophyten erlangen jedoch nur noch einen Anteil von 26,8%, was durch den sehr hohen oberflächlichen Steinanteil (z.T. Blockschutt) bedingt sein könnte. Entsprechend den aufkommenden Gehölzen erreichen die Phanerophyten 12,2%. Die Chamaephyten machen ebenfalls 12,2% aus.

Böschungsgesellschaften
Hier spielen die Hemikryptophyten mit 62% die größte Rolle, während die Therophyten 35%, die Nanophanerophyten 1% erreichen.

Halden
Auch auf den Halden dominieren die Hemikryptophyten mit durchschnittlich 56%. Therophyten erreichen wahrscheinlich aufgrund des sehr hohen Steinanteils nur einen Wert von 12,6%. Besonderns kennzeichnend für die Haldenbereiche sind die aufkommenden Gehölze, was sich im Vergleich zu den andernen Vegetationstypen in den relativ hohen Anteilen von Phanerophtyen (7,6%) und Nanophanerophyten (12,5%) zeigt.

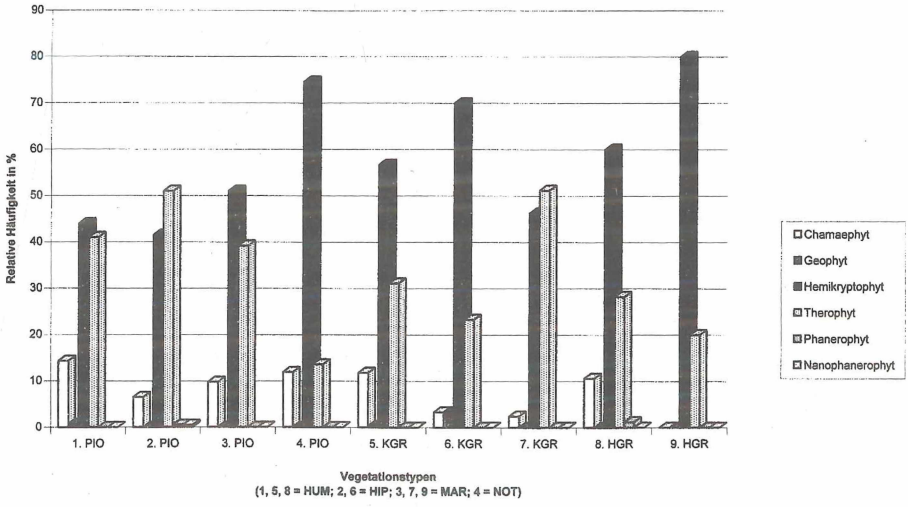



Abb. 4: Übersicht über die Anteile der Lebensformtypen in den Rasengesellschaften.

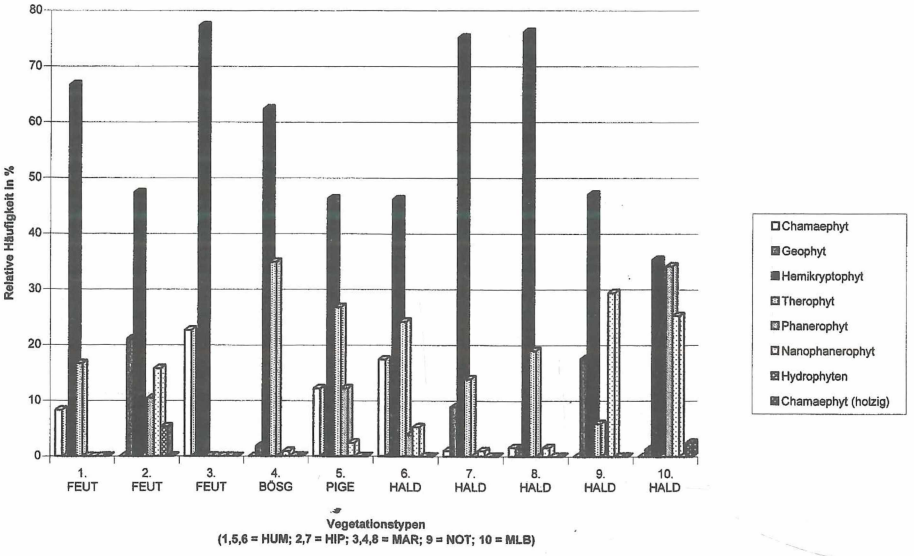



Abb. 5: Übersicht über die Anteile der Lebensformtypen in den Sonstigen Gesellschaften.

So unterschiedlich die einzelnen Formationstypen von Steinbruch zu Steinbruch sein können, was ihre Zusammensetzung aus einzelnen Lebensformen betrifft, so relativ einheitlich sind die Verhältnisse, wenn man die Steinbrüche als Ganzes sieht: Einerseits unterscheiden sich die meisten Prozentzahlen, mit denen die Lebensformen vertreten sind, nicht wesentlich, andererseits entspricht sich die relative Reihung ihrer Häufigkeit weitgehend (Tab. 3).

**Tab. 3:** Lebensformhäufigkeiten in % der Artvorkommen in den einzelnen Steinbrüchen (Gesamtartenlisten), rechts daneben wurde eine Reihung derselbigen durchgeführt.

| | Steinbruch | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Hummelsberg | Hinterplag | Manroth | Notscheid | | | | |
| Gesamtartenzahl | 224 | 223 | 260 | 119 | | | | |
| ohne Wert | 1,8 | 0,5 | 0,8 | 0 | Reihung der Werte | | | |
| Phanerophyt | 9,2 | 6,8 | 7,3 | 7,6 | 3 | 5 | 4 | 4 |
| Nanophanerophyt | 7,4 | 7,2 | 6,9 | 9,2 | 4 | 4 | 5 | 3 |
| Hemikryptophyt | 51,6 | 49,5 | 49,0 | 58,0 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Chamaephyt | 4,1 | 5,4 | 3,9 | 1,7 | 6 | 6 | 6 | 7 |
| Geophyt | 5,5 | 8,6 | 8,1 | 5,9 | 5 | 3 | 3 | 5 |
| Therophyt | 18,9 | 17,6 | 22,0 | 12,6 | 2 | 2 | 2 | 2 |
| Hydrophyt | 0,9 | 3,6 | 0,8 | 5,0 | 7 | 7 | 8 | 6 |
| holz. Chamaephyt | 0,5 | 0,9 | 1,2 | 0 | 8 | 8 | 7 | 8 |

## 6.3 Die Vegetation der Halden

Bereits nach kurzer Zeit zeigte sich, daß die Ökologie der Halden im Vergleich zu den Sohlenbereichen eine völlig andere ist, deren Untersuchung zu einer eigenständigen Arbeit ausgewachsen wäre. Aufgrund des auf den Halden angetroffenen heterogenen Artenspektrums und der oft wechselnden Parameter wie Exposition, Inklination, Haldenbereich, Haldenhöhe usw. muß bei einer Untersuchung der Halden die Probeflächenzahl für die unterschiedlichen Parameterkombinationen sehr groß sein. Die hier vorliegenden 35 Vegetationsaufnahmen können daher lediglich orientierenden Charakter besitzen und exemplarisch die Vegetation einiger Halden pro Steinbruch wiedergeben. Bei den Halden wurden sowohl künstlich aufgeschüttete als auch natürliche Schutthalden unterhalb der anstehenden Felswände untersucht.

Die Halden zeigen kein einheitliches Vegetationsbild und weisen ein Nebeneinander von soziologisch und ökologisch sehr verschiedenartigen Sippen auf. Auffällig sind die zahlreichen mesophytischen Arten, was, um dies vorwegzunehmen, wohl hauptsächlich an der Tiefgründigkeit des Standortes und der damit verbundenen gleichmäßigeren Wasserversorgung liegt. Hierzu gehören beispielsweise *Dryopteris filix-mas* und *Mycelis muralis.* Auf einer Fläche im Steinbruch Hinterplag treten sogar regelrechte Feuchtezeiger wie *Cirsium palustre* oder *Angelica sylvestris* auf. Diese Flächen befinden sich alle auf z.T. beschatteten, nordexponierten (N, NW, NE) Standorten. Grundsätzlich sind jedoch die Unterschiede in Abhängigkeit von der Himmelsrichtung wider Erwarten nicht sehr stark ausgeprägt.

Auf die heterogene Zusammensetzung des Haldenmaterials wurde bereits hingewiesen. Der oberflächliche Steinanteil, der oft auch Blockschuttgröße erreicht, ist – von wenigen Ausnahmen abgesehen – sehr hoch und beträgt im Mittel 59%. LÖTSCHERT (1969) und WILMANNS (1993) unterscheiden bei dem „Bodenprofil" einer Schutthalde zwischen einer oberen Stein-Luft-Schicht wechselnder Mächtigkeit, einer darauf folgenden Feinerdeschicht und einer unteren Stein-Luft-Schicht. Die Vegetation ist fast immer auf Feinerdenester, welche sich zwischen größeren Steinen angesammelt haben, beschränkt. Sie entscheiden über eine hinreichende Nährstoff- und vor allem Wasserversorgung (vgl. WARTNER 1983). Die einzelnen Feinerdenester besitzen dabei zwar nur eine geringe wasserhaltende Kraft; da sie sich aber meist in einer gewissen Tiefe befinden und von einer Skelettauflage (obere Stein-Luft-Schicht) bedeckt sind, wird die Feinerde vor einer „unproduktiven Verdunstung isoliert", was einen wichtigen Vorteil darstellen kann (vgl. JENNY-LIPS 1930).

Während zu Beginn die günstigsten Stellen, vor allem Hangfüße, kleinflächige Senken und Terrassen – soweit sich Feinerde ansammeln konnte – besiedelt werden, erfolgt im Laufe der Zeit ein Überziehen der ganzen Halde, soweit es die Bodenverhältnisse zulassen. Aufgrund der relativ lockeren Lagerung bzw. der Strukturlosigkeit zeichnen sich die untersuchten Haldenbereiche vor allem durch eine gewisse Tiefgründigkeit aus, die auf allen Flächen über 40 cm betrug. Die ist wahrscheinlich auch ein Grund dafür, daß Gehölze auf den Haldenbereichen relativ schnell Fuß fassen können. So erkennt man auf einigen Probeflächen deutlich das Aufkommen von Pioniergehölzen wie *Sarothamnus scoparius, Rubus idaeus, Rubus fruticosus, Clematis vitalba* und *Betula pendula* (vgl. auch Gehölzanteil auf den Halden, Abb. 3). Die Verbuschung der Halden geht also im Vergleich zur Sohle relativ schnell vonstatten.

Einige Arten treten in den untersuchten Steinbrüchen regelmäßig immer wieder auf den Haldenbereichen auf: *Teucrium scorodonia, Poa nemoralis, Chrysanthemum leucanthemum, Epilobium lanceolatum, Hieracium piloselloides, Picris hieracioides, Vicia hirsuta, Vicia tetrasperma, Hieracium murorum* und *Geranium robertianum.*

Interessant sind die Vorkommen des Neophyten *Senecio inaequidens.* Die meisten Beobachtungen über diese Art liegen aus Bereichen wie Weg- und Straßenränder, Industrie- und Bahnflächen vor (BÜSCHER 1989; BÜSCHER & LOOS 1993; KUHBIER 1977). In drei der untersuchten Steinbrüche findet man *Senecio inaequidens,* meist auf grusiger

Unterlage in offeneren Haldenbereichen. – Ferner bieten einzelne Halden noch einige besonders erwähnenswerte, weil nicht alltägliche Arten: *Orobanche purpurea, Crepis foetida* und *Erysimum hieracifolium.*

Der bereits seit 1932 aufgelassene Steinbruch Mahlberg wurde, wie einleitend erwähnt, wegen seiner wohl ausgebildeten Halden zu Vergleichszwecken herangezogen. Abgesehen von einem kleinen Teilbereich, der von Besuchern des Steinbruchsees als Liegewiese genutzt wird, haben sich dort im Laufe der Zeit größtenteils Vorwald- bzw. Waldgesellschaften entwickelt. Die etwa 64 Jahre alten Halden sind im Vergleich zu den jüngeren Halden (s.o.) verhältnismäßig artenreich (36,5 Arten). Zur Zeit herrschen in der etwa 8 m hohen Baumschicht (noch) hauptsächlich die beiden Pioniergehölze *Salix caprea* und *Betula pendula* vor, gleichzeitig kann man in der Strauchschicht (<2 m) deutlich das Aufkommen von konkurrenzstärkeren Arten wie z.B. *Carpinus betulus* und *Quercus petraea* beobachten. Die Vegetation zeigt somit deutlich die fortschreitende Sukzession auf diesen Flächen: bereits nach 64 Jahren können waldartige Bestände vorherrschen, zumindest auf weniger stark geneigten, nordexponierten Halden.

In der Krautschicht finden sich einige bemerkenswerte Arten. Auffallend sind hier große Bestände von *Pyrola minor* und *Monotropa hypopitys.* Vergleichbare Bestände von *Pyrola minor* beschreibt auch MEDERAKE (1984) in vorwaldartigen Stadien aufgelassener Basaltsteinbrüche. Auf Vorkommen von *Monotropa hypopitys* in einem Kiefernbestand innerhalb eines aufgelassenen Kalksteinbruchs weist POSCHLOD (1986) hin.

Ferner finden sich vereinzelt Exemplare von *Orobanche hederae.*

Trotz der nur relativ geringen Anzahl von Vegetationsaufnahmen kann man zusammenfassend feststellen, daß zumindest die anfängliche Vegetation der Halden wenig spezifisch ist; insgesamt sind die Halden – trotz in vieler Hinsicht günstigeren Standortsbedingungen – artenärmer als die Sohlenbereiche. Die heterogene Artenzusammensetzung bzw. das Nebeneinander von ökologisch unterschiedlichen Arten zeigt die Rolle des Zufalls bei der Besiedlung (vgl. den folgenden Abschnitt). Die Sukzession läuft in der Regel schneller ab als auf den Sohlenbereichen, es finden sich meist rasch Gehölze ein. Ältere Sukzessionsstadien zeichnen sich durch höhere Artenzahlen und durch das Vorkommen seltener Arten aus.

## 6.4 Vegetationsentwicklung

Wie die Gesamtartenliste (Tab. 10) zeigt, stammt die sich in den Steinbrüchen ansiedelnde Flora wohl weitgehend aus der nahen Umgebung. Die Listen weisen einen hohen Anteil von Arten aus dem Wirtschaftsgrünland, aus Wäldern, Äckern und Feuchtgebieten auf. Die anfängliche Artenzusammensetzung wird also in starkem Maße von der unmittelbaren Umgebung bzw. der angrenzenden Nutzung beeinflußt. Dieser Aspekt ist beispielsweise bei der Besiedlung des Hummelsberges zu berücksichtigen. Aufgrund der Nähe zum Rheintal hatten bzw. haben Arten der relativ nahen Rheintalfelsen die Möglichkeit, in die offenen Steinbruchbereiche einzudringen. Elemente wie z.B. *Koeleria macrantha* und *Myosotis stricta,* welche in der näheren Umgebung fehlen, zeigen, daß im Laufe der Zeit auch Arten aus größerer Entfernung hinzukommen.

Auch die räumliche Nähe des Steinbruchs Manroth zu einer Mülldeponie, könnte – wenn auch nur geringe – Auswirkungen auf die Besiedlung haben. Standorte wie Müllplätze weisen häufig relativ hohe Artenzahlen auf, da hier mit dem Müll (Hausmüll und Gartenabfälle) Diasporen und Pflanzenreste aus einem großen Einzugsgebiet eingebracht werden. Beispielsweise könnten die Vorkommen von *Onopordum acanthium* und *Euphorbia lathyris* auf die angrenzende Mülldeponie zurückzuführen sein. Ebenso dürften die großen Lachmöwen-Kolonien der Mülldeponie zur Verbreitung von Diasporen beitragen.

Andrerseits spielt – gerade bei den frühen Stadien – der Zufall eine sehr große Rolle. Darauf weisen beispielsweise die auf den Probeflächen vorkommenden Secalietea- und Chenopodietea-Elemente hin; beide Gruppen sind mehr oder weniger an periodische

Störungen ihres Lebensraumes gebunden. Da auf den untersuchten Flächen (in der Regel) keine solchen Störungen mehr ablaufen, dürfte das Vorkommen dieser konkurrenzschwachen Störzeiger ein Ausdruck der noch fehlenden Konkurrenz auf diesen Standorten sein, d.h. es handelt sich um Zufallsgäste, welche zudem vermutlich nur in feuchten Jahren aufkommen können. Auch andere Autoren erwähnen kurzlebige Ruderalfluren innerhalb von Steinbrüchen (vgl. TRÄNKLE et al. 1992). TÜXEN (1959) weist darauf hin, daß auf Rohböden die Zahl der Anfangsgesellschaften größer ist als die der Schlußgesellschaften. Damit hängt auch zusammen, daß die eigentlich zu erwartenden floristischen Unterschiede der einzelnen Vegetationstypen sich zum Teil verwischen, da sich durch die noch nicht abgeschlossene Besiedlung die echten konkurrenzbedingten floristischen Unterschiede noch gar nicht haben herausarbeiten können. Die vorhandenen Biotoptypen sind größtenteils noch in Entwicklung begriffen, d.h. sie sind noch nicht mit dem eigentlichen Artenpotential abgesättigt. Auf diesen Umstand ist das häufige Vorkommen von Vertretern verschiedener ökologisch-soziologischer Gruppen nebeneinander zurückzuführen.

Trotz der beobachteten Übergänge zwischen den Rasengesellschaften darf aber nicht geschlossen werden, daß sich aus den Pionierrasen zwangsläufig Kurzgrasrasen bzw. aus den Kurzgrasrasen Hochgrasrasen entwickeln werden. Aus dem räumlichen Nebeneinander muß nicht unmittelbar ein zeitliches Nacheinander folgen, auch wenn vieles darauf hindeutet. So ist es durchaus möglich, daß manche Stadien relativ stabile Dauergesellschaften darstellen, zumindest auf den großflächigen Sohlenbereichen im Hummelsberg. Die Rasengesellschaften im Steinbruch Hummelsberg sind in der Regel deutlicher ausgebildet, das heißt in ihrer (zeitlichen und auch räumlichen) Entwicklung vergleichsweise weiter fortgeschritten als in den anderen Steinbrüchen. Dies zeigt sich dort beispielsweise auch in einer durchschnittlich höheren Artenzahl pro Formation; allerdings läßt auch hier die wechselnde Artenzusammensetzung noch die Zufälligkeit der Besiedlung erkennen.

Die Pionierrasen im Hummelsberg weisen schon regelmäßig und mit relativ hohen Deckungsprozenten „anspruchsvollere" Arten auf, die bereits zu den Kurzgras- und Hochgrasrasen überleiten, so etwa *Lotus corniculatus.* Dies dürfte zum einen durch die frühere Betriebsstillegung – mit zunehmendem Alter werden „spätere" Sukzessionsstadien erreicht –, aber auch durch die Größe des Steinbruchs bedingt sein. Die Größe des Steinbruchs scheint nämlich generell ein entscheidender Faktor zu sein, was Ausprägung, Artenzahl und Stabilität eines Biotoptyps betrifft. Der Hummelsberg besitzt gegenüber den drei kleineren Steinbrüchen größere, klar gegeneinander abgrenzbare Standorte und Lebensräume. Dies zeigt sich in dieser Arbeit auch darin, daß im Hummelsberg die meisten Probeflächen eingerichtet werden konnten. Ferner wirken sich Beeinträchtigungen von außen (z.B. Trittbelastung durch Besucher usw.) in dem großen Steinbruch nicht so stark aus, wie in den kleineren Brüchen. Im übrigen nehmen mit kleinerer Fläche relativ die Randzonen („Rand-Effekt") mit ihren anderen Qualitäten zu (MÜHLENBERG 1989). Auch ist in kleineren Steinbrüchen der Anteil an besiedlungsfreundlichen Standorten, wie z.B. Hangfüßen, oft höher. Die dort aufkommenden Gehölze mildern die Standortextreme, so daß es in kleineren Steinbrüchen zu einer schnelleren Verbuschung kommt, was in den Steinbrüchen Hinterplag, Manroth und Notscheid sehr gut zu beobachten ist. Vor allem am Böschungsfuß kann man deutlich ein Randphänomen beobachten. Parallel zum Hangfuß findet man bandförmig aufwachsende Gehölze. Dies ist sicherlich auf die verstärkte Akkumulation von Schutt und Feinerde als Folge der Hangerosion, wie auch auf eine bessere Wasserversorgung durch Hangabflußwasser zurückzuführen. Weiterhin dürfte die erhöhte Beschattung unterhalb der Steilwände zu einer Milderung der Standortextreme beitragen. Haben sich erst einmal Gehölze etablieren können, ändert sich die Artenzusammensetzung gegenüber den Freiflächen relativ rasch, da in Gehölzen das Mikroklima bekanntlich als Ganzes ausgeglichener ist. Der Hinterplager Steinbruch z.B. wurde etwa 1985 stillgelegt und stellt somit die jüngsten Flächen. Trotzdem ist der kleinflächige Sohlenbereich bereits stärker mit Pioniergehölzen verbuscht als die weiträumigen Sohlenbereiche des bereits Ende der sechziger Jahre stillgelegten Hummelsberges. Dadurch werden (für den Naturschutz)

bedeutsame Sukzessionsstadien relativ rasch überwachsen, bzw. es verschwinden sehr schnell die potentiellen Standorte für Offenland-Arten. Im übrigen können sich in kleineren Steinbrüchen aufgrund der geringeren Flächengröße bestimmte Gesellschaften nur sehr kleinflächig oder auch überhaupt nicht ausbilden (vgl. TRÄNKLE et al. 1992). Die Wahrscheinlichkeit, daß bestimmte Arten zufällig dorthin gelangen, ist zudem geringer als in Steinbrüchen mit größerer Grundfläche.

Da, wie bereits erläutert, der Besiedlungsvorgang zum großen Teil vom Zufall abhängig ist, nimmt die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten bestimmter Arten im Laufe der Zeit zu. Je schneller aber die potentiellen Standorte für Offenlandarten durch Verbuschung verschwinden, desto geringer ist auch die Wahrscheinlichkeit, daß sich solche Arten einmal ansiedeln können.

Einige Arten kommen (bisher) nur in den beiden Steinbrüchen Hummelsberg und Hinterplag vor, so z.B. *Filago arvensis* (dort in 56%) und die beiden Mauerpfeffer-Arten *Sedum album* und *S. acre* (50%), welche jedoch im Steinbruch Hummelsberg deutlich ihren Schwerpunkt besitzen. In Hinterplag ist das Vorkommen der beiden relativ konkurrenzschwachen Mauerpfeffer-Arten auf einige wenige Flächen beschränkt. Das generelle Fehlen dieser Arten in den Steinbrüchen Manroth und Notscheid dagegen kann man wohl kaum auf einen Mangel an geeigneten Biotopen zurückführen sondern ist eher eine Frage der Besiedlungsdynamik. Insgesamt sind viele Arten, die sicherlich kennzeichnend für die Rasengesellschaften sind, in ihrem Vorkommen bisher nur auf einzelne Steinbrüche, meist auf den Hummelsberg, beschränkt, was aufgrund seines relativ hohen Alters und der Steinbruchgröße nicht sehr überraschend ist.

Weiterhin erkennt man, daß viele Arten, so z.B. *Erophila verna* oder *Arabidopsis thaliana,* sofern sie in einem Steinbruch vorkommen, oft in allen Formationen zu finden sind, auch, wenn ihr schwerpunktmäßiges Auftreten bzw. die höchsten Deckungsprozente immer auf den Pionierrasen erreicht werden. Diese „Reliktvorkommen" bestätigen, daß die Sukzession auf den Flächen noch im Gange ist.

## 6.5 Zusammenhang zwischen Vegetationstyp und edaphischen Standortfaktoren

Nach dem bisher gesagten könnte man meinen, daß den standortsökologischen Rahmenbedingungen für die Ausbildung eines bestimmten Vegetationstyps nur eine untergeordnete Bedeutung beizumessen ist; bekanntlich greifen ökologische Faktoren ja bevorzugt bei reiferen Stadien, während wir uns bisher immer wieder genötigt sahen, auf die Rolle des Zufalls bei der Besiedlung von Pionierstandorten hinzuweisen. Das folgende Kapitel soll nun zeigen, daß dennoch einige Bodenfaktoren mehr oder weniger eng mit bestimmten Vegetationstypen korrelieren. Dabei legen wir den Schwerpunkt auf die Rasengesellschaften; die Vegetationstypen, welche den „Sonstigen Gesellschaften" zugeteilt wurden, sollen hier aufgrund der bereits erwähnten Standortheterogenität nicht behandelt werden.

In der Literatur gibt es einige Publikationen über Steinbrüche, bei denen bodenkundliche Kenngrößen mit in die Untersuchung einbezogen wurden (vgl. POSCHLOD & MUHLE 1984; POSCHLOD 1986). Weil die Daten jedoch ausnahmslos aus Kalksteinbrüchen stammen und die Boden- und Vegetationsentwicklung auf Kalk in der Regel von völlig anderer Art ist, ist eine Vergleichbarkeit mit der hier vorliegenden Arbeit nicht gegeben.

### 6.5.1 Korngrößenzusammensetzung

Als eine wichtige Einflußgröße auf die Vegetation muß auf den vorliegenden Gesteinsrohböden die Korngrößenverteilung angesehen werden. Vor allem der Luft- und Wasserhaushalt des Bodens sind in starkem Maße davon abhängig, auch wenn andere Einflüsse modifizierend wirken können. Bei der Kennzeichnung der Bodenart wird zunächst zwischen den Kornfraktionen des Feinbodens (< 2 mm) und des Bodenskeletts (> 2 mm) unterschieden.

Im großen und ganzen sind die Böden sehr skelettreich (Mittel 60%). Es handelt sich in der Regel um stark steinige bis hin zu Skelettböden. Skelettreiche Böden besitzen infolge des hohen Steingehalts nur einen geringen Wurzelraum und ein geringes Wasserbindungsvermögen. Es hat sich herausgestellt, daß dieser Faktor eng mit den beschriebenen Vegetationstypen korreliert, was auch zu erwarten war. Bei der graphischen Darstellung in einem Boxplot[3] (Abb. 6) wird deutlich, daß der Skelettanteil auf den Pionierrasen (Vegetationstyp 1) im Mittel deutlich höher ist, als auf den Kurzgrasrasen (Vegetationstyp 2) einerseits und den Hochgrasrasen (Vegetationstyp 3) andererseits. Die von Pionierrasen bewachsenen Flächen weisen meist Skelettanteile über 60% (Mittel 66%) auf, während die Kurzgrasrasen (Mittel 51%) wie auch die Hochgrasrasen (Mittel 47,1%) in der Regel darunter liegen. Trotz des nur relativ geringen Unterschieds spiegelt sich dieser Umstand in der Vegetation wider.

Aufgrund des geringeren Skelettanteils bzw. des höheren Feinerdeanteils der Böden unter Kurz- und Hochgrasrasen dürfte deren Fähigkeit, Wasser zu speichern und damit die Wasserversorgung der Pflanzen günstiger sein als auf den feinerdeärmeren Pionierrasen. Der vorhandene Feinerdeanteil beeinflußt bis zu einem gewissen Grade die Wasserversorgung der Vegetation und kann somit entscheidend für die Ausbildung und Verteilung von offenen, lückigen und auch dichteren, geschlosseneren Vegetationstypen sein. Zwischen den Kurzgrasrasen und den Hochgrasrasen sind die Grenzen jedoch fließend.

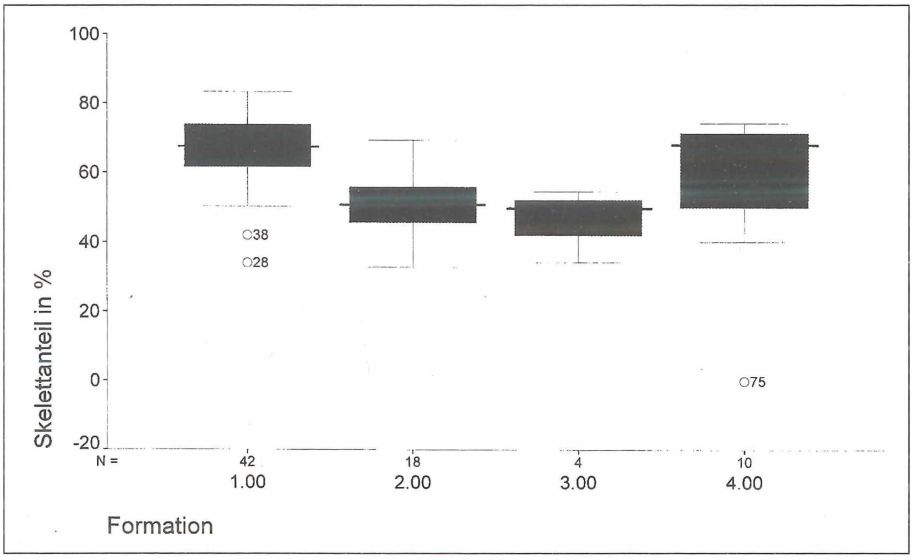



Abb. 6: Skelettanteil (%) der jeweiligen Vegetationstypen (1= Pionierrasen, 2= Kurzgrasrasen, 3= Hochgrasrasen, 4= Feuchtegesellschaften).

Auffallend sind die geringen Skelettanteile auf den Kurzgrasrasen im Steinbruch Manroth mit durchschnittlich 38% und im Steinbruch Hinterplag mit 46%. Diese Werte müssen jedoch aufgrund der vergleichsweise geringen Probeflächenanzahl kritisch betrachtet werden. Die im Durchschnitt höchsten Skelettanteile findet man auf den Pionierrasen im Steinbruch Notscheid mit 69%. Den geringsten Skelettanteil weisen mit durchschnittlich 38,6% die Böschungsbereiche im Steinbruch Manroth auf.

[3] In einem Boxplot werden Quartile (25-, 50-, 75% Perzentil) als untere Grenze, als Strich innerhalb und als obere Grenze einer grauen Box dargestellt. Die dünnen Querstriche unterhalb und oberhalb geben den kleinsten und größten Gruppenwert an, der nicht als Ausreißer oder Extremwert bezeichnet wird. Ausreißer werden durch einen Kreis gekennzeichnet (Zentrum für Datenverarbeitung, Uni Mainz).

Da in der Regel die Bodenart, also die in der Feinerde vorherrschenden Mengenverhältnisse zwischen den einzelnen Fraktionen Sand, Schluff und Ton, bei der Wasserversorgung eine große Rolle spielt, wurde sie besonders ausführlich untersucht. Es wird noch einmal darauf hingewiesen, daß sich die Anteile der einzelnen Fraktionen immer auf den Feinbodenanteil beziehen.

Gegen alle Erwartungen zeigen sich jedoch keine großen vegetationsdifferenzierenden Unterschiede. Die an den Standorten vorhandene Feinerde ist überwiegend als schluffiger bis lehmiger Sand einzuordnen, wie Abb. 7 verdeutlicht, wobei der Schluffanteil erheblich sein kann. Wenn man die einzelnen Standorte getrennt betrachtet, fällt auf, daß sich die Bodenarten hauptsächlich in den Sand- und Schluffanteilen voneinander unterscheiden, wobei jedoch der Sandanteil mengenmäßig immer dominant ist.

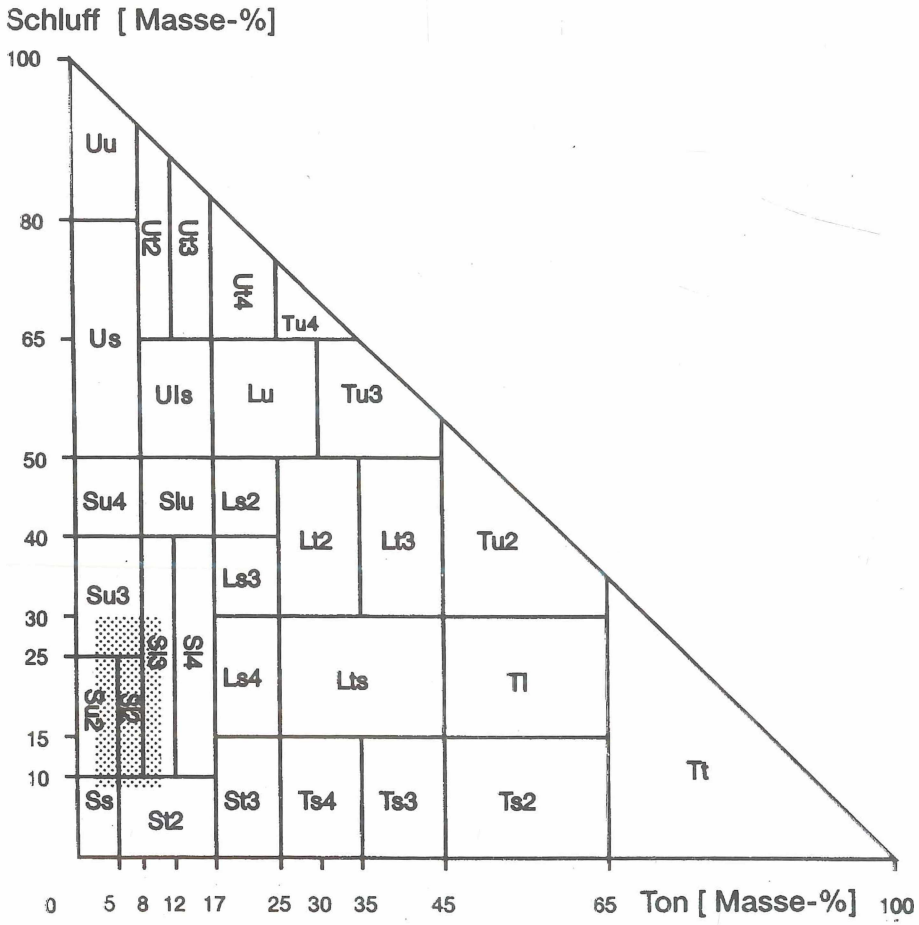



Abb. 7: Bodenartenverteilung (ohne Extremwerte) auf den Sohlenbereichen (nach LaMOTTE-Methode), Su 2= schwach schluffiger Sand, Su 3= mittel schluffiger Sand, Sl 2=schwach lehmiger Sand, Sl 3=mittel lehmiger Sand (nach: AG Boden 1994).

Erkennbar sind dabei die von den Pionierrasen (72%) über die Kurzgrasrasen (76%) bis zu den Hochgrasrasen (78%) leicht ansteigenden Sandanteile.

Der Schluffanteil bewegt sich, abgesehen von einem Ausreißer, zwischen 6 und 31%. Auffallend ist der durchschnittlich höhere Schluffanteil auf den Pionierrasen. Der Unterschied ist jedoch nicht sehr groß, wie Tabelle 4 und Abbildung 8 verdeutlichen.

**Tab. 4:** Mittlere Schluffanteile (Vol.%) der Vegetationstypen in den einzelnen Steinbrüchen.

| Steinbruch | Pionierrasen | Kurzgrasrasen | Hochgrasrasen |
|---|---|---|---|
| Hummelsberg | 19,59 | 16,22 | 13,06 |
| Hinterplag | 22,4 | 19,43 | - |
| Manroth | 21,67 | 19,27 | 20,0 |
| Notscheid | 27,59 | - | - |

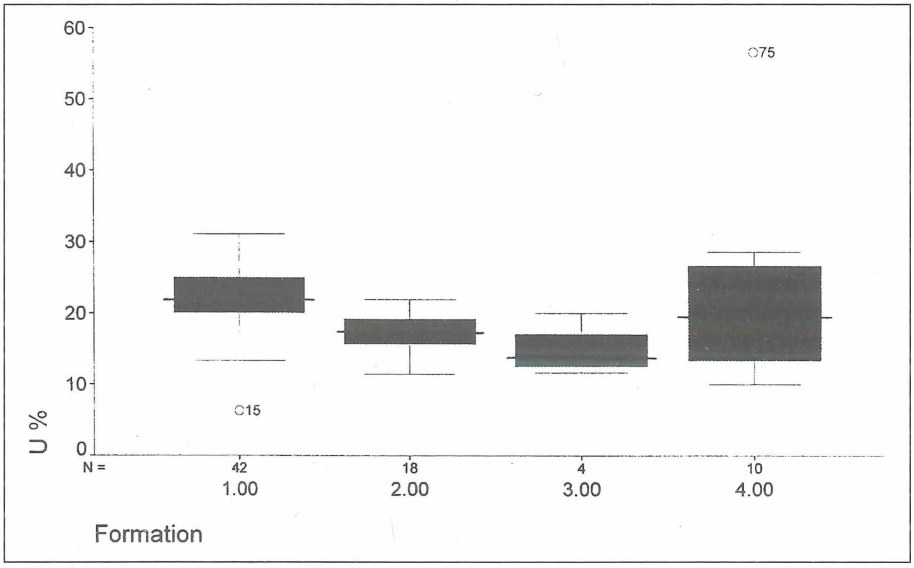



Abb. 8: Schluffanteil (%) der jeweiligen Vegetationstypen (1= Pionierrasen, 2= Kurzgrasrasen, 3= Hochgrasrasen, 4= Feuchtegesellschaften).

Nach AG Boden (1994) reagieren Böden mit hohem Grobschluffanteil empfindlich auf Starkregen sowie auf Bodendruck (z.B. Maschineneinsatz) in zu nassem Zustand. Aufschlagender Regen und einwirkender Frost verändern ebenso wie unmittelbar auftreffende Sonnenstrahlung das Gefüge schluffreicher, vegetationsarmer Böden. Die vorliegenden schluffigen bis lehmigen Sande neigen nach AG Boden (1994) und MÜCKENHAUSEN (1993) zur Dichtelagerung und damit zu Wasserstau und schlechter Durchlüftung. Aufgrund ihrer schlechten Wasserleitfähigkeit weisen sie eine starke Tendenz zur oberflächlichen Verschlämmung auf, vor allem, wenn die Böden nur so geringe Tongehalte besitzen wie auf den Probeflächen (s.u.); SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1992) nennen in diesem Zusammenhang Böden mit Tongehalten unter 17%. Die geringe Gefügestabilität solcher Böden beruht darauf, „daß ihre Fließgrenze bereits überschritten wird, bevor die volle Wasserkapazität erreicht ist" (MÜCKENHAUSEN 1993).

Diese schlechte Wasserleitfähigkeit konnte bei der Ermittlung der Wasserkapazität gut beobachtet werden; nach Zugabe des Wassers bildete sich hauptsächlich bei Bodenproben mit höheren Schluffanteilen (ab etwa 18% Schluff) oberflächlich meist eine mehr oder weniger wassergesättigte zähflüssige Schicht, und das Wasser staute sich bereits nach kurzer Zeit an der Oberfläche. Dieser Wasserstau löste sich in extremen Fällen auch nach vielen Stunden nicht auf. Ähnliches ließ sich auch vor Ort auf offeneren Pionierrasen während starker Niederschläge beobachten.

Demnach könnte auch ein Zusammenhang zwischen den höheren Schluffanteilen auf den Pionierrasen und dem dort gehäuften Auftreten von Verdichtungszeigern (Plantaginetalia- und Cynosurion-Arten) bestehen. Pionierrasen, die einen hohen Anteil an Verdichtungszeigern aufweisen, insbesondere die Flächen, auf denen *Plantago major* und *Sagina procumbens* gemeinsam vorkommen, sowie alle Probeflächen im Notscheider Steinbruch, zeigen höhere Schluffanteile von im Mittel 24,9%. Umgekehrt gilt dies jedoch nicht: ein Standort mit hohem Schluffanteil weist nicht unbedingt Verdichtungszeiger auf.

Der geringere Anteil bzw. das weitgehende Fehlen von Verdichtungszeigern auf den Kurz- und Hochgrasrasen ist wohl auch auf die dort höhere Vegetationsbedeckung zurückzuführen. Der Regen schlägt nicht direkt auf die Bodenoberfläche, die bessere Durchwurzelung trägt zur Lockerung des Bodens bei. Auf vergleichsweise lockeren und damit auch besser durchlüfteten Böden sind die Verdichtungszeiger gegenüber den anderen Arten konkurrenzschwächer. Umgekehrt wäre denkbar, daß ein höherer Schluffanteil und die damit verbundene Tendenz zur Verschlämmung unter anderem einen hemmenden Einfluß auf die allgemeine Vegetationsentwicklung hat, worauf z.B. die vergleichsweise geringe Vegetationsbedeckung der Pionierrasen hindeutet. Ein höherer Sandanteil, wie er auf den Kurz- und Hochgrasrasen zu erkennen ist (s.o.), scheint dagegen die Vegetationsentwicklung zu fördern. Im Steinbruch Hummelsberg könnte der verhältnismäßig hohe Anteil von Sedo-Scleranthetea-Arten und die vergleichsweise hohen Deckungsanteile der Krautschicht einerseits sowie der geringe Anteil von Verdichtungszeigern andererseits auf den höheren Sandanteil bzw. auf den geringen Schluffanteil zurückzuführen sein. Man kann also annehmen, daß die relativ hohen Schluffanteile auf den Pionierrasen vor allem in Notscheid und Hinterplag auf den bereits ohnehin durch Betriebstätigkeiten und dergleichen verdichteten Böden die Verdichtungserscheinungen verstärkten bzw. gelegentliche Staunässe fördern, während diese Eigenschaft im Steinbruch Hummelsberg, dessen Flächen allgemein geringere Schluffanteile bzw. höhere Sandanteile aufweisen, nicht so stark ausgeprägt ist.

Ein wichtiger Faktor ist auch der hohe Skelettanteil bzw. die Heterogenität des Substrats. Je größer der Ungleichförmigkeitsgrad einer Bodenart ist, desto stärker läßt sich dieser verdichten bzw. desto stärker kann sich das Porenvolumen verringern (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992); wie oben dargestellt, verfügen insbesondere die Böden der Pionierrasen über hohe Skelett- wie auch hohe Schluffanteile und sind deshalb besonders „heterogen". Die im Vergleich zu den anderen Vegetationstypen geringen Deckungswerte der Krautschicht auf den Pionierrasen lassen sich somit z.T. auch auf diese Verdichtungserscheinungen zurückzuführen; verdichtete Standorte setzen den Wurzeln einen höheren Durchdringungswiderstand entgegen und verschärfen damit den Wasserstreß (HUMPHRIES 1976; 1980 in TRÄNKLE et al. 1992).

Ergänzend wurden im Steinbruch Manroth auf den dort häufig auftretenden kleinen Senken, welche abgesehen von einzelnen Exemplaren von *Plantago major* meist vegetationsfrei sind, ebenfalls Bodenproben genommen. Nach Niederschlägen staut sich dort regelmäßig einige Zeit das Regenwasser. Die Ergebnisse der Texturanalyse zeigen dort sehr deutlich die hohen Schluffwerte (26,7% bzw. 56,7%), die sicherlich zur „Abdichtung" des Untergrundes beitragen. Die hohen Schluffanteile auf den kleinflächigen Senken sind wahrscheinlich auf niederschlagsbedingte Einschwemmungen zurückzuführen.

Der Tonanteil der untersuchten Proben ist allgemein relativ gering und zeigt Werte zwischen 2 und 10% (ein Wert mit 13%) an. Erstaunlich ist, daß der Tonanteil keinen

erkennbaren vegetationsdifferenzierenden Einfluß besitzt. Dieser erreicht selbst auf ständig nassen Standorten nur einen Anteil von 8,3%. Auf den wechseltrockenen bis wechselfeuchten Standorten wäre, ebenso wie auf den permanent nassen Flächen, mit höheren Tonanteilen zu rechnen gewesen. Die oft zu beobachtende Vernässungstendenz gewisser Sohlenbereiche ist – zumindest in unseren Untersuchungen – also nicht durch einen höheren Tonanteil bedingt.

Ein weiterer die Vernässung beeinflussender Faktor ist sicher auch die Klüftigkeit des anstehenden Basaltgesteins. Beim Abkühlen schrumpft das Magma, und senkrecht zur Abkühlungsfläche bilden sich Klüfte, die das Gestein in meist sechsseitige Säulen zerlegt; diese Verhältnisse stellen für die untersuchten Steinbrüche die Regel dar. Die Kontraktionsformen der Basalte weisen jedoch auch alle Übergänge zwischen säulig und plattig auf. Bei den flachgründigen Böden könnte das Vorhandensein bzw. Fehlen von Klüften im Untergrund einen entscheidenden Einfluß auf den Wasserhaushalt der Sohlenbereiche haben und gegebenenfalls Tendenzen zur Staunässe erklären.

Für die oft zu beobachtende Vernässungstendenz auf den Sohlenbereichen sind im Einzelfall neben den bereits angesprochenen Faktoren sicherlich noch weitere Parameter verantwortlich. Bei den auf den Sohlenbereichen vorherrschenden „Boden"bedingungen (flachgründig, extrem steinig) lassen sich mit den herkömmlichen Methoden jedoch keine zufriedenstellenden, ungestörten Volumenproben (Stechzylinder) entnehmen, welche Vorausetzung für weitergehende Untersuchungen wären.

Interessant sind auch die Analyseergebnisse der Böschungen im Steinbruch Manroth; dort liegen mit 84,7% durchschnittlich die höchsten Sand-, bzw. mit 11,7% die niedrigsten Schluffanteile vor, der Tonanteil beträgt entsprechend 3,7%. Die entsprechenden Sohlenbereiche im Steinbruch Manroth weisen im Mittel etwa 10% höhere Schluff- bzw. 10% niedrigere Sandanteile auf.

### 6.5.2 Einschlagtiefe

Ein wichtiger Faktor für die Vegetation auf den Sohlenbereichen ist zweifelsohne auch die Bodengründigkeit, d.h. die Tiefe des durchwurzelbaren Bodenraumes, dessen Mächtigkeit ebenfalls in starkem Maße die Wasserversorgung der Vegetation beeinflußt. Des weiteren liefert die Einschlagtiefe orientierende Hinweise zur Lagerungsdichte und damit zum Porenvolumen.

In vielen Fällen zeigen die Ergebnisse sehr deutlich, wie heterogen die einzelnen Flächen bezüglich der Einschlagtiefe sind, d.h. die Ergebnisse weisen eine starke Streuung pro Probefläche auf. Einige wenige Flächen zeigen andererseits eine sehr gleichmäßige Einschlagtiefe. Allgemein zeigen die Werte deutlich den flachgründigen Charakter bzw. die hohe Lagerungsdichte der Sohlenbereiche, wobei sich auch hier Unterschiede zwischen den Vegetationstypen erkennen lassen. So zeigt ein Mittelwertvergleich, daß die Pionierrasen durchschnittlich eine Einschlagtiefe von etwa 9 cm, die Kurzgrasrasen von etwa 11 cm und die Hochgrasrasen von 14 cm aufweisen.; hiernach hätten die Pionierrasen-Standorte die höchste Bodenverdichtung, also das geringste Porenvolumen, während die Kurz- und Hochgrasrasen weniger verdichtet sind; dies bestätigt die aus der Korngrößenzusammensetzung gezogenen Schlüsse.

Im folgenden sollen die erhaltenen Werte jedoch eher als Maß für die Bodengründigkeit betrachtet werden. Sie zeigen, daß sich die Kurz- und Hochgrasrasen tendenziell auf tiefgründigeren Böden entwickeln, womit auch sicherlich eine bessere Wasserversorgung verbunden ist. Nach SCHROEDER (1984) sind die vorliegenden Standorte nach der Tiefe der Durchwurzelbarkeit als sehr flachgründig (< 10 cm) bis flachgründig (10-25 cm) einzustufen. Die höchsten Werte bei der Einschlagtiefe wurden auf den Haldenbereichen (durchgehend über 40 cm) und den Böschungen ermittelt; diese Standorte können nach SCHROEDER (l.c.) größtenteils als mittelgründig (25-50 cm) bezeichnet werden.

### 6.5.3 Wasserkapazität

Die gemessenen Werte liegen zwischen 44 und 80% und zeigen damit untereinander deutliche Unterschiede auf. Zwischen der Wasserkapazität und den abgegrenzten Vegetationstypen läßt sich jedoch kein Zusammenhang erkennen. Die mittlere Wasserkapazität beträgt in allen Vegetationstypen etwa 60%. Dies ist sehr bemerkenswert, da die Wasserkapazität des Substrats im allgemeinen eng mit dem Gehalt an organischer Substanz korreliert. Je dichter aber die Vegetationsdecke, desto mehr Humus sammelt sich in der Regel an und desto höher sollte die Wasserkapazität sein. Diese Abhängigkeit ist hier aber nicht zu erkennen, obwohl sich, um dies vorwegzunehmen, im Gehalts an organischer Substanz Unterschiede zwischen den Vegetationstypen nachweisen lassen (s.u.). Ebenso zeigen sich keine Abhängigkeiten zwischen dem Tonanteil und der Wasserkapazität. Wohl aber korrelieren hohe Schluffanteile mit einer hohen Wasserhaltekraft, während umgekehrt hohe Sandanteile eine vergleichsweise geringe Wasserhaltekraft bedingen.

Wie bereits erwähnt wurde, konnten keine ungestörten Bodenproben entnommen werden, deshalb bezieht sich die ermittelte Wasserkapazität nicht auf den Gesamtboden, sondern lediglich auf den Feinboden (< 2 mm). Da der Feinbodenanteil auf den Probeflächen in der Regel relativ gering ist und von Fläche zu Fläche schwankt, lassen die gemessenen Werte keine direkten Aussagen zur jeweiligen Wasserhaltekraft der Probefläche zu. Die gemessenen Werte sollten im Zusammenhang mit dem entsprechenden Feinerdeanteil betrachtet werden, ansonsten täuschen die Ergebnisse eine Wasserhaltekraft des Standorts vor, die – bedingt durch den hohen Skelettanteil – nicht gegeben ist. Allgemein dürfte aber gelten: je höher der Feinerdegehalt und insbesondere der Schluffanteil, desto höher die Wasserhaltekraft.

### 6.5.4 Organische Substanz

Insbesondere auf sandreichen Böden werden Wasser- und Nährstoffhaltevermögen in erster Linie durch die organische Substanz bewirkt. Im allgemeinen sind die gefundenen Werte, die hier etwa Größen zwischen 1 und 10% aufweisen, ungewöhnlich hoch für Gesteinsrohböden. Der Gehalt an organischer Bodenmasse schwankt in Abhängigkeit von den Faktoren, welche Abbau und Anreicherung der organischen Substanz im Boden steuern (vgl. MÜCKENHAUSEN 1993). Die relativ hohen Werte sind wahrscheinlich auf einen verzögerten Abbau der organischen Substanz zurückzuführen. Besonders während der trockenen Sommermonate wird auf den voll besonnten und flachgründigen Standorten der Abbau aufgrund der zeitweiligen Trockenheit gehemmt bzw. eingestellt (MÜCKENHAUSEN 1993). Auf den wechselfeuchten bis staunassen Standorten, wo die Böden zeitweise mit Wasser ganz oder fast gesättigt sind, wird der Abbau der organischen Substanz infolge des Sauerstoffmangels ebenso verzögert bzw. unterbunden. Auch daraus resultieren höhere Werte.

Auf den Pionierrasen kann man oberflächlich bereits mit bloßem Auge mehr oder weniger zersetzte Reste von höheren Pflanzen und Kryptogamen erkennen. Die organische Substanz liegt also oft lose und getrennt vom Mineralanteil vor. Bei den Kurz- und Hochgrasrasen dagegen ist die organische Substanz bereits oft in das Substrat eingearbeitet.

Abbildung 9 zeigt sehr deutlich die Beziehung zwischen der organischen Substanz und den einzelnen Vegetationstypen. Es ist eine Zunahme von den Pionierrasen über die Kurz- zu den Hochgrasrasen zu verzeichnen. Die Pionierrasen erreichen im Mittel 4,5%, wobei hier die niedrigsten Werte auftreten (1,1%, 2,3%, 2,9% usw.), die im schwach- bis mittelhumosen Bereich liegen. Auf den Kurzgrasrasen findet man bereits deutlich höhere Werte vor, im Mittel 6,4%. Die Hochgrasrasen weisen mit 7,7% erwartungsgemäß den höchsten Wert auf; der maximale Wert beträgt dort 9,85%, was nach AG Boden (1994) als sehr stark humos zu bezeichnen ist.

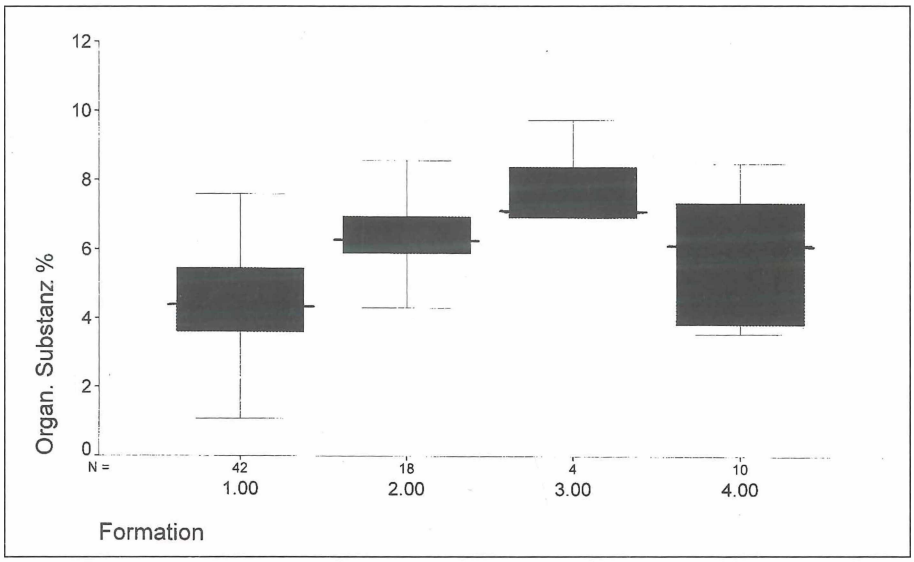



Abb. 9: Gehalt an organischer Substanz (%) der jeweiligen Vegetationstypen (1= Pionierrasen, 2= Kurzgrasrasen, 3= Hochgrasrasen, 4= Feuchtegesellschaften).

Der deutlich erkennbare Anstieg der organischen Substanz von den Pionierrasen über die Kurz- bis zu den Hochgrasrasen hängt natürlich mit dem Anstieg der Phytomasse und einer besseren Durchwurzelung zusammen, welche beim Absterben zur Humusbildung beitragen, ist also eher Folge und weniger Ursache des Vegetationstyps. Diesen Zusammenhang zeigt auch eine Fläche im Steinbruch Hinterplag sehr gut (vgl. Tab. 5).

Die Böschungen zeigen ähnlich hohe Werte wie die Hochgrasrasen, im Mittel weisen sie 7,2% organische Substanz auf.

### 6.5.5 pH-Wert

Entsprechend der mineralogischen Zusammensetzung des basischen Ausgangsgesteins liegen die pH ($CaCl_2$)-Werte im Mittel bei etwa 6,41 und damit etwa im schwach sauren bis sehr schwach sauren Bereich (AG Boden 1994). Die in $H_2O$ gemessenen pH-Werte liegen um etwa 0,7 pH höher, bei 7,09. Man kann deutlich Beziehungen zu den einzelnen Vegetationstypen erkennen. Der die aktuelle Bodenacidität anzeigende pH ($H_2O$)-Wert läßt die Unterschiede zwischen den Vegetationstypen etwas deutlicher hervortreten als der pH ($CaCl_2$)-Wert.

Die folgenden Ausführungen beziehen sich daher auf die in Aqua dest. gemessenen Werte.

Wie Abbildung 10 zeigt, verlaufen die Werte in einem Gradienten gering absteigend. Die Pionierrasen zeigen im Mittel einen pH-Wert von 7,28, die Kurzgrasrasen bereits 6,81 und die Hochgrasrasen den niedrigsten Wert mit 6,59. Auch wenn diese Unterschiede nur sehr gering sind, zeigen die pH-Werte im Zusammenhang mit den Analysedaten der organischen Substanz deutlich die fortschreitende Bodenentwicklung an: der pH-Wert nimmt in gemäßigt humiden Klimaten wie dem unseren im Laufe der Bodenenwicklung ab (ELLENBERG 1986; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992).

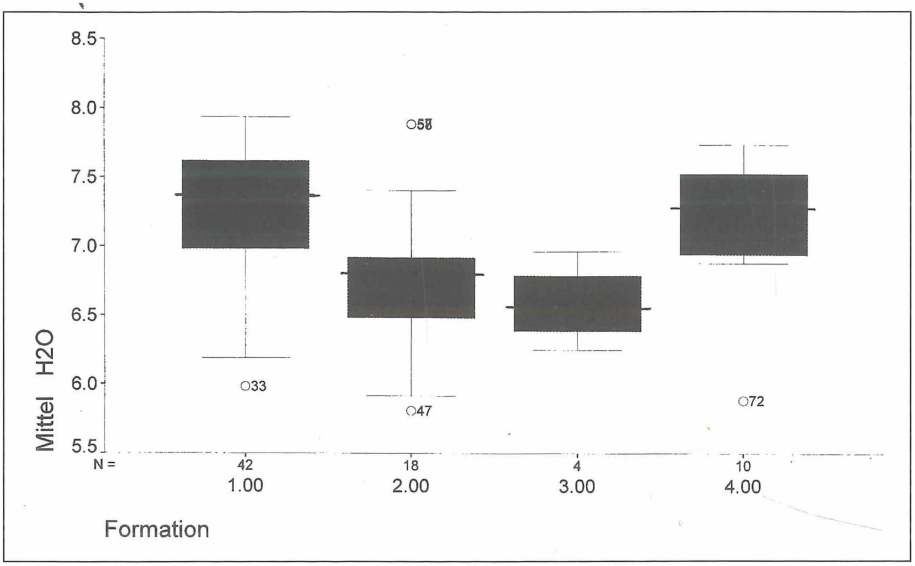



Abb. 10: pH ($H_2O$)-Werte der jeweiligen Vegetationstypen (1= Pionierrasen, 2= Kurzgrasrasen, 3= Hochgrasrasen, 4= Feuchtegesellschaften).

Geradezu modellhaft sind in diesem Zusammenhang die Bodenverhältnisse auf einem Fahrweg im Steinbruch Hinterplag. Bei den Bodenuntersuchungen wurde die dortige Probefläche in zwei Flächen unterteilt, entsprechend wurden die Bodenproben getrennt analysiert; Fläche A umfaßt den Mittelstreifen, und Fläche B besteht aus den beiden nur sehr schütter bewachsenen Fahrstreifen (Tab.5). Die pH-Werte, aber auch der Gehalt an organischer Substanz zeigen hier sehr anschaulich die auf dem Mittelstreifen parallel zur Vegetationsentwicklung „weiter fortgeschrittene" Bodenentwicklung. Ferner zeigen die Werte der Einschlagtiefe deutlich die höhere Bodenverdichtung auf den Fahrstreifen. Die übrigen Bodenparameter (Skelettanteil und Bodenart) sind nahezu identisch.

**Tab. 5:** Bodenparameter auf einem Fahrweg im Steinbruch Hinterplag.

| Probefläche Fahrweg | pH ($H_2O$) | pH ($CaCl_2$) | Organ. Subst. % | WK % | Einschlag-tiefe in cm | S % | U % | T % | Skelett-anteil |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| A. Mittelstreifen | 7,56 | 7,01 | 3,62 | 62 | 8,5 | 72,1 | 19,1 | 8,8 | 68 |
| B. Fahrstreifen | 7,84 | 7,47 | 2,37 | 54 | 5,2 | 70,6 | 20,6 | 8,8 | 76 |

Die untersuchten Böschungsbereiche weisen sehr einheitliche pH-Werte auf; der pH ($H_2O$)-Wert liegt durchschnittlich bei 6,7, der pH ($CaCl_2$)-Wert entsprechend bei 6,1. Die Ergebnisse entsprechen in etwa den auf den Kurz- und Hochgrasrasen ermittelten Durchschnittswerten.

Die vorliegenden Rohböden sind Anfangsstadien der Bodenentwicklung; nach SCHROEDER (1984) stellen sie Grenzbildungen zwischen Gestein und Boden dar. Je weniger weit die Bodenentwicklung fortgeschritten ist, desto enger ist die Beziehung zwischen Gesteins- (hier: Basalt) und Bodeneigenschaften.

### 6.5.6 Statistische Zusammenhänge

Zusammenfassend sollen in Tabelle 6 noch einmal die statistischen Zusammenhänge zwischen den einzelnen Variablen und den Vegetationstypen gezeigt werden[4].

**Tab. 6:** Zusammenhänge zwischen Bodenparametern und Vegetationstypen (Kruskal-Wallis-Tests).

| Variable | Variable | P-Wert | Signifikanz |
|---|---|---|---|
| Vegetationstyp | Organ. Substanz | <0,0001 | *** |
| Vegetationstyp | Anteil Skelett | <0,0001 | *** |
| Vegetationstyp | Wasserkapazität | 0,8015 | n.s. |
| Vegetationstyp | pH ($H_2O$) | 0,0017 | ** |
| Vegetationstyp | pH ($CaCl_2$) | 0,0022 | ** |
| Vegetationstyp | Anteil S | 0,0226 | * |
| Vegetationstyp | Anteil U | 0,0010 | ** |
| Vegetationstyp | Anteil T | 0,4091 | n.s. |
| Vegetationstyp | Einschlagtiefe | 0,0019 | ** |

In ähnlicher Weise lassen sich Zusammenhänge zwischen den einzelnen Bodenparametern veranschaulichen:

**Tab. 7:** Spearmanscher Rangkorrelationskoeffizient und Signifikanzniveau für die gemessenen Parameter.

| Variable X | Variable Y | Rangkorrelations-koeffizient rs | P-Wert | Signifikanz |
|---|---|---|---|---|
| Organ. Substanz | pH ($H_2O$) | –0,6151 | <0,001 | *** |
| Organ. Substanz | pH ($CaCl_2$) | –0,6404 | <0,001 | *** |
| Organ. Substanz | WK | –0,3015 | 0,009 | ** |
| Organ. Substanz | Anteil Feinerde | 0,2316 | 0,044 | * |
| Organ. Substanz | Anteil Ton | 0,1620 | 0,162 | n.s. |
| Organ. Substanz | Anteil Schluff | –0,4832 | <0,001 | *** |
| Organ. Substanz | Anteil Sand | 0,3810 | <0,001 | *** |
| WK | Anteil Sand | –0,4807 | <0,001 | *** |
| WK | Anteil Schluff | 0,5720 | <0,001 | *** |
| WK | Anteil Ton | –0,0830 | 0,482 | n.s. |
| Anteil Sand | Anteil Schluff | –0,8952 | <0,001 | *** |
| pH ($H_2O$) | pH ($CaCl_2$) | 0,9705 | <0,001 | *** |
| pH ($H_2O$) | Anteil Feinerde | –0,3822 | <0,001 | *** |
| pH $CaCl_2$) | Anteil Feinerde | –0,3577 | 0,002 | ** |

*) signifikant mit $P < 5\%$
**) signifikant mit $P < 1\%$
***) signifikant mit $P \leq 0{,}1\%$

[4] Die statistischen Tests wurden mit dem PC-Programm SPSS (Statistical Package for Social Sciences) durchgeführt.

Ungewöhnlich ist die in Tabelle 7 erkennbare negative Korrelation zwischen dem Gehalt an organischer Substanz und der Wasserkapazität; erwartet hätte man das Umgekehrte. Ferner erkennt man, daß die pH-Wert-Messungen in unterschiedlicher Suspension erwartungsgemäß gut vergleichbare Werte liefern. Der hochsignifikante Zusammenhang zwischen der organischen Substanz und dem pH-Wert ist im Zusammenhang mit der allgemeinen Bodenentwicklung zu sehen - beides sind gewissermaßen Folgen des gleichen Umstandes. Ebenso verhält es sich bei der Korrelation zwischen Feinerdeanteil und pH-Wert; bei einem verhältnismäßig hohen Feinerdeanteil kann die Bodenentwicklung rascher ablaufen, und damit finden sich dort auch tendenziell niedrigere pH-Werte als auf feinerdeärmeren Böden.

## 6.6 Vergleich der Steinbrüche untereinander

Dieser Vergleich besitzt lediglich orientierenden Charakter, da die Anzahl der Probeflächen von Steinbruch zu Steinbruch unterschiedlich ist und diese auch nicht immer einen repräsentativen Querschnitt der auf den Sohlenbereichen vorkommenden Standorttypen darstellen.

Wie die Ausführungen im vorangegangenen Kapitel gezeigt haben, erkennt man bei einigen Parametern deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Vegetationstypen. Eine vergleichende Betrachtung der Steinbrüche bezüglich der untersuchten Bodenparameter zeigt jedoch, daß diese sich auch von Steinbruch zu Steinbruch unterschiedlich verhalten können (Abb. 11).

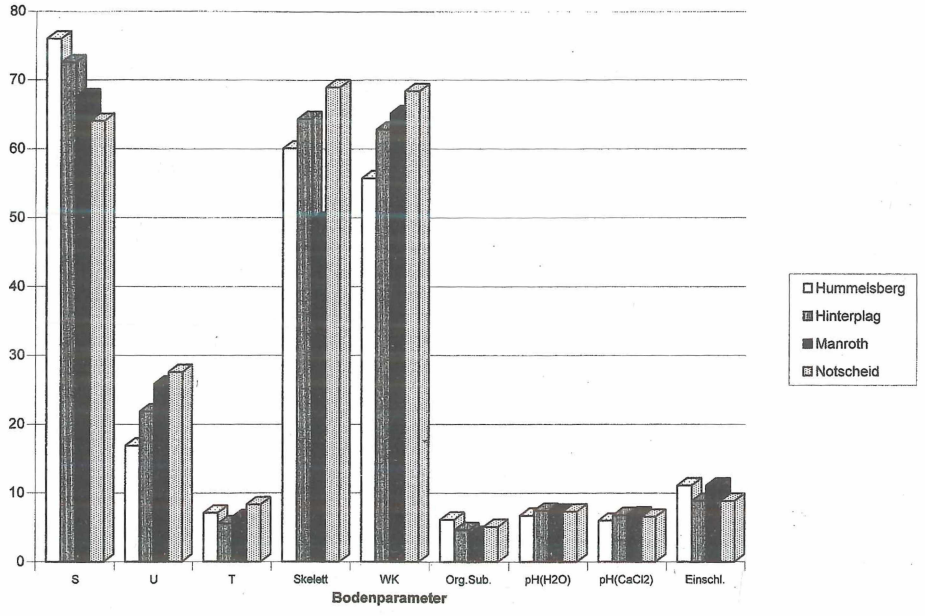



Abb. 11: Übersicht über die Mittelwerte der gemessenen Bodenparameter in den einzelnen Steinbrüchen (Sand, Schluff, Ton- und Skelettanteile %; Wasserkapazität % = WK; organische Substanz % = Org. Sub.; pH-Werte; Einschlagtiefe in cm = Einschl.).

Korngrößenverteilung

Wie bereits im vorangegangenen Kapitel erläutert, ist der Skelettanteil der untersuchten Böden sehr hoch; er beträgt in den einzelnen Steinbrüchen durchschnittlich zwischen 50 und 69%, wobei aber die Einzelwerte stark davon abweichen können. Auffallend ist der relativ geringe Durchschnittswert von knapp 50% im Steinbruch Manroth.

Eine vergleichende Betrachtung des Feinbodens ergibt nun zwischen den vier Steinbrüchen deutliche Unterschiede (Abb. 11): Im Steinbruch Hummelsberg sind mit 76% im Mittel die höchsten Sandanteile zu finden, gleichzeitig auch die geringsten Schluffanteile (16,9%). Diese Tatsache könnte, wie bereits an anderer Stelle erwähnt, mit ein Grund für den im Steinbruch Hummelsberg vergleichsweise hohen Anteil xerotoleranter Arten (aus Festuco-Brometea- und Sedo-Scleranthetea-Gesellschaften) sein.

In Notscheid sind die Verhältnisse genau umgekehrt: es fällt der relativ hohe Schluffanteil mit 27,6% bzw. der im Vergleich geringe Sandanteil mit 60,1% auf. Xerotolerante Arten haben hier nur einen sehr geringen Anteil an der Artenzusammensetzung, während Verdichtungszeiger eine große Rolle spielen. Die Steinbrüche Hinterplag und Manroth bewegen sich dazwischen, wobei man entsprechend obiger Abbildung eine Reihung bezüglich des Sandanteils durchführen kann.

Der Tonanteil schwankt nur unwesentlich zwischen 5,6 und 8,3%, wobei der höchste Mittelwert in Notscheid erreicht wurde. Allgemein kann man die Böden im Hummelsberg und in Hinterplag als schwach schluffige Sandböden ansprechen, die Steinbrüche Notscheid und Manroth dagegen leiten bereits zu den schwach lehmigen Sanden über (AG Boden 1994).

Einschlagtiefe

Die Einschlagtiefe weist in den Steinbrüchen im Mittel Werte von 8 bis 10 cm auf, was auf die durchgehende Flachgründigkeit bzw. hohe Lagerungsdichte der untersuchten Sohlenbereiche deutet.

Wasserkapazität

Im Zusammenhang mit der Bodenart sind auch die Werte der Wasserhaltekapazität interessant, welche offenbar auch hier eng mit dem Schluffanteil korreliert: Hohe Schluffanteile entsprechen auch in diesem Zusammenhang einer hohen Wasserhaltekapazität.

Die Notscheider Sohlenbereiche weisen entsprechend im Mittel die höchsten (68,4%), der Steinbruch Hummelsberg dagegen die niedrigsten Wasserhaltekapazitäten auf (55,74%). Dieses Ergebnis kann man wiederum mit der Vegetation zur Deckung bringen: Der Steinbruch Hummelsberg hat im Vergleich die höchste Anzahl xerotoleranter Arten. Im Steinbruch Notscheid sind die Verhältnisse genau umgekehrt. Die Steinbrüche Manroth und Hinterplag lassen sich dazwischen einordnen.

Organische Substanz

Die organische Substanz weist im Hummelsberg mit duchschnittlich 6,2% den höchsten Werte auf, was auch aufgrund des höheren Alters zu erwarten war. Der Manrother Steinbruch zeigt die niedrigsten Werte mit durchschnittlich 4,1%.

pH-Wert

Neben den bereits festgestellten pH-Wert-Unterschieden zwischen den einzelnen Vegetationstypen kann man auch Unterschiede zwischen den einzelnen Steinbrüchen erkennen, die möglicherweise auf dem unterschiedlichen Alter beruhen (vgl. 6.5.5).

Zumindest fällt bei Betrachtung der pH ($H_2O$)-Werte, also der aktuellen Bodenacidität, auf, daß die Werte mit dem Alter der jeweiligen Steinbrüche korrelieren. Der jüngste Steinbruch (Hinterplag, Stillegung 1985) weist den höchsten Wert mit durchschnittlich 7,46 gefolgt von den Steinbrüchen Manroth und Notscheid (Stillegung jeweils Mitte der siebziger Jahre) mit 7,34 bzw. 7,35 und dem Hummelsberg als ältesten Steinbruch mit 6,76 auf.

## 7 Konsequenzen für Naturschutz und Landespflege

Obwohl in der Praxis durchaus noch üblich, lassen sich aus der Sicht einer ökologisch orientierten Landschaftspflege die „traditionellen" Rekultivierungen und Folgenutzungen von Steinbrüchen kaum noch rechtfertigen. Der prinzipiell hohe biozönotische Wert aufgelassener Abbauflächen ist vielfach dokumentiert (einige die Vegetation betreffende Untersuchungen sind im Kap. 1 genannt) und darf als bewiesen gelten. Dabei ist es – zunächst – ohne Belang, ob der einzelne Steinbruch „real wertvoll" ist, also z.B. über seltene Pflanzenarten oder besonders gut ausgebildete Pflanzengesellschaften verfügt, oder ob man aufgrund naturräumlicher bzw. spezieller ökologischer Rahmenbedingungen vermuten kann, daß er sich solche wertbestimmenden Elemente im Laufe seiner Entwicklung aneignen wird und damit „potentiell wertvoll" ist.

Im folgenden soll versucht werden, aus unseren Ergebnissen Kriterien zu erschließen, die die potentielle Bedeutung eines bestimmten Steinbruchs besser einschätzen lassen. Diese Kriterien gelten naturgemäß zunächst nur für unser Untersuchungsgebiet und nur für die Vegetation, dürften in vielen Fällen aber auch auf andere Regionen übertragbar sein und sind dort auch teilweise bereits nachgewiesen worden; in diesen Fällen können unsere Untersuchungen diese Aussagen bestätigen.

1. Strukturdiversität

Ein Steinbruch kann erheblich mehr ökologische Nischen enthalten, als die per Augenschein unterscheidbaren Teillebensräume Sohle, Wände, Halden, Naßstellen usw. vermuten lassen. Deren Abgrenzung beruht allerdings auf Faktoren, die meist wenig augenfällig sind. Dies konnte am Beispiel der unterschiedlichen Rasenformationen auf Steinbruchsohlen gezeigt werden, die keineswegs „zufällig" verteilt auftreten, sondern streng mit bestimmten abiotischen Parametern korreliert sind. Insofern sind die Sohlen benachbarter Steinbrüche unter Umständen gar nicht miteinander vergleichbar und ersetzen sich damit auch nur bedingt; umgekehrt können sich die Sohlen dieser Steinbrüche einander ergänzen (vgl. Abschnitt 5.)

Ähnliches gilt wohl auch für Halden, aber kaum für die hier nicht näher besprochenen Felswände.

2. Sukzessionen

Sukzession ist ein grundlegendes Geschehen in aufgelassenen Steinbrüchen. Sie durchläuft aber keineswegs immer die zunächst naheliegende Reihe Pionierrasen → Kurzgrasrasen → Hochgrasrasen → Verbuschung → Gehölz; so kann eine Verbuschung von Pioniergesellschaften rascher erfolgen als von geschlosseneren Rasendecken. Sukzession setzt zudem offenbar eine Bodenentwicklung voraus; ist diese gehemmt, können die betreffenden „Stadien" sehr lange währen. Dies ist aus landespflegerischer Sicht wünschenswert: es bleibt mehr Zeit zur Entwicklung der standortstypischen Biozönose. Verbuschungen dagegen bedeuten in den meisten Fällen eine Wertminderung, wenn auch vereinzelt seltene Arten auf solche Stadien offenbar angewiesen sind (im Untersuchungsgebiet z.B. *Pyrola* und *Monotropa* auf bewaldete Halden).

3. Steinbruchgröße

Strukturdiversität und Sukzessionsabläufe werden ganz entscheidend von der Größe des Steinbruchs beeinflußt. Nur eine gewisse Mindestgröße gewährleistet ausreichend „Platz" für die einzelnen Struktureinheiten; dies zeigt ein Vergleich des Hummelsberg (17 ha) mit den anderen (2-4 ha). Hinzu kommt, daß die einzelnen Struktureinheiten auch ihrerseits eine gewisse Ausdehnung haben müssen, um stabile Lebensgemeinschaften zu entwickeln. So findet man vegetationsökologisch gut abgrenzbare Einheiten vor allem in großen Steinbrüchen. So sind es z.B. vor allem die zentralen Bereiche großer Steinbruchsohlen, innerhalb derer die Bodenentwicklung offenbar gehemmt ist und in denen sich demzufolge xerotolerante Rasengesellschaften lange halten können (vgl. Abschnitt 2). Dies liegt vor allem am sog. Randeffekt: randliche Zonen einer Biotopfläche zeigen abweichende – in ihren Ex-

tremen meist abgemilderte – Qualitäten, die der „eigentlich typischen" Vegetation nicht günstig sind. Naturgemäß ist der prozentuale Anteil dieser Zonen umso größer, je kleiner die Biotopfläche ist. Es sei z.B. daran erinnert, daß viele Sohlen von Halden gesäumt sind, welche sich rasch bebuschen; überhaupt laufen Sukzessionen auf kleinen Steinbrüchen rascher ab.

Auch die weitverbreitete Naherholungsnutzung wirkt sich in kleinen Steinbrüchen entscheidender aus. Letzlich ist bei größeren Flächen (zumindest theoretisch) die Ansiedlungswahrscheinlichkeit neuer Arten größer. Dies trifft für unsere Steinbrüche allerdings nicht zu (vgl. den folgenden Abschnitt).

4. Artenzahl und Artenqualität

Was die Artenzahl betrifft, so entsprechen unsere Daten nicht der wohlbegründeten Lehrmeinung, nach der diese um so größer ist, je größer das zu besiedelnde Areal ist und je längere Zeit für die Besiedlung zur Verfügung steht (vgl. MAC ARTHUR & WILSON 1967), zumal auf ungesättigten Biotopen, mit denen wir es aber hier zu tun haben. Danach müßte Hummelsberg die weitaus meisten Arten aufweisen (17 ha, ca. 30 Jahre Besiedlungsgeschichte); dies ist aber keineswegs der Fall: mit 224 Arten hat er etwa so viel wie Hinterplag (223 Arten) mit 4 ha und ca. 10 Jahren (vgl. 9.), ohne daß dies mit der unterschiedlichen Entfernung und/oder Ergiebigkeit von Diasporen-Lieferanten zu erklären wäre. Auch in der Artenqualität lassen sich kaum signifikante Unterschiede feststellen, etwa in dem Sinne, daß die Zahl der Zufallsgäste mit zunehmender Konkurrenz erkennbar kleiner würde. Woran dies im einzelnen liegt, läßt sich den vorliegenden Daten nicht entnehmen; der Sachverhalt zeigt aber, wie kritisch man vor allem Artenzahlen als Wertkriterium sehen muß.

Bei den Halden allerdings konnte eine Zunahme der Artenzahl wie auch der Artenqualität mit zunehmendem Alter nachgewiesen werden.

5. Steinbrüche als „Inseln"

Es ist typisch für das Biotopsystem „Steinbruch", daß es inselartig von abweichenden abiotischen Bedingungen geprägt wird. Dieser Effekt kommt im vorliegenden Fall allerdings nur bedingt zum Tragen, etwa darin, daß sich im Steinbruch Hummelsberg einige Xerotherm-Elemente finden.

Die Besiedlung von „Inseln" unterliegt bestimmten Regeln (MAC ARTHUR & WILSON 1967). Danach hängt sie z.B. ganz wesentlich davon ab, wie nahe ein Diasporen-Lieferant liegt. Das ist in unserem Fall von Bedeutung, weil die Steinbrüche teilweise räumlich benachbart sind, also im (potentiellen) Diasporenaustausch stehen; eine Gruppe von Steinbrüchen – vorzugsweise unterschiedlichen Alters – bilden also gewissermaßen einen „Lebensraum höherer Ordnung", der biozönotisch wertvoller ist als die Summe der einzelnen Steinbrüche, jeweils für sich betrachtet.

6. Gefährdungen

Alle hier behandelten Steinbrüche werden derzeit durch Folgenutzung beeinträchtigt, hauptsächlich durch Naherholung. Von den Folgen wurden partielle Verdichtung des Bodens und Vermüllung bereits angesprochen. Eine Quantifizierung dieser Verhältnisse war nicht Aufgabe dieser Arbeit.

7. Zur Bewertung der untersuchten Steinbrüche

Überregional betrachtet bieten die hier behandelten Steinbrüche wenig Besonderheiten. Der umgebende Naturraum ist als Diasporen-Lieferant relativ unergiebig, das Regionalklima für die Entwicklung xerothermer Vegetationseinheiten, die in anderen Naturräumen typisch für Steinbrüche sein können, wenig günstig. Schon KÜMMEL (1940) stellte fest, daß die Basaltberge des Westerwaldes nicht die Vegetation und den Artenreichtum rheintalnaher Basaltkegel erreichen.

Aus regionaler Sicht allerdings wäre der Erhalt eines Steinbruchs ausreichender Größe und Diversität sicher wichtig, wofür nach dem gesagten von den hier untersuchten vor allem der Hummelsberg in Frage käme. Zumindest seine Bedeutung als Refugialraum ist unabhängig von der jeweils aktuellen Artengarnitur.

Außerdem sind Steinbrüche geologische Aufschlüsse, die einen Einblick geben in Bau und Geschichte der Landschaft (vgl. z.B. TRUNKO & FREY 1983). Und nicht zuletzt gehören aufgelassene Steinbrüche aus der Sicht der Heimatgeschichte zum gewachsenen Bild des westlichen Westerwaldes.

## 8 Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wurden die Zusammenhänge zwischen anthropogen beeinflußten Bodenfaktoren und der Vegetation in 4 aufgelassenen Basaltsteinbrüchen im Niederwesterwald beschrieben. Auf den schwerpunktmäßig bearbeiteten Sohlenbereichen wurden insgesamt 73 Probeflächen mit unterschiedlichen Sukzessionsstadien pflanzensoziologisch aufgenommen. Die Vegetation der trockenen Sohlenbereiche setzt sich soziologisch meist aus Fragment-Gesellschaften der Sedo-Scleranthetea zusammen. Aufgrund der Sukzessionsvorgänge, die hier eine wichtige Rolle spielen, waren die einzelnen Gesellschaften jedoch wenig faßbar. Anhand physiognomischer Merkmale wurden Rasengesellschaften (Pionier-, Kurz- und Hochgrasrasen) und Sonstige Gesellschaften (Feuchtegesellschaften, Böschungen, Pioniergehölze und Halden) unterschieden, wobei der Arbeitsschwerpunkt bei den besser faßbaren Rasengesellschaften lag . Die vorhandenen Vegetationstypen sind größtenteils noch in Entwicklung begriffen und zeigen alle Übergänge. Die Auswertung der Lebensformspektren zeigte, daß Therophten typisch für offenere Bereiche, wie die Pionierrasen, sind, während in geschlosseneren Beständen die Hemikryptophyten dominieren. Zwischen den Vegetationstypen und der Mehrzahl der untersuchten Bodenfaktoren bestehen signifikante Beziehungen. So zeigt der Skelett- bzw. der Feinerdeanteil ebenso wie die Bodengründigkeit eine signifikante Beziehung zu den entsprechenden Formationen. Die vorliegende Untersuchung verdeutlicht, daß sich die Kurz- und Hochgrasrasen im Vergleich zu den Pionierrasen tendenziell auf tiefgründigeren, feinerdehaltigeren Böden entwickeln, was letztendlich, parallel zur Bodenentwicklung, eine Abfolge von mehr offenen zu mehr geschlossenen Beständen auf den Sohlenbereichen bewirken kann.

Die Abhängigkeit von der Textur ist geringer als angenommen; die Bodenproben, die in der Regel als schluffige bis lehmige Sande angesprochen werden können, unterscheiden sich voneinander hauptsächlich in den Sand- und Schluffanteilen. Die Untersuchung ergab, daß die Pionierrasen im Vergleich zu den anderen Vegetationstypen höhere Schluffanteile aufweisen. Schluffreichere Substrate zeigen aufgrund ihrer schlechten Wasserleitfähigkeit eine starke Tendenz zur Verschlämmung, womit sie zur Dichtelagerung und damit auch bis zu einem gewissen Grade zum Wasserstau neigen. Entsprechend war auf Probeflächen mit vergleichsweise hohen Schluffanteilen ein verstärktes Auftreten von Plantaginetalia- und Cynosurion-Arten zu erkennen, was auf schlecht durchlüftete Böden hinweist. Dies spricht für einen „hemmenden" Einfluß höherer Schluffanteile auf die Vegetationsentwicklung, während höhere Sandanteile offenbar die Vegetationsentwicklung fördern.

Die Staunässe auf den wechselfeucht bis nassen Sohlenbereichen muß wohl auf mehrere Faktoren zurückzuführen sein, wobei – zumindest in den untersuchten Steinbrüchen – der Schluffanteil auch hier eine wichtige Rolle spielt. Eine abschließende exakte Aussage ist diesbezüglich jedoch nicht möglich; hier wären noch speziellere Untersuchungen und zusätzliche Probeflächen nötig. Es kann aber festgehalten werden, daß zumindest der Tonanteil bei der Vernässung, gegen alle Erwartungen, kaum von Bedeutung ist.

Entsprechend den unterschiedenen Vegetationstypen lassen die Messungen von organischer Substanz und pH-Wert eine unterschiedlich weit fortgeschrittene Bodenentwicklung auf diesen Rohböden erkennen.

Auch wenn die festgestellten Unterschiede im einzelnen z.T. nur sehr gering sind, zeigen sie im Gesamtzusammenhang mit allen Daten doch deutlich die von den Pionier- über die Kurz- bis hin zu den Hochgrasrasen fortschreitende Bodenbildung.

Zusätzlich wurden 35 Vegetationsaufnahmen auf den Haldenbereichen erstellt, wobei zu Vergleichszwecken zwei zusätzliche Aufnahmen aus einem weiteren, älteren, 5. Steinbruch erstellt wurden. Es zeigte sich, daß die floristische Artenzusammensetzung der Halden sehr heterogen ist und wohl zum großen Teil vom Zufall geprägt wird, wobei auf einige wertvolle Arten innerhalb dieser Lebensräume hingewiesen wurde.

Im Vergleich zu den Sohlenbereichen verläuft die Sukzession wohl schneller ab. Eine Vergröberung des oberflächlichen Substrats beschleunigt – durch eine Erhöhung der für die Keimung bzw. Keimlingetablierung wichtigen Mikrohabitate – vermutlich die Gehölzansiedlung.

Im übrigen konnten deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Steinbrüchen aufgezeigt werden. Diese Unterschiede betreffen hauptsächlich die Artenzusammensetzung und die Ausbildung der einzelnen Vegetationstypen, wobei hier neben den untersuchten Bodenparametern – wie dargelegt wurde – vor allem besiedlungsdynamische Vorgänge und die Steinbruchgröße eine wichtige Rolle spielen.

Am Beispiel des Steinbruch Hummelsberg konnte gezeigt werden, daß sich auf größeren Abbaustellen in der Regel stabilere, artenreichere und damit wertvollere Lebensräume entwickeln können als in vergleichsweise kleineren Steinbrüchen.

Die Ergebnisse zeigen deutlich, daß Steinbrüche als „Biotope aus zweiter Hand" aus Sicht des Naturschutzes eine unterschiedliche Wertigkeit besitzen können und damit nicht beliebig austauschbar sind.

## Danksagung

Die Untersuchungen wurden im Rahmen einer Diplomarbeit durchgeführt. Dem Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz sei an dieser Stelle für die finanzielle Förderung der Arbeit im Rahmen des Stipendiums „Arten- und Biotopschutz" gedankt.

Tab. 8: Stetigkeitstabelle der Rasengesellschaften/Stetigkeitsmaß = Stetigkeitsklasse + Abundanz (Min – Max)

| Gesellschafts-Nummer | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Aufnahmen pro Gesellschaft | 14 | 18 | 3 | 6 | 12 | 4 | 2 | 3 | 1 |
| Steinbruch | HUM | HIP | MAR | NOT | HUM | HIP | MAR | HUM | MAR |
| Vegetationstyp | PIO | PIO | PIO | PIO | KGR | KGR | KGR | HGR | HGR |
| Aufnahmefläche m² | 5.4 | 4.7 | 6.3 | 4.0 | 5.6 | 6.0 | 4.0 | 6.3 | 4.0 |
| Deckg. Kryptogamensch. % | 29 | 19 | 2.3 | 19 | 21 | 3.8 | 23 | 15 | 5.0 |
| Deckung Krautschicht % | 58 | 41 | 45 | 53 | 82 | 71 | 60 | 98 | 100 |
| Oberflächl. Steinanteil % | 28 | 48 | 60 | 22 | 7.8 | 7.5 | 18 | 0.0 | 0.0 |
| Artzahl | 27 | 21 | 28 | 20 | 28 | 16 | 30 | 31 | 27 |
| Temperaturzahl | 6.0 | 6.0 | 6.0 | 6.0 | 6.0 | 6.0 | 6.0 | 6.0 | 6.0 |
| Feuchtezahl | 4.0 | 4.2 | 4.2 | 4.9 | 4.0 | 4.1 | 4.0 | 4.0 | 4.0 |
| Reaktionszahl | 6.5 | 5.9 | 6.2 | 6.7 | 6.0 | 6.1 | 6.0 | 6.3 | 6.5 |
| Nährstoffzahl | 3.0 | 3.9 | 4.0 | 4.6 | 3.1 | 3.6 | 4.0 | 3.5 | 4.0 |
| Humuszahl | 3.0 | 3.0 | 3.0 | 3.0 | 3.0 | 3.0 | 3.0 | 3.0 | 3.0 |
| Dispersitätszahl | 3.2 | 3.8 | 4.0 | 4.0 | 3.5 | 3.9 | 4.0 | 4.0 | 4.0 |
| **Plantaginetalia/Cynosurion-Arten (Verdichtungszeiger)** | | | | | | | | | |
| *Leontodon autumnalis* | III r-2 | III r-1 | 3 r-+ | V +-2 | III +-2 | II r | . | . | . |
| *Trifolium repens* | III +-2 | II r-2 | 3 +-2 | V +-2 | III r-1 | IV +-1 | 1 1 | 2 1-2 | . |
| *Trifolium hybridum* | . | I +-1 | 1 + | I 2 | . | V +-1 | . | . | . |
| *Plantago major* | . | II r-1 | 3 + | V r-+ | I r-+ | . | . | . | . |
| *Lolium perenne* | . | II r-+ | . | V +-1 | I r | . | 1 + | . | . |
| *Sagina procumbens* | I + | III r-1 | 3 +-2 | IV r-+ | I 1 | . | . | . | . |
| *Poa annua* | . | I +-1 | 1 + | I + | . | . | . | . | . |
| *Juncus tenuis* | . | I r . | . | . | . | . | . | . | . |
| **Arrhenatheretalia-Arten** | | | | | | | | | |
| *Arrhenatherum elatius* | IV r-+ | . | . | . | V r-1 | . | 1 + | 3 2 | 1 2 |
| *Festuca rubra* agg. | II r-+ | I 1 | . | V + | IV +-2 | . | 2 +-1 | 3 1-2 | 1 2 |
| *Agrostis capillaris* | II +-2 | II +-1 | . | IV +-3 | V +-3 | II + | 1 + | 3 1-3 | . |
| *Dactylis glomerata* | I r | . | . | II r | III r-+ | . | 2 + | 2 + | 1 + |
| *Chrysanthemum leucanthemum* | III r-+ | V +-2 | 2 r-+ | V +-1 | V r-1 | V r-1 | 2 r-+ | 3 1 | 1 1 |
| *Achillea millefolium* | V +-2 | I + | . | I + | V +-2 | . | 2 +-1 | 3 1-2 | 1 2 |
| *Trifolium dubium* | II + | II r | 2 +-2 | I 1 | II +-1 | III r-1 | 1 + | . | 1 + |
| *Plantago lanceolata* | II + | . | . | V +-2 | I 1 | . | 2 1 | 2 + | 1 2 |
| *Holcus lanatus* | I + | I r | 1 + | . | . | . | . | . | . |
| *Taraxacum officinale* agg. | II r-+ | II r-+ | 1 r | V r-+ | I r-+ | II r | . | 2 + | . |
| *Trifolium pratense* | . | II r-1 | 1 r | IV +-1 | . | . | . | . | . |
| *Trisetum flavescens* | . | . | . | . | I +-1 | . | . | 1 1 | . |
| *Cerastium holosteoides* | I r | IV r-1 | . | . | . | II r | 2 r-+ | . | 1 + |
| **Festuco-Brometea-Arten** | | | | | | | | | |
| *Lotus corniculatus* | V +-3 | I + | . | II +-1 | V +-2 | . | 2 1 | 3 2 | 1 1 |
| *Potentilla argentea* | IV +-3 | . | . | . | V 1-3 | . | . | 2 1-2 | . |
| *Koeleria macrantha* | I +-1 | . | . | . | II 1-3 | . | . | . | . |
| *Festuca ovina* agg. | II + | III r-2 | 1 + | III + | V +-3 | V 3-4 | 2 2 | 1 + | 1 1 |
| *Poa pratensis* ssp. *angust.* | II + | I + | . | V r-2 | IV +-2 | . | 2 + | 3 1-2 | 1 1 |
| *Thymus pulegioides* | . | . | . | . | III 1-2 | . | . | 3 1-2 | . |
| *Pimpinella saxifraga* | . | . | . | . | I + | II r | . | 2 + | . |
| *Hieracium pilosella* | II +-1 | . | . | . | III r-3 | . | 1 1 | 1 2 | . |
| *Sanguisorba minor* | II r-1 | . | . | . | III +-1 | . | . | 2 r-2 | . |
| *Medicago lupulina* | II +-1 | III +-2 | 3 +-1 | III r-+ | I + | III r-+ | . | . | . |
| *Hypochoeris radicata* | . | I 1 | . | . | . | . | 2 1-2 | . | . |
| *Erigeron acris* ssp. *acris* | IV r-2 | . | . | . | II +-1 | . | 2 2 | . | . |
| *Vicia angustifolia* | III r-1 | . | . | I + | IV r-1 | . | . | 3 +-1 | 1 2 |
| *Centaurea jacea* | . | I + | . | . | . | . | . | . | 1 3 |
| *Carlina vulgaris* | I 1 | . | . | . | . | . | . | . | . |

Tab. 8 Forts.

| | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Sedo-Scleranthetea-Arten (xerotolerante Rohbodenzeiger)** | | | | | | | | | |
| *Trifolium arvense* | V +-3 | V r-3 | 3 1-2 | . | V +-3 | V r-+ | 2 2 | 3 1-2 | 1 + |
| *Trifolium campestre* | V +-3 | IV +-3 | 3 +-2 | . | V 1-3 | III 2 | 2 1 | 3 2 | 1 1 |
| *Sedum acre* | V +-2 | I 2-3 | . | . | V r-1 | . | . | 3 +-1 | . |
| *Sedum album* | V 1-3 | I r-1 | . | . | V +-2 | . | . | . | . |
| *Sedum reflexum* | . | . | . | . | . | II + | . | . | . |
| *Cerastium pumilum* agg. | V +-2 | . | . | V +-2 | V +-2 | . | . | 2 +-1 | . |
| *Petrorhagia prolifera* | V r-2 | . | . | . | V +-1 | . | . | 2 1 | . |
| *Erophila verna* | V r-2 | V +-3 | 3 +-1 | . | III r-1 | V r-1 | 2 1 | 2 + | . |
| *Arenaria serpyllifolia* | V r-1 | V r-2 | 3 +-2 | V r-1 | III +-1 | III + | 2 1-2 | . | . |
| *Dianthus armeria* | II r-1 | . | 2 r-+ | . | III r-+ | . | . | 2 1-2 | . |
| *Myosotis ramosissima* | II r-+ | . | . | . | II +-1 | . | . | 1 + | . |
| *Myosotis stricta* | I + | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Myosotis discolor* | . | . | . | . | I + | . | . | . | . |
| *Veronica arvensis* | I r-1 | III r-2 | 1 r | V r-1 | . | III + | 1 r | . | 1 r |
| *Filago arvensis* | IV r-+ | III r-+ | . | . | I + | . | . | . | . |
| *Vulpia myuros* | I 2 | . | 3 +-1 | I r | I r-+ | . | 1 + | . | . |
| *Arabidopsis thaliana* | I r | V r-2 | 3 +-2 | . | . | II r | 2 1 | . | . |
| *Hieracium piloselloides* | V r-1 | IV r-1 | 1 r | . | III +-1 | . | 2 1 | . | 1 + |
| **Dauco-Melilotion-Arten u. Begleiter (Hochstauden)** | | | | | | | | | |
| *Daucus carota* | III +-1 | II r-+ | 3 +-2 | I r | III r-1 | . | . | 3 +-1 | 1 + |
| *Chrysanthemum vulgare* | III r-1 | I +-1 | 3 1-2 | I + | III +-1 | . | . | 3 1-2 | 1 1 |
| *Echium vulgare* | II r-1 | . | . | . | III r-1 | . | . | 2 +-2 | . |
| *Picris hieracioides* | I +-1 | II +-1 | 3 +-1 | . | . | . | . | . | . |
| *Artemisia vulgaris* | II 1 | IV +-2 | 3 1-3 | II r-1 | . | . | 2 +-1 | 3 + | . |
| *Senecio erucifolius* | I + | III r-1 | 1 + | . | I + | III r | . | 2 + | . |
| *Melilotus alba* | . | II +-2 | 3 1-2 | . | . | II r | . | . | . |
| *Erigeron annuus* | . | II r-3 | . | . | . | . | . | . | . |
| *Hypericum perforatum* | II r-+ | IV r-2 | 3 r-+ | I r | II +-1 | II r | . | 3 +-1 | . |
| *Hieracium sabaudum* | . | II r-1 | . | . | II r-+ | . | . | 1 + | . |
| *Hieracium murorum* | I r-+ | I r-1 | . | . | . | . | . | . | . |
| **Secalietea-Arten** | | | | | | | | | |
| *Vicia hirsuta* | V +-1 | II r-1 | 1 + | . | IV +-2 | IV r-1 | 2 +-1 | 3 1-2 | 1 2 |
| *Scleranthus annuus* | III +-1 | . | . | . | III r-1 | . | 2 + | 1 + | . |
| *Vicia tetrasperma* | I r | II r-1 | . | . | II r-1 | IV r-+ | . | 2 1 | 1 r |
| *Myosotis arvensis* | I + | I r-+ | . | . | . | . | 1 r | 1 + | . |
| **Chenopodietea-Arten** | | | | | | | | | |
| *Matricaria inodora* | II r-+ | I 1 | . | I + | . | . | . | . | . |
| *Senecio vernalis* | I r | I r | . | . | I r | . | 1 r | . | . |
| *Senecio vulgaris* | . | II r | . | . | . | . | . | . | . |
| *Conyza canadensis* | . | II + | . | . | . | . | . | . | . |
| *Bromus hordeaceus* | I + | II r-+ | . | III r-+ | I + | . | 2 1-2 | . | . |
| **Thlaspietea-Arten** | | | | | | | | | |
| *Epilobium lanceolatum* | . | I r | 1 r | . | . | . | . | . | . |
| *Epilobium collinum* | . | . | 1 r | . | . | . | . | . | . |
| **Stete Begleiter (allg. Magerkeitszeiger)** | | | | | | | | | |
| *Poa nemoralis* | V +-2 | V r-2 | 3 +-1 | V +-1 | V +-2 | III r-+ | 2 1 | 2 + | 1 1 |
| *Poa compressa* | V +-3 | IV r-2 | 3 +-1 | V 1-3 | V +-2 | V +-1 | . | 3 r-+ | 1 1 |
| **Trifolio-Geranietea-Arten (Saumarten)** | | | | | | | | | |
| *Trifolium medium* | . | I + | . | I 1 | . | . | . | . | . |
| *Origanum vulgare* | . | . | 1 1 | . | . | . | . | . | 1 1 |
| *Campanula rapunculus* | . | . | . | . | . | . | 1 + | . | 1 1 |

Tab. 8 Forts.

| | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Epilobietea/Querco-Fagetea-Arten** | | | | | | | | | |
| *Carex muricata* agg. | I r | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Centaurium erythraea* | . | . | . | . | I 2 | . | . | . | . |
| *Verbascum thapsus* | . | I r | 1 + | . | . | . | . | . | . |
| *Epilobium angustifolium* | . | I r | . | . | . | . | . | . | . |
| *Fragaria vesca* | . | I 2 | . | . | . | . | . | . | . |
| *Rosa canina* agg. | . | . | . | . | I + | . | . | . | . |
| *Clematis vitalba* | . | . | . | . | . | . | . | 1 1 | . |
| *Acer campestre* | . | . | . | . | . | . | . | 1 r | . |
| *Sarothamnus scoparius* | I r | I 1 | . | . | II r-+ | . | . | . | . |
| *Betula pendula* | . | I + | 1 r | . | . | III + | . | . | . |
| | | | | | | | | | |
| **weiterhin kommen vor** | | | | | | | | | |
| *Senecio jacobaea* | . | I + | . | I + | . | . | . | . | . |
| *Phleum pratense* | . | . | . | I r | . | . | 2 r-+ | . | . |
| *Phleum pratense* ssp. *prat.* | . | I r | . | . | . | II r | . | . | . |
| *Crepis capillaris* | . | I +-1 | 1 + | . | . | . | 1 + | . | . |
| *Rumex acetosa* | I + | I r | . | . | . | . | . | . | . |
| *Prunella vulgaris* | I 1 | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Festuca pratensis* | . | I + | . | . | . | . | . | . | . |
| *Poa trivialis* | . | I + | . | . | . | . | . | . | . |
| *Barbarea vulgaris* | . | I r | . | . | . | . | . | . | . |
| *Polygonum aviculare* agg. | . | I + | . | . | . | . | . | . | . |
| *Spergularia rubra* | . | I + | . | . | . | . | . | . | . |
| *Melilotus officinalis* | . | I 1 | . | I + | . | . | . | . | . |
| *Cardamine hirsuta* | . | I r-+ | 1 r | . | . | . | . | . | . |
| *Geranium robertianum* | I r | II r-+ | . | . | . | . | . | . | . |
| *Cirsium vulgare* | I + | . | . | . | . | II + | . | . | . |
| *Elymus repens* | . | . | . | . | . | V r-1 | . | . | . |
| *Aphanes arvensis* | . | . | . | . | . | . | 1 + | . | 1 + |
| *Viola arvensis* | . | . | . | . | . | . | 1 r | . | . |
| *Bromus sterilis* | . | I + | . | . | . | . | . | . | . |
| *Sonchus asper* | . | I r | . | . | . | . | . | . | . |
| *Geranium columbinum* | I r-+ | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Cerastium glomeratum* | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 r |
| *Lactuca serriola* | I + | . | 1 r | . | . | . | . | . | . |
| *Cirsium arvense* | . | I r | . | . | . | . | . | . | . |
| *Tussilago farfara* | I 2 | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Rumex acetosella* | . | . | . | . | I 1 | . | . | . | . |
| *Epilobium* sp. | I + | I r | . | . | . | . | . | . | . |
| *Campanula rotundifolia* | . | . | . | . | I + | . | . | . | . |
| *Carex* sp. | I + | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Populus tremula* | . | I 1 | . | . | . | . | . | . | . |
| *Apera spica-venti* | . | I r-1 | 2 +-1 | . | . | . | . | . | . |

**Tab. 9:** Stetigkeitstabelle der Sonstigen Gesellschaften/Stetigkeitsmaß = Stetigkeitsklasse + Abundanz (Min – Max)

| Gesellschafts-Nummer | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Aufnahmen pro Gesellschaft | 5 | 1 | 2 | 7 | 2 | 12 | 12 | 7 | 2 | 2 |
| Steinbruch | HUM | HIP | MAR | MAR | HUM | HUM | HIP | MAR | NOT | MLB |
| Vegetationstyp | FEUT | FEUT | FEUT | BÖSG | PIGE | HALD | HALD | HALD | HALD | HALD |
| Aufnahmefläche m² | 4.0 | 9.0 | 4.0 | 4.0 | 20 | 6.7 | 4.9 | 9.4 | 9.0 | 28 |
| Deckg. Kryptogamensch. % | 13 | 0.0 | 60 | 9.3 | 3.5 | 15 | 12 | 6.9 | 0.0 | 58 |
| Deckung Krautschicht % | 72 | 90 | 63 | 64 | 43 | 40 | 45 | 35 | 30 | 45 |
| Deckung Strauchsch. % | 1.6 | 25 | 0.0 | 0.0 | 20 | 6.7 | 0.0 | 0.0 | 13 | 30 |
| Deckung Baumschicht % | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 80 |
| Oberflächl. Steinanteil % | 8.4 | 4.0 | 5.0 | 5.0 | 85 | 66 | 47 | 74 | 30 | 63 |
| Artzahl | 19 | 15 | 15 | 25 | 36 | 16 | 12 | 17 | 10 | 37 |
| Temperaturzahl | 6.0 | 6.0 | 5.5 | 6.0 | 6.0 | 5.9 | 6.0 | 5.6 | 5.0 | 5.0 |
| Feuchtezahl | 4.4 | 8.0 | 6.3 | 4.0 | 4.0 | 4.0 | 4.6 | 4.4 | 5.0 | 5.0 |
| Reaktionszahl | 6.2 | 7.0 | 7.0 | 6.2 | 6.0 | 5.5 | 5.1 | 6.1 | 6.0 | 5.0 |
| Nährstoffzahl | 3.7 | 5.5 | 5.0 | 3.9 | 4.0 | 3.4 | 4.3 | 4.6 | 6.0 | 4.0 |
| Humuszahl | 3.0 | 4.0 | 3.0 | 3.0 | 3.0 | 3.0 | 3.1 | 3.1 | 3.0 | 3.0 |
| Dispersitätszahl | 4.1 | 5.0 | 4.0 | 4.0 | 4.0 | 3.3 | 3.9 | 3.9 | 4.0 | 4.0 |
| **Plantaginetalia/Cynosurion-Arten (Verdichtungszeiger)** | | | | | | | | | | |
| *Leontodon autumnalis* | IV +-2 | . | 1 1 | . | 1 r | I r | I + | . | . | . |
| *Trifolium repens* | III r-1 | . | 1 2 | . | . | . | . | . | . | . |
| *Trifolium hybridum* | . | . | 2 +-1 | III + | . | . | . | . | . | . |
| *Plantago major* | III 1 | . | . | . | . | . | . | I + | . | . |
| *Sagina procumbens* | I 2 | . | 1 2 | . | . | . | . | . | . | . |
| *Veronica serpyllifolia* | III r-+ | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Juncus tenuis* | II 1-2 | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Prunella vulgaris* | III +-1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Ranunculus repens* | I 2 | . | 2 +-1 | . | 1 r | . | . | I 1 | . | . |
| *Crepis capillaris* | . | . | . | . | 1 r | I r | III +-1 | I 1 | . | . |
| **Arrhenatheretalia-Arten** | | | | | | | | | | |
| *Arrhenatherum elatius* | . | . | . | V r-2 | 2 r | V r-2 | . | III +-1 | . | 1 r |
| *Festuca rubra* agg. | I + | . | . | V +-3 | 2 + | I + | I 2-3 | III + | . | . |
| *Agrostis capillaris* | III r-1 | . | . | I v | 1 + | I 1 | I 1 | . | . | 2 1-2 |
| *Dactylis glomerata* | . | . | . | III + | 2 r | I + | I 1 | I + | . | 1 r |
| *Chrysanthemum leucanthemum* | II 1 | . | . | V 1-2 | 1 r | II r-1 | IV r-2 | III +-2 | 1 1 | 1 r |
| *Achillea millefolium* | II + | . | . | V +-2 | 2 +-1 | III r-+ | . | II 1-2 | . | 1 + |
| *Crepis biennis* | . | . | . | I + | . | . | I +-2 | III +-1 | . | . |
| *Trifolium dubium* | I + | . | . | II 1 | . | . | . | I r | . | . |
| *Plantago lanceolata* | . | . | . | IV r-1 | . | . | . | . | . | . |
| *Holcus lanatus* | II +-1 | 1 1 | 1 3 | III r-2 | . | . | III r-3 | II + | 1 + | 1 + |
| *Taraxacum officinale* agg. | . | 1 + | . | . | II r | II r | I r | 1 + | . | . |
| *Trifolium pratense* | . | . | . | III r-1 | . | . | . | . | . | . |
| *Senecio jacobaea* | . | . | 2 r-+ | . | . | . | I 1 | III +-1 | . | . |
| *Rumex acetosa* | . | . | . | III +-1 | 1 r | I + | . | II +-1 | . | . |
| *Orobanche minor* | . | . | . | II r | . | . | . | . | . | . |
| **Festuco-Brometea-Arten** | | | | | | | | | | |
| *Lotus corniculatus* | V +-1 | . | . | II +-1 | 1 1 | I + | . | . | . | . |
| *Festuca ovina* agg. | I + | . | . | III + | . | . | . | . | . | 1 1 |
| *Poa pratensis* ssp. *angust.* | . | . | . | I 1 | 1 1 | I + | . | I r | . | . |
| *Thymus pulegioides* | . | . | . | . | 1 1 | I 1 | . | . | . | . |
| *Pimpinella saxifraga* | . | . | . | . | 1 r | I + | . | . | . | . |
| *Hieracium pilosella* | . | . | . | I 2 | 1 1 | . | . | . | . | . |
| *Hypochoeris radicata* | I + | . | . | II r-+ | . | . | . | . | . | . |
| *Erigeron acris* ssp. *acris* | I r | . | . | II +-1 | 2 1 | . | . | . | . | . |
| *Vicia angustifolia* | I r | . | . | III r-1 | . | I + | . | III r-1 | . | . |

Tab. 9 Forts.

| | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Euphorbia cyparissias* | . | . | . | I 2 | . | . | . | . | . | 1 | 1 |
| *Centaurea jacea* | . | . | . | III 1-3 | . | . | . | I 2 | . | . | |
| **Sedo-Scleranthetea-Arten (xerotolerante Rohbodenzeiger)** | | | | | | | | | | | |
| *Trifolium arvense* | II r-+ | . | . | V +-3 | 2 2-3 | V r-3 | I + | . | . | . | |
| *Trifolium campestre* | III +-2 | . | . | IV 2-3 | 1 1 | II r-+ | . | I + | . | . | |
| *Sedum acre* | II r-+ | . | . | . | 2 +-1 | II r-+ | . | . | . | . | |
| *Sedum album* | III r-1 | . | . | . | 2 1-2 | V 1-3 | . | . | . | . | |
| *Cerastium pumilum* agg. | II +-1 | . | . | . | 1 + | I + | . | . | . | . | |
| *Petrorhagia prolifera* | . | . | . | . | 1 + | II +-1 | . | . | . | . | |
| *Erophila verna* | I 1 | . | . | III r-1 | . | I + | I + | . | . | . | |
| *Arenaria serpyllifolia* | I + | . | . | III +-2 | 2 +-1 | III r-2 | I 1 | I + | . | . | |
| *Dianthus armeria* | III r-+ | . | . | . | . | . | . | . | . | . | |
| *Filago arvensis* | . | . | . | . | . | II + | I r-+ | . | . | . | |
| *Vulpia myuros* | I 1 | . | 1 r | I 1 | . | . | . | I + | . | . | |
| *Arabidopsis thaliana* | . | . | . | I + | . | I 1 | II r-+ | . | . | . | |
| *Hieracium piloselloides* | II r-+ | . | 1 1 | V +-2 | 2 1 | III +-2 | III +-1 | III r-+ | . | . | |
| **Dauco-Melilotion-Arten u. Begleiter (Hochstauden)** | | | | | | | | | | | |
| *Daucus carota* | I + | . | 1 + | V r-+ | 2 r-1 | II +-2 | . | II +-2 | . | . | . |
| *Chrysanthemum vulgare* | . | . | . | III +-1 | 2 +-2 | II r-1 | . | I 2 | . | 1 | r |
| *Echium vulgare* | . | . | . | . | . | I r-1 | . | . | . | . | |
| *Picris hieracioides* | I + | . | . | . | 2 +-1 | III +-2 | III +-2 | I + | . | . | |
| *Artemisia vulgaris* | . | . | . | III + | . | I + | I +-1 | II 1-2 | . | . | |
| *Senecio erucifolius* | II r | . | . | . | 1 + | I +-2 | . | I + | . | . | |
| *Senecio inaequidens* | . | . | . | . | . | I v | I +-1 | I 1 | . | . | |
| *Lactuca serriola* | . | . | . | . | 1 + | I 1 | I + | II 1-2 | . | . | |
| *Crepis foetida* | . | . | . | . | . | I 2 | . | . | . | . | |
| *Linaria vulgaris* | . | . | . | . | . | I + | . | I 1 | . | . | |
| *Hypericum perforatum* | . | . | . | I r | 1 + | I 1 | I r-+ | . | 1 | + | 2 r-+ |
| *Hieracium sabaudum* | . | . | . | III r-+ | 2 + | I r | I + | II + | . | 2 | +-1 |
| *Hieracium murorum* | . | . | . | III r-1 | 2 r-1 | II r-+ | III +-2 | III +-2 | . | 2 | + |
| **Secalietea-Arten** | | | | | | | | | | | |
| *Vicia hirsuta* | I 1 | . | . | V +-2 | 2 1 | IV +-1 | III r-2 | III r-2 | . | . | |
| *Scleranthus annuus* | II + | . | . | II r-+ | . | . | . | . | . | . | |
| *Vicia tetrasperma* | I + | . | . | V r-+ | . | II r-+ | II r-1 | II 1-2 | . | . | |
| *Myosotis arvensis* | . | . | . | . | . | . | II r-+ | I + | . | . | |
| **Chenopodietea-Arten** | | | | | | | | | | | |
| *Matricaria inodora* | III r-+ | . | . | . | 1 r | . | . | . | . | . | |
| *Sonchus arvensis* | . | . | . | . | . | . | I 2 | . | 1 | + | . |
| *Senecio vernalis* | . | . | . | V r-1 | 1 r | . | I r | II 1-2 | . | . | |
| *Geranium columbinum* | I r | . | . | . | . | I 1 | . | I + | . | . | |
| **Thlaspietea-Arten** | | | | | | | | | | | |
| *Epilobium collinum* | I r | . | . | . | . | . | II +-1 | III +-2 | 1 | 2 | . |
| *Epilobium lanceolatum* | . | . | . | I 1 | 1 + | III r-1 | IV r-1 | III +-1 | . | . | |
| **Stete Begleiter (allg. Magerkeitszeiger)** | | | | | | | | | | | |
| *Poa compressa* | V +-4 | . | 1 1 | . | 1 + | I + | . | . | . | . | |
| *Poa nemoralis* | II + | . | 1 r | V 1-2 | 2 1 | V r-3 | V r-3 | V +-3 | 1 | 1 | 2 2 |
| **Phragmitetea/Scheuzerio-Caricetea/Molinietalia u.Begleiter (Feuchte-/Nässezeiger)** | | | | | | | | | | | |
| *Agrostis stolonifera* | . | . | 2 2-3 | . | . | . | . | . | . | . | |
| *Juncus articulatus* | II +-3 | 1 2 | 2 +-2 | . | . | . | . | . | . | . | |
| *Ranunculus flammula* | . | 1 + | . | . | . | . | . | . | . | . | |
| *Veronica scutellata* | . | . | 1 1 | . | . | . | . | . | . | . | |
| *Galium palustre* | . | . | 1 1 | . | . | . | . | . | . | . | |
| *Veronica anagallis-aquat.* | . | 1 + | . | . | . | . | . | . | . | . | |

Tab. 9 Forts.

| | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Typha latifolia* | . | 1 1 | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Phalaris arundinacea* | . | . | 1 r | . | . | . | . | . | . | . |
| *Lycopus europaeus* | . | 1 3 | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Agrostis gigantea* | . | . | 2 + | . | . | . | . | . | . | . |
| *Cirsium palustre* | . | 1 1 | . | . | . | . | I 1 | . | . | . |
| *Equisetum palustre* | . | 1 3 | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Isolepis setacea* | I 2 | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Salix repens* agg. | . | 1 2 | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Salix purpurea* | . | 1 1 | . | . | . | . | . | . | . | . |
| **Trifolio-Geranietea-Arten (Saumarten)** | | | | | | | | | | |
| *Inula conyza* | . | . | . | III r-+ | . | I + | I +-1 | I + | . | . |
| *Valeriana wallrothii* | . | . | . | . | 1 + | I 1 | . | . | . | . |
| *Campanula rapunculus* | . | . | . | III + | . | . | . | II +-1 | . | . |
| *Origanum vulgare* | . | . | . | III +-1 | . | . | . | . | . | . |
| *Trifolium medium* | . | . | . | I + | . | . | . | . | . | 1 1 |
| *Lathyrus pratensis* | . | . | . | III +-1 | . | . | . | . | . | . |
| **Epilobietea/Querco-Fagetea-Arten** | | | | | | | | | | |
| *Senecio fuchsii* | . | . | . | . | . | II +-1 | I 2 | . | . | . |
| *Lupinus polyphyllus* | . | . | . | . | . | . | I 2-3 | . | . | . |
| *Salix caprea* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2 3 |
| *Digitalis purpurea* | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 + | . |
| *Epilobium angustifolium* | . | . | . | . | 2 1 | I + | . | I + | 2 1 | 2 1 |
| *Verbascum thapsus* | . | . | . | . | . | . | . | I + | . | . |
| *Fragaria vesca* | . | . | . | . | . | I 2 | . | III r-1 | . | 2 1-2 |
| *Betula pendula* | I r | 1 2 | . | . | 2 2 | I + | I + | . | . | 2 2 |
| *Sarothamnus scoparius* | . | . | . | . | 1 1 | II +-3 | I +-1 | I r | . | 2 2 |
| *Clematis vitalba* | . | . | . | . | 2 +-1 | II 1-2 | . | . | . | . |
| *Cornus sanguinea* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2 2 |
| *Viburnum opulus* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2 1-2 |
| *Acer pseudoplatanus* | . | . | . | . | 1 + | I + | . | . | . | . |
| *Carpinus betulus* | . | . | . | . | 1 + | . | . | . | . | 2 2-3 |
| *Dryopteris filix-mas* | . | . | . | . | 2 +-1 | II 1 | . | III +-1 | . | . |
| *Fagus sylvatica* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2 1 |
| *Prunus avium* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 + |
| *Scrophularia nodosa* | . | . | . | . | . | . | . | I + | . | . |
| *Epilobium montanum* | . | . | . | . | . | . | I 1 | . | . | . |
| *Teucrium scorodonia* | . | . | . | . | . | I 1-2 | II +-2 | . | 1 1 | 1 2 |
| *Hieracium lachenalii* | . | . | . | . | . | I + | . | II 1-2 | . | . |
| *Orobanche hederae* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 r |
| *Quercus petraea* | . | . | . | I + | . | . | . | . | . | 2 1-2 |
| *Hedera helix* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2 1 |
| *Corylus avellana* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2 2 |
| *Polypodium vulgare* | . | . | . | . | 2 1 | III r-1 | . | . | . | . |
| **übrige Begleiter****** | | | | | | | | | | |
| *Rubus idaeus* | . | . | . | . | . | . | . | I 1 | 2 1-2 | 1 1 |
| *Rubus fruticosus* agg. | . | . | . | I 1 | . | . | . | . | 1 2 | 1 1 |
| *Sorbus aucuparia* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2 1 |
| *Crataegus* sp. | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2 +-1 |
| *Rosa* sp. | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2 1 |
| *Populus tremula* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2 1 |
| *Pinus sylvestris* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2 v-1 |
| *Quercus* sp. | . | . | . | . | 1 + | . | . | . | . | . |
| *Picea abies* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2 1 |
| *Pyrola minor* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2 +-2 |
| *Monotropa hypopitys* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 + |
| *Centaurium erythraea* | I 2 | 1 + | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Carex muricata* agg. | I 2 | . | . | . | . | . | . | . | . | . |

Tab. 9 Forts.

| | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Lolium perenne* | I r | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Phleum pratense* | . | . | . | . | . | I + | I + | . | . | . | . |
| *Trisetum flavescens* | . | . | . | . | . | . | . | I r | . | . | . |
| *Angelica sylvestris* | . | . | . | . | . | . | I + | . | . | . | . |
| *Poa trivialis* | . | . | 1 + | . | . | . | I 1 | . | . | . | . |
| *Cerastium holosteoides* | . | . | 1 1 | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Carlina vulgaris* | . | . | . | . | 1 1 | . | . | . | . | . | . |
| *Medicago lupulina* | . | . | . | . | . | . | . | I + | . | . | . |
| *Sanguisorba minor* | . | . | . | . | . | I r | . | . | . | . | . |
| *Myosotis ramosissima* | I r | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Myosotis discolor* | I r | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Potentilla argentea* | I + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Veronica arvensis* | I + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Trifolium aureum* | . | . | . | II r-1 | . | . | . | . | . | . | . |
| *Orobanche purpurea* | . | . | . | . | . | . | . | I + | . | . | . |
| *Barbarea vulgaris* | . | . | . | II r | 1 r | . | . | . | . | . | . |
| *Elymus repens* | . | . | . | . | . | . | I 1 | . | . | . | . |
| *Geranium robertianum* | . | . | . | . | . | II +-2 | II r-2 | II +-1 | . | . | . |
| *Lapsana communis* | . | . | . | . | . | . | III +-1 | . | . | . | . |
| *Epilobium lamyi* | . | . | . | . | . | . | . | I 2 | . | . | . |
| *Torilis japonica* | . | . | . | . | . | . | . | I 1 | . | . | . |
| *Mycelis muralis* | . | . | . | . | . | I + | I 1 | I 1 | . | . | . |
| *Epilobium hirsutum* | . | 1 + | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Polygonum convolvulus* | . | . | . | . | . | . | . | III + | . | . | . |
| *Conyza canadensis* | . | . | . | . | . | . | I + | . | . | . | . |
| *Bromus tectorum* | . | . | . | . | . | I 1 | . | . | . | . | . |
| *Bromus hordeaceus* | I 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| *Capsella bursa-pastoris* | . | . | . | . | . | . | . | I + | . | . | . |
| *Chaenorrhinum minus* | . | . | . | . | . | . | . | I + | . | . | . |
| *Sonchus oleraceus* | . | . | . | . | . | . | . | I r | . | . | . |
| *Tussilago farfara* | I + | 1 1 | . | I r | . | . | I 2-3 | II + | 2 +-3 | 1 1 | |
| *Senecio* sp. | . | . | . | . | . | II +-2 | II r-+ | . | . | 1 1 | |
| *Epilobium* sp. | II +-2 | . | 2 r | . | . | I r | . | II r-+ | . | . | |
| *Galium mollugo* agg. | . | . | . | . | . | . | I + | I 1 | 2 +-1 | 2 1 | |
| *Rumex acetosella* | . | . | . | II r-2 | . | I r | . | . | . | . | |
| *Hieracium laevigatum* | . | . | . | . | . | . | . | I 2 | . | 1 1 | |
| *Anthoxanthum odoratum* | . | . | . | I + | . | . | . | I + | . | . | |
| *Galeopsis* sp. | . | . | . | . | . | . | . | . | 2 +-1 | . | |
| *Deschampsia cespitosa* | . | . | . | . | . | . | I 1 | . | . | 1 r | |
| *Deschampsia flexuosa* | . | . | . | . | . | I + | . | . | . | . | |
| *Luzula pilosa* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2 2-3 | |
| *Convolvulus arvensis* | . | . | . | . | . | . | . | I + | . | . | |
| *Carex flava* agg. | . | 1 2 | . | . | . | . | . | . | . | . | |
| *Stellaria graminea* | . | . | . | . | . | . | I 2 | . | . | . | |
| *Salix* sp. | I 2 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | |
| *Carex* sp. | I 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | |
| *Campanula rotundifolia* | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 + | |
| *Poa annua* | . | . | . | . | . | . | . | I r | . | . | |
| *Sedum telephium* | . | . | . | . | . | . | . | I + | . | . | |
| *Erysimum hieraciifolium* | . | . | . | . | . | I 1 | . | . | . | . | |
| *Veronica chamaedrys* | . | . | . | . | . | I r | . | . | . | . | |
| *Euphrasia* sp. | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 + | |
| *Hieracium* sp. | . | . | . | I r | . | . | . | . | . | . | |
| *Vicia sepium* | . | . | . | . | . | I 1 | . | . | . | . | |
| *Dryopteris carthusiana* | . | . | . | . | . | . | . | I + | . | . | |

**Tab. 10:** Gesamtartenliste

| Wissenschaftlicher Name | Deutscher Name | RL (BRD) | Lebensf. | HUM | Steinbrüche HIP | MAR | NOT | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Acer campestre* | Feld-Ahorn | | P | x | | | | |
| *Acer platanoides* | Spitz-Ahorn | | P | x | | | | |
| *Acer pseudoplatanus* | Berg-Ahorn | | P | x | | x | | |
| *Achillea millefolium* | Gewöhnliche Wiesen-Schafgarbe | | H | | x | | x | x |
| *Aegopodium podagraria* | Geißfuß, Giersch | | G | | x | x | | |
| *Agrimonia eupatoria* | Gewöhnlicher Odermennig | | H | x | | x | | |
| *Agrostis capillaris* | Rotes Straußgras | | H | x | x | x | x | |
| *Agrostis gigantea* | Riesen-Straußgras | | H | | | x | x | |
| *Agrostis stolonifera* ssp. *prorepens* | Weißes Straußgras,Unterart | | H | x | x | x | x | |
| *Alchemilla vulgaris* agg. | Gewöhnlicher Frauenmantel | | H | | | x | | |
| *Alisma plantago-aquatica* | Gewöhnlicher Froschlöffel | | H | | | | x | |
| *Alliaria petiolata* | Lauchkraut,Lauchhederich | | H | | | x | | |
| *Alnus glutinosa* | Schwarz-Erle | | P | x | x | | | |
| *Alnus incana* | Grau-Erle | | P | x | | x | | |
| *Alopecurus geniculatus* | Knick-Fuchsschwanz | | H | | | x | | |
| *Alopecurus pratensis* | Wiesen-Fuchschwanz | | H | | | x | | |
| *Anagallis arvensis* | Acker Gauchheil | | T | | | x | | |
| *Angelica sylvestris* | Wald-Engelwurz | | H | | x | | | |
| *Anthoxanthum odoratum* | Gewöhnliches Ruchgras | | T | | | x | | |
| *Anthriscus sylvestris* | Wiesen-Kerbel | | H | | x | | x | |
| *Anthyllis vulneraria* | Gewöhnlicher Wundklee | | H | | x | | | |
| *Apera spica-venti* | Gewöhnlicher Windhalm | | T | | x | x | | |
| *Aphanes arvensis* | Gewöhnlicher Acker-Frauenmantel | | T | | | x | | |
| *Arabidopsis thaliana* | Acker-Schmalwand | | T | x | x | x | | |
| *Arenaria serpyllifolia* ssp. *serpyllifolia* | Quendel-Sandkraut,Unterart | | T | x | x | x | x | |
| *Armoracia rusticana* | Meerrettich | | G | | | | x | |
| *Arrhenatherum elatius* | Glatthafer | | H | x | | x | | |
| *Artemisia vulgaris* | Gewöhnlicher Beifuß | | H | x | x | x | x | |
| *Arum maculatum* | Aronstab | | G | x | | x | | |
| *Asplenium trichomanes* | Schwarzstieliger Strichfarn | | H | | x | | | |
| *Athyrium filix-femina* | Wald-Frauenfarn | | H | x | | | | |
| *Atriplex patula* | Ruten-Melde | | T | | | x | | |
| *Avenella flexuosa* | Geschlängelte Schmiele | | H | x | | | | |
| *Barbarea vulgaris* | Echtes Barbara-Kraut | | H | x | x | x | | |
| *Bellis perennis* | Gänseblümchen | | H | | | x | | |
| *Betula pendula* | Hänge-Birke | | P | x | x | x | x | |
| *Bidens tripartita* | Dreiteiliger Zweizahn | | T | | | | x | |
| *Brachypodium sylvaticum* | Wald-Zwenke | | H | x | | x | | |
| *Bromus hordeaceus* ssp. *hordeaceus* | Weiche Trespe | | T | x | x | x | x | |
| *Bromus ramosus* ssp. *benekenii* | Wald-Trespe,Unterart | | H | | | x | | |
| *Bromus sterilis* | Taube-Trespe | | T | | x | | | |
| *Bromus tectorum* | Dach-Trespe | | T | x | | | | |
| *Calamagrostis epigejos* | Land-Reitgras | | G | x | x | x | x | |
| *Calamintha clinopodium* | Borstige Bergminze | | H | x | x | x | | |
| *Calystegia sepium* | Zaun-Winde | | G | | x | x | x | |
| *Campanula persicifolia* | Pfirsichblättrige Glockenblume | | H | x | | | | |
| *Campanula rapunculus* | Rapunzel-Glockenblume | | H | x | x | x | x | |
| *Campanula rotundifolia* | Rundblättrige Glockenblume | | H | x | x | x | x | |
| *Capsella bursa-pastoris* | Hirtentäschel | | T | | | x | | |
| *Cardamine hirsuta* | Vielstengeliges Schaumkraut | | T | | x | x | | |

Tab. 10 Forts.

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| *Cardamine impatiens* | Spring-Schaumkraut | H | x | | | |
| *Cardamine pratensis* | Wiesen-Schaumkraut | H | x | | x | |
| *Cardaminopsis arenosa* | Sandkresse | H | | | x | |
| *Carduus acanthoides* | Weg-Distel | H | x | | | |
| *Carduus crispus* | Krause Distel | H | | | x | |
| *Carex flava* agg. | Artengruppe Gelbe Segge | H | x | x | | |
| *Carex hirta* | Rauhe Segge | G | | | x | |
| *Carex leporina* | Hasen-Segge | H | | x | | |
| *Carex muricata* agg. | Artengruppe Sparrige Segge | H | x | | x | x |
| *Carex remota* | Winkel-Segge | H | x | | | x |
| *Carex* sp. | Segge | | x | | | |
| *Carlina vulgaris* | Golddistel | H | x | | x | |
| *Carpinus betulus* | Hainbuche | P | x | x | x | x |
| *Centaurea jacea* | Wiesen-Flockenblume | H | x | x | x | |
| *Centaurium erythraea* | Echtes Tausendgüldenkraut | T | x | x | | |
| *Cerastium glomeratum* | Knäuel-Hornkraut | T | | | x | |
| *Cerastium holosteoides* | Gewöhnliches Hornkraut | C | | x | x | |
| *Cerastium pumilum* agg. | Artengr. Niedriges Hornkraut | T | x | | | x |
| *Chaenorrhinum minus* | Kleines Leinkraut | T | | | x | |
| *Chaerophyllum temulum* | Hecken-Kälberkropf | T | | x | | |
| *Chenopodium album* | Weißer Gänsefuß | T | | x | | |
| *Chrysanthemum leucanthemum* | Frühe Wucherblume | H | x | x | x | x |
| *Chrysanthemum vulgare* | Rainfarn | H | x | x | x | x |
| *Cichorium intybus* | Wegwarte | H | x | x | x | |
| *Circaea lutetiana* | Gewöhnliches Hexenkraut | G | x | | x | |
| *Cirsium arvense* | Acker-Kratzdistel | G | x | x | x | x |
| *Cirsium palustre* | Sumpf-Kratzdistel | H | x | x | x | x |
| *Cirsium vulgare* | Gewöhnliche Kratzdistel | H | x | x | | |
| *Clematis vitalba* | Gewöhnliche Waldrebe | P | x | x | x | |
| *Convallaria majalis* | Maiglöckchen | G | x | x | | |
| *Conyza canadensis* | Kanadischer Katzenschweif | T | x | x | x | |
| *Cornus sanguinea* | Roter Hartriegel | N | x | | x | |
| *Coronilla varia* | Bunte Kronwicke | H | | x | | |
| *Corylus avellana* | Hasel | N | x | x | x | x |
| *Cotoneaster horizontalis* | Fächer-Zwergmispel | N | | | x | |
| *Crataegus laevigata* agg. | Zweigriffliger Weißdorn | N | x | | x | x |
| *Crataegus monogyna* | Eingriffliger Weißdorn | N | | x | x | |
| *Crepis biennis* | Wiesen-Pippau | H | x | | x | |
| *Crepis capillaris* | Kleinköpfiger Pippau | T | x | x | x | |
| *Crepis foetida* | Stinkender Pippau | H | x | | | |
| *Dactylis glomerata* | Wiesen-Knäuelgras | H | x | x | x | x |
| *Dactylorhiza fuchsii* | Fuchs' Knabenkraut | G | | x | | |
| *Daucus carota* | Wilde Gelbe Möhre | H | x | x | x | x |
| *Deschampsia cespitosa* | Rasen-Schmiele | H | x | | x | |
| *Dianthus armeria* | Büschel-Nelke | T | x | x | x | |
| *Dianthus deltoides* | Heide-Nelke | C | | x | | |
| *Digitalis purpurea* | Roter Fingerhut | H | x | x | x | x |
| *Dipsacus sylvestris* | Wilde Karde | H | | | x | |
| *Dryopteris carthusiana* | Gewöhnlicher Dornfarn | H | | x | | |
| *Dryopteris dilatata* | Breitblättriger Dornfarn | H | | x | | |
| *Dryopteris filix-mas* | Männlicher Wurmfarn | H | x | x | x | x |
| *Echium vulgare* | Natternkopf | H | x | x | x | |
| *Eleocharis palustris* | Gewöhnliche Sumpfbinse | A | x | | | x |
| *Elodea nuttallii* | Nutall's Wasserpest | A | | | | x |
| *Elymus repens* | Kriechende Quecke | G | | x | x | |
| *Epilobium adenocaulon* | Drüsiges Weidenröschen | H | | | x | x |
| *Epilobium angustifolium* | Wald-Weidenröschen | H | x | x | x | x |
| *Epilobium collinum* | Hügel-Weidenröschen | H | x | x | x | |
| *Epilobium hirsutum* | Zottiges Weidenröschen | H | x | x | x | x |
| *Epilobium lamyi* | Graugrünes Weidenröschen | H | x | | | |

Tab. 10 Forts.

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Epilobium lanceolatum* | Lanzettblättriges Weidenröschen | | H | x | x | x | |
| *Epilobium montanum* | Berg-Weidenröschen | | H | | | x | |
| *Epilobium parviflorum* | Bach-Weidenröschen | | H | | x | | |
| *Epilobium* sp. | Weidenröschen | | | x | x | x | |
| *Epipactis helleborine* | Breitblättrige Stendelwurz | | G | | x | | |
| *Equisetum arvense* | Acker-Schachtelhalm | | G | | | x | |
| *Equisetum fluviatile* | Teich-Schachtelhalm | | A | | x | | |
| *Equisetum palustre* | Sumpf-Schachtelhalm | | G | | x | | |
| *Erigeron acris* ssp. *acris* | Rauhes Berufkraut,Unterart | | T | x | | x | |
| *Erigeron annuus* | Einjähriger Feinstrahl | | H | | x | | |
| *Erodium cicutarium* | Gewöhnlicher Reiherschnabel | | T | | | x | |
| *Erophila verna* | Frühlings-Hungerblümchen | | T | x | x | x | |
| *Eupatorium cannabinum* | Wasserdost | | H | x | x | x | x |
| *Euphorbia cyparissias* | Zypressen-Wolfsmilch | | H | x | x | x | |
| *Euphorbia lathyris* | Kreuzblättrige Wolfsmilch | | C | | | x | |
| *Fagus sylvatica* | Rotbuche | | P | x | x | x | |
| *Festuca gigantea* | Riesen-Schwingel | | H | | | x | |
| *Festuca ovina* agg. | Artengruppe Echter Schwingel | | H | x | x | x | x |
| *Festuca pratensis* | Wiesen Schwingel | | H | | x | | |
| *Festuca rubra* agg. | Artengruppe Roter Schwingel | | H | x | x | x | x |
| *Filago arvensis* | Acker-Filzkraut | 3 | T | x | x | x | |
| *Filipendula ulmaria* | Mädesüß | | H | | x | | |
| *Fragaria vesca* | Wald-Erdbeere | | H | x | x | x | x |
| *Fraxinus excelsior* | Gewöhnliche Esche | | P | x | x | x | |
| *Fumaria officinalis* agg. | Artengruppe Gebräuchlicher Erdrauch | | T | | | x | |
| *Galanthus nivalis* | Schneeglöckchen | 3 | G | | x | | |
| *Galeopsis tetrahit* | Gewöhnlicher Hohlzahn | | T | x | x | x | x |
| *Galium album* ssp. *album* | Weißes Labkraut, Unterart | | H | x | x | x | x |
| *Galium aparine* | Kletten-Labkraut | | T | | x | x | |
| *Galium odoratum* | Waldmeister | | H | x | | x | x |
| *Galium palustre* ssp. *palustre* | Sumpf-Labkraut,Unterart | | H | | | x | |
| *Galium verum* | Echtes Labkraut | | H | | | x | |
| *Genista pilosa* | Behaarter Ginster | | Z | | | x | |
| *Genista sagittalis* | Flügel-Ginster | | Z | | | x | |
| *Genista tinctoria* | Färber-Ginster | | Z | | x | x | |
| *Geranium columbinum* | Tauben-Storchschnabel | | T | x | | x | |
| *Geranium robertianum* | Ruprechtskraut | | T | x | x | x | x |
| *Geum urbanum* | Echte Nelkenwurz | | H | x | | x | |
| *Glechoma hederacea* | Gundermann | | G | x | x | x | |
| *Glyceria declinata* | Blaugrünes Süßgras | | A | | x | | |
| *Glyceria fluitans* | Flutendes Süßgras | | A | | | x | |
| *Gnaphalium sylvaticum* | Wald-Ruhrkraut | | H | | x | | |
| *Gnaphalium uliginosum* | Sumpf-Ruhrkraut | | T | | x | x | |
| *Hedera helix* | Efeu | | Z | x | x | | |
| *Helianthus annuus* | Gewöhnliche Sonnenblume | | T | x | | | |
| *Heracleum sphondylium* | Wiesen-Bärenklau | | H | x | x | x | x |
| *Herniaria glabra* | Kahles Bruchkraut | | H | | | x | |
| *Hieracium* cf. *lachenalii* | Lachenal's Habichtskraut | | H | x | | x | |
| *Hieracium laevigatum* | Glattes Habichtskraut | | H | x | x | x | x |
| *Hieracium murorum* | Wald-Habichtskraut | | H | x | x | x | x |
| *Hieracium pilosella* | Kleines Habichtskraut | | H | x | | x | |
| *Hieracium piloselloides* | Florentiner Habichtskraut | | H | x | x | x | x |
| *Hieracium sabaudum* | Savoyer Habichtskraut | | H | x | x | x | x |
| *Hieracium* sp. | Habichtskraut | | H | | | x | |
| *Hippuris vulgaris* | Tannenwedel | | A | | x | | |
| *Holcus lanatus* | Wolliges Honiggras | | H | x | x | x | x |
| *Humulus lupulus* | Hopfen | | H | | x | | x |
| *Hypericum hirsutum* | Behaartes Johanniskraut | | H | x | | | |
| *Hypericum perforatum* | Echtes Johanniskraut | | H | x | x | x | x |
| *Hypochoeris radicata* | Gewöhnliches Ferkelkraut | | H | x | x | x | |

Tab. 10 Forts.

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Ilex aquifolium* | Stechpalme | | P | x | x | | |
| *Impatiens parviflora* | Kleinblütiges Springkraut | | T | | x | x | |
| *Inula conyza* | Dürrwurz | | H | x | | x | x |
| *Iris pseudacorus* | Gelbe Schwertlilie | | A | | x | | x |
| *Isolepis setacea* | Borsten-Moorbinse | | T | x | | | |
| *Juglans regia* | Walnuß | | P | x | | | |
| *Juncus articulatus* | Glanzfrüchtige Binse | | H | x | x | x | x |
| *Juncus conglomeratus* | Knäuel-Binse | | H | | | x | |
| *Juncus effusus* | Flatter-Binse | | H | | x | x | x |
| *Juncus* sp. | Binse | | H | | | x | |
| *Juncus tenuis* | Zarte Binse | | H | x | x | x | x |
| *Koeleria macrantha* | Zierliche Kammschmiele | | H | x | | | |
| *Lactuca serriola* | Kompaß-Lattich | | H | x | | x | |
| *Lamium album* | Weiße Taubnessel | | H | | x | x | |
| *Lamium galeobdolon* | Goldnessel | | C | x | x | x | |
| *Lamium purpureum* | Rote Taubnessel | | T | | | x | |
| *Lapsana communis* | Rainkohl | | H | x | x | | x |
| *Lathyrus pratensis* | Wiesen-Platterbse | | H | | x | x | |
| *Lathyrus sylvestris* | Wald-Platterbse | | H | | x | | |
| *Lemna minor* | Kleine Wasserlinse | | A | | | | x |
| *Leontodon autumnalis* | Herbst-Löwenzahn | | H | x | x | x | x |
| *Lepidium campestre* | Feld-Kresse | | T | x | | | |
| *Linaria vulgaris* | Gewöhnliches Leinkraut | | G | x | x | x | |
| *Linum catharticum* | Wiesen-Lein | | T | | | x | |
| *Lolium perenne* | Ausdauernder Lolch | | H | x | x | x | x |
| *Lonicera periclymenum* | Wald-Geißblatt | | N | x | x | x | |
| *Lotus corniculatus* | Gewöhnlicher Hornklee | | H | x | x | x | x |
| *Lotus uliginosus* | Sumpf-Hornklee | | H | | x | | |
| *Lupinus polyphyllus* | Vielblättrige Lupine | | H | | x | | |
| *Luzula campestris* | Feld-Hainsimse | | H | | x | | |
| *Luzula pilosa* | Behaarte Hainsimse | | H | x | | | x |
| *Luzula sylvatica* | Wald-Hainsimse | | H | | x | | |
| *Lychnis flos-cuculi* | Kuckucks-Lichtnelke | | H | | x | x | |
| *Lycopus europaeus* | Ufer-Wolfstrapp | | H | x | x | x | x |
| *Lysimachia nummularia* | Pfennigkraut | | C | | | x | |
| *Lythrum salicaria* | Blut-Weiderich | | H | x | x | | |
| *Malva moschata* | Moschus-Malve | | H | | | x | |
| *Matricaria discoidea* | Strahllose Kamille | | T | | x | x | |
| *Matricaria inodora* | Geruchlose Kamille | | T | x | x | x | x |
| *Medicago lupulina* | Hopfenklee | | T | x | x | x | x |
| *Melampyrum pratense* | Wiesen-Wachtelweizen | | T | x | | | |
| *Melandrium rubrum* | Tag-Lichtnelke | | H | | | x | |
| *Melica uniflora* | Einblütiges Perlgras | | G | x | | | |
| *Melilotus alba* | Weißer Steinklee | | H | | x | x | |
| *Melilotus altissima* | Hoher Steinklee | | H | | | | x |
| *Melilotus officinalis* | Gewöhnlicher Steinklee | | H | x | x | x | x |
| *Mentha arvensis* | Acker-Minze | | G | | x | x | |
| *Mercurialis perennis* | Wald-Bingelkraut | | G | | | | x |
| *Milium effusum* | Flattergras | | H | x | | | x |
| *Moehringia trinervia* | Dreinervige Nabelmiere | | H | x | | | |
| *Molinia caerulea* | Blaues Pfeifengras | | H | x | | | |
| *Mycelis muralis* | Mauerlattich | | H | x | | x | |
| *Myosotis arvensis* | Acker-Vergißmeinnicht | | T | x | x | x | |
| *Myosotis discolor* | Buntes Vergißmeinnicht | 3 | T | x | | | |
| *Myosotis palustris* agg. | Artengruppe Sumpf-Vergißmeinnicht | | H | | x | | |
| *Myosotis ramosissima* | Hügel-Vergißmeinnicht | | T | x | | | |
| *Myosotis stricta* | Sand-Vergißmeinnicht | | T | x | | | |
| *Neottia nidus-avis* | Nestwurz | | x | | x | | |

Tab. 10 Forts.

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Oenothera biennis* agg. | Artengruppe Gewöhnliche Nachtkerze | | H | x | | x | |
| *Onopordum acanthium* | Eselsdistel | 3 | H | | | x | |
| *Origanum vulgare* | Wilder Majoran | | H | x | x | x | |
| *Orobanche minor* | Kleine Sommerwurz | 3 | G | | | x | |
| *Orobanche purpurea* | Purpur Sommerwurz | 3 | G | | | x | |
| *Papaver dubium* | Saat-Mohn | | T | | | x | |
| *Papaver rhoeas* | Klatsch-Mohn | | T | | | x | |
| *Pastinaca sativa* | Pastinak | | H | x | x | x | x |
| *Petrorhagia prolifera* | Sprossende Felsennelke | | T | x | | | |
| *Phalaris arundinacea* | Rohr Glanzgras | | G | | x | x | x |
| *Phleum pratense* ssp. *pratense* | Wiesen-Lieschgras,Unterart | | H | | x | x | x |
| *Picea abies* | Fichte | | P | | | x | |
| *Picris hieracioides* | Gewöhnliches Bitterkraut | | H | x | x | x | x |
| *Pimpinella saxifraga* | Kleine Pimpernelle | | H | x | x | x | |
| *Pinus sylvestris* | Wald-Kiefer | | P | x | x | x | x |
| *Plantago lanceolata* | Spitz-Wegerich | | H | x | x | x | x |
| *Plantago major* | Großer Wegerich | | H | x | x | x | x |
| *Poa annua* | Einjähriges Rispengras | | T | x | x | x | x |
| *Poa compressa* | Flaches Rispengras | | H | x | x | x | x |
| *Poa nemoralis* | Hain-Rispengras | | H | x | x | x | x |
| *Poa pratensis* ssp. *pratensis* | Wiesen-Rispengras,Unterart | | H | x | | | |
| *Poa pratensis* ssp. *angustifolia* | Wiesen-Rispengras,Unterart | | H | x | x | x | x |
| *Poa trivialis* | Gewöhnliches Rispengras | | H | x | x | x | |
| *Polygonum aviculare* | Vogel-Knöterich | | T | x | x | x | |
| *Polygonum cuspidatum* | Spitzblättriger Knöterich | | G | x | x | x | |
| *Polygonum lapathifolium* | Ampfer-Knöterich | | T | | | x | |
| *Polygonum persicaria* | Pfirsichblättriger Knöterich | | T | | | x | |
| *Polypodium vulgare* | Gewöhnlicher Tüpfelfarn | | H | x | x | | |
| *Populus tremula* | Zitter-Pappel | | P | x | x | x | x |
| *Potamogeton natans* | Schwimmendes Laichkraut | | A | | | | x |
| *Potamogeton pectinatus* | Kamm-Laichkraut | | A | | x | | |
| *Potentilla anserina* | Gänse-Fingerkraut | | H | x | x | x | |
| *Potentilla argentea* | Silber-Fingerkraut | | H | x | | | |
| *Potentilla sterilis* | Erdbeer-Fingerkraut | | H | x | | x | |
| *Prunella vulgaris* | Kleine Braunelle | | H | x | x | x | x |
| *Prunus avium* | Vogelkirsche | | P | x | x | x | |
| *Prunus spinosa* | Schlehe | | N | | x | x | |
| *Pteridium aquilinum* | Adlerfarn | | G | x | | | |
| *Pulmonaria officinalis* agg. | Artengruppe Echtes Lungenkraut | | H | x | | | |
| *Pyrus communis* agg. | Artengruppe Garten-Birnbaum | | P | | | x | |
| *Quercus petraea* | Trauben-Eiche | | P | x | | x | x |
| *Quercus robur* | Stiel-Eiche | | P | | x | x | |
| *Ranunculus acris* | Scharfer Hahnenfuß | | H | | | x | |
| *Ranunculus flammula* | Brennender Hahnenfuß | | H | | x | x | |
| *Ranunculus repens* | Kriechender Hahnenfuß | | H | x | x | x | x |
| *Ribes rubrum* | Rote Johannisbeere | | N | | | x | |
| *Ribes uva-crispa* | Stachelbeere | | N | x | x | x | |
| *Robinia pseudacacia* | Falsche Akazie, Robinie | | P | | | x | |
| *Rorippa sylvestris* | Wildkresse | | G | | | x | |
| *Rosa canina* agg. | Artengruppe Hunds-Rose | | N | x | x | x | x |
| *Rosa* cf. *agrestis* | Feld-Rose | | N | | x | | |
| *Rosa rugosa* | Kartoffel-Rose | | N | | | x | |
| *Rubus fruticosus* agg. | Artengruppe Echte Brombeere | | N | x | x | x | x |
| *Rubus idaeus* | Himbeere | | N | x | x | x | x |
| *Rumex acetosa* | Wiesen-Sauer-Ampfer | | H | x | x | x | x |
| *Rumex acetosella* | Gewöhnlicher Kleiner Sauer-Ampfer | | G | x | x | x | |
| *Rumex crispus* | Krauser Ampfer | | H | x | | x | |

Tab. 10 Forts.

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| *Rumex obtusifolius* | Stumpfblättriger Ampfer | H | | | x | |
| *Sagina procumbens* | Niederliegendes Mastkraut | C | x | x | x | x |
| *Salix alba* | Silber-Weide | P | x | x | x | x |
| *Salix aurita* | Ohr-Weide | N | x | | | x |
| *Salix caprea* | Sal-Weide | P | x | x | x | x |
| *Salix cinerea* | Grau-Weide | N | x | x | | x |
| *Salix fragilis* | Bruch-Weide | P | x | x | x | x |
| *Salix purpurea* | Purpur-Weide | N | x | x | | x |
| *Salix repens* | Kriech-Weide | N | | x | | |
| *Salix* sp. | Weide | | x | | | |
| *Salix viminalis* | Korb-Weide | N | x | x | | |
| *Sambucus nigra* | Schwarzer Holunder | N | x | x | x | |
| *Sambucus racemosa* | Trauben Holunder | N | x | x | x | x |
| *Sanguisorba minor* | Kleiner Wiesenknopf | H | x | | | |
| *Sanicula europaea* | Wald-Sanikel | H | | x | x | |
| *Sarothamnus scoparius* | Besenginster | N | x | x | x | x |
| *Saxifraga granulata* | Knöllchen-Steinbrech | H | x | | | |
| *Scirpus sylvaticus* | Wald-Simse | G | | | | x |
| *Scleranthus annuus* | Einjähriges Knäuelkraut | T | x | | x | |
| *Scrophularia nodosa* | Knotige Braunwurz | H | x | x | x | |
| *Sedum acre* | Scharfer Mauerpfeffer | C | x | x | | |
| *Sedum album* | Weißer Mauerpfeffer | C | x | x | | |
| *Sedum reflexum* | Felsen-Fetthenne | C | x | x | | |
| *Sedum telephium* | Purpur-Fetthenne | H | x | | x | |
| *Senecio erucifolius* | Raukenblättriges Greiskraut | H | x | x | x | x |
| *Senecio fuchsii* | Fuchs' Greiskraut | H | x | x | x | x |
| *Senecio inaequidens* | Schmalblättriges Greiskraut | C | x | x | x | |
| *Senecio jacobaea* | Jakobs-Greiskraut | H | x | x | x | x |
| *Senecio vernalis* | Frühlings-Greiskraut | T | x | x | x | |
| *Senecio viscosus* | Klebriges Greiskraut | T | x | x | x | |
| *Senecio vulgaris* | Gewöhnliches Greiskraut | T | x | x | x | x |
| *Silene vulgaris* | Taubenkropf-Leimkraut | H | | | x | |
| *Sisymbrium officinale* | Weg-Rauke | T | | x | | |
| *Solanum dulcamara* | Bittersüßer Nachtschatten | N | | | x | |
| *Solidago canadensis* | Kanadische Goldrute | H | x | x | x | |
| *Solidago gigantea* | Späte Goldrute | H | x | x | x | |
| *Solidago virgaurea* | Gewöhnliche Goldrute | H | x | x | x | |
| *Sonchus arvensis* | Acker Gänsedistel | G | | x | x | |
| *Sonchus asper* | Rauhe Gänsedistel | T | x | x | x | |
| *Sonchus oleraceus* | Gewöhnliche Gänsedistel | T | x | | | |
| *Sorbus aucuparia* | Gewöhnliche Vogelbeere | P | x | x | x | x |
| *Sparganium erectum* | Aufrechter Igelkolben | A | | x | | |
| *Spergularia rubra* | Rote Schuppenmiere | T | | x | x | |
| *Stachys palustris* | Sumpf-Ziest | G | | | x | |
| *Stachys sylvatica* | Wald-Ziest | H | | | x | |
| *Stellaria graminea* | Gras-Sternmiere | H | x | | | |
| *Stellaria holostea* | Große Sternmiere | C | x | x | | |
| *Stellaria media* | Vogelmiere | T | | | x | |
| *Syringa vulgaris* | Gewöhnlicher Flieder | N | x | | | |
| *Taraxacum laevigatum* agg. | Artengruppe Glatter Löwenzahn | H | x | | | |
| *Taraxacum officinale* agg. | Artengruppe Wiesen-Löwenzahn | H | x | x | x | x |
| *Teucrium scorodonia* | Salbei-Gamander | H | | x | x | x |
| *Thlaspi arvense* | Acker-Hellerkraut | T | | | x | |
| *Thymus pulegeoides* | Arznei-Thymian | C | x | | x | |
| *Tilia cordata* | Winter-Linde | P | x | | | |
| *Torilis japonica* | Gewöhnlicher Klettenkerbel | T | x | | x | |
| *Trifolium arvense* | Hasen-Klee | T | x | x | x | |
| *Trifolium aureum* | Gold-Klee | T | | x | x | |
| *Trifolium campestre* | Feld-Klee | T | x | x | x | |
| *Trifolium dubium* | Kleiner Klee | T | x | x | x | x |

Tab. 10 Forts.

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| *Trifolium hybridum* | Schweden-Klee | H | | x | x | x |
| *Trifolium medium* | Mittlerer Klee | H | x | x | x | x |
| *Trifolium pratense* | Roter Wiesen-Klee | H | | x | x | x |
| *Trifolium repens* | Weiß-Klee | C | x | x | x | x |
| *Trisetum flavescens* | Gewöhnlicher Goldhafer | H | x | | | |
| *Tussilago farfara* | Huflattich | G | x | x | x | |
| *Typha latifolia* | Breitblättriger Rohrkolben | A | x | x | x | x |
| *Urtica dioica* | Große Brennessel | H | x | x | x | |
| *Valeriana officinalis* | Echter Arznei-Baldrian | H | x | x | x | |
| *Valeriana wallrothii* | Schmalblättriger Arznei-Baldrian | H | x | x | | |
| *Verbascum nigrum* | Dunkle Königskerze | H | | x | | |
| *Verbascum thapsus* | Kleinblütige Königskerze | H | | x | x | |
| *Veronica anagallis-aquatica* | Gauchheil-Ehrenpreis | H | | x | | |
| *Veronica arvensis* | Feld-Ehrenpreis | T | x | x | x | x |
| *Veronica beccabunga* | Bachbunge | A | | x | | |
| *Veronica chamaedrys* | Gamander-Ehrenpreis | C | | x | x | |
| *Veronica officinalis* | Wald-Ehrenpreis | C | | x | x | |
| *Veronica scutellata* | Schild-Ehrenpreis | H | | x | x | |
| *Veronica serpyllifolia* | Quendel-Ehrenpreis | H | x | | | |
| *Viburnum opulus* | Gewöhnlicher Schneeball | N | | | x | x |
| *Vicia angustifolia* ssp. *angustifolia* | Schmalblättrige Wicke,Unterart | T | x | x | x | x |
| *Vicia cracca* | Vogel-Wicke | H | x | | x | x |
| *Vicia hirsuta* | Rauhaarige Wicke | T | x | x | x | x |
| *Vicia sepium* | Zaun-Wicke | H | | x | | |
| *Vicia tetrasperma* | Viersamige Wicke | T | x | x | x | x |
| *Viola arvensis* | Acker-Stiefmütterchen | T | | | x | |
| *Viola reichenbachiana* | Wald-Veilchen | H | | x | x | |
| *Viola riviniana* | Hain-Veilchen | H | | x | | |
| *Viola tricolor* | Wildes Stiefmütterchen | T | | | x | |
| *Vulpia myuros* | Mäuseschwanz-Federschwingel | H | x | | x | |

## 10 Literaturverzeichnis

ACKERMANN, W. & W. DURKA (1995): Sort 3.0 - Programm zur Bearbeitung von Vegetationstabellen und Artenlisten. – Handbuch.

AHRENS, W. (1939): Geologische Karte von Preussen und benachbarten deutschen Ländern. Erläuterungen zu Blatt Linz Nr. 3157. – Herausgegeben von der Preuss. Geolog. Landesanstalt, Berlin.

Arbeitsgruppe Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. – 4. Auflage, Hannover.

BOEHLEMANN, D. (1982): Ökophysiologisches Praktikum. Grundlagen des Pflanzenwachstums. – Berlin.

BRANDES, D. (1979): Notiz über die Bedeutung aufgelassener Steinbrüche für Flora und Vegetation. – Mitt. Florist.-soziol. Arbeitsgemeinschaft, Bd. 21: 29-30, Göttingen.

BRANTL, R. (1991): Ökologische Methoden der Bodenuntersuchung. – Beiträge zum Umweltschutz, Heft 16. Ludwig-Boltzmann-Institut für biologischen Landbau, Wien.

BÜSCHER, D. (1989): Zur weiteren Ausbreitung von Senecio inaequidens DC. in Westfalen. – Florist. Rundbriefe, Jg. 22, Heft 2: 95-100, Bochum.

BÜSCHER, D. & G. H. LOOS (1993): Neue Beobachtungen zur Ausbreitung von Senecio inaequidens DC. in Westfalen. – Florist. Rundbriefe, Jg. 27, Heft 1: 41-49, Bochum.

DARMER, G. (1976): Landschaft und Tagebau – Ökologische Leitbilder der Rekultivierung. – 2. Auflage, Hannover.

Deutscher Wetterdienst Bad Kissingen (1957): Klima-Atlas von Rheinland-Pfalz. Bad Kissingen.

DIEKJOBST, H. & H. ANT (1972): Der Vegetationskomplex des Neuengeseker Steinbruchs im Lohnerklei bei Soest (Westf.). – Natur und Heimat, Jg.32, Heft 3: 65-74, Münster.

DIERSSEN, K. (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie. – Darmstadt.

ELLENBERG, H. (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. – 4. Auflage, Stuttgart.

ELLENBERG, H. (1992): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen. – In: ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & D. PAULISSEN: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica, 18, 2. Auflage, Göttingen.

FISCHER, H. (1972): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 124 Siegen. – Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung, Bonn – Bad Godesberg.

FOTH, H. D. (1970): A study of soil science. – Chestertown, Maryland.

GLÄSSER, E. (1978): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 122/123 Köln-Aachen. Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung. – Bonn-Bad Godesberg.

HARTGE, K. H. & R. HORN (1992): Die physikalische Untersuchung von Böden. – 3. Auflage, Stuttgart.

HARTNACK, W. (1962): Westerwald. – In: MEYNEN, E.; SCHMIDTHÜSEN, J.; GELLERT, J.; NEEF, E.; MÜLLER-MINY, H. & J. H. SCHULTZE (Hrsg.): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands, Bd.1. Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung: 449-473, Bonn-Bad Godesberg.

HARTWICH, W. (1979): Der Artenbestand des ehemaligen Kalksteinbruches Hemkenrode. – Göttinger Florist. Rundbriefe, 13. Jg., Heft 2: 54-57, Göttingen.

HODGSON, J. G. (1981): The botanical interest and value of quarries. – In: DAVIS, B. N. K. (Ed.): Ecology of quarries. – ITE (Institute of Terrestrial Ecology) Symposium No. 11: 3-11, Huntingdon (GB).

JENNY-LIPS, H. (1930): Vegetationsbedingungen und Pflanzengesellschaften auf Felsschutt. – Beih. Bot. Centralblatt, Bd. **56:** 120-296, Dresden.

KLAPP, E. & W. OPITZ VON BOBERFELD (1990): Taschenbuch der Gräser. – 12. Auflage, Berlin und Hamburg.

KNAPP, R. (1971): Einführung in die Pflanzensoziologie. – 3. Auflage, Stuttgart.

KORNECK, D. (1974): Xerothermvegetation in Rheinland-Pfalz und Nachbargebieten. – Schriftenreihe für Vegetationskunde, Heft 7, Bonn-Bad Godesberg.

KUHBIER, H. (1977): *Senecio inaequidens* DC. – ein Neubürger der nordwestdeutschen Flora. – Abh. Naturwiss. Ver. Bremen, **38:** 383-396, Bremen.

KÜMMEL, K. (1940): Floristisch-soziologische Streifzüge durch die Umgebung von Bonn. II. Die Pflanzenwelt der Basalte des nördlichen Mittelrheingebietes. – Decheniana, 99B: 1-90, Bonn.

KUNDEL, W., SCHREIBER, K.-F. & A. VOGEL (1987): Spontane Vegetation in Kalksteinbrüchen des Teutoburger Waldes. – In: MAYR, A. & P. WEBER (Hrsg.): 100 Jahre Geographie: 131-146, Paderborn.

LANDOLT, E. (1977): Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. – Veröff. geobot. Inst. ETH Stiftung Rübel, Heft 64, Zürich.

LAVEN, L. & P. THYSSEN (1959): Flora des Köln-Bonner Wandergebietes. – Decheniana, **112,** Heft 1, Bonn.

LIENENBECKER, H. (1983): „Steinbruch Schneiker" – ein neues Naturschutzgebiet im Kreis Gütersloh. – Natur und Heimat, Jg. 43, Heft 1: 26-31, Münster.

LÖTSCHERT, W. (1969): Pflanzen an Grenzstandorten. – Stuttgart.

LÜTTMANN, J. (1979): Vegetationsverhältnisse des Muschelkalksteinbruches im Bäumerstal sw von Vinsebeck (Kreis Höxter). – Natur und Heimat, Jg. 39, Heft 1: 63-67, Münster.

MAC ARTHUR, R.H. & E.O. WILSON (1967): Biogeographie der Inseln. – München.

MEDERAKE, R. (1984): Natürliche Vegetationsentwicklung in aufgelassenen Basaltsteinbrüchen und deren Bedeutung als Sekundärlebensräume für den Arten- und Naturschutz. – Unveröfftl. Diplomarbeit der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Univ. Göttingen.

MÖLLER, H. (1987): Wege zur Ansprache der aktuellen Bodenazidität auf der Basis der Reaktionszahlen von Ellenberg ohne arithmetisches Mitteln dieser Werte. – Tuexenia, **7:** 499-505, Göttingen.

MÜCKENHAUSEN, E. (1993): Die Bodenkunde und ihre geologischen, geomorphologischen, mineralogischen und petrologischen Grundlagen. – 4. Auflage, Franfurt/Main.

MÜHLENBERG, M. (1989): Freilandökologie. – 2. Auflage, Heidelberg und Wiesbaden.

MÜLLER-MINY, H. (1958a): Das Mittelrheingebiet und seine naturräumliche Gliederung. – Ber. zur deutschen Landeskunde, Bd. 21, Heft 2: 193-233, Bonn-Bad Godesberg.

MÜLLER-MINY, H. (1958b): Der Niederwesterwald und seine naturräumliche Gliederung. – Ber. zur deutschen Landeskunde, Bd. 21, Heft 2: 233-246, Bonn-Bad Godesberg.

MÜLLER-MINY, H. (1962): Rheinwesterwald und Vorderwesterwälder Hochflächen. – In: MEYNEN, E.; SCHMIDTHÜSEN, J.; GELLERT, J.; NEEF, E.; MÜLLER-MINY, H. & J. H. SCHULTZE (Hrsg.): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands, Bd.1. Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung: 478-480, Bonn-Bad Godesberg.

MÜLLER-WESTERMEIER, G. (1990): Klimadaten der Bundesrepublik Deutschland Zeitraum 1951-1980. – Offenbach.

OBERDORFER, E. (1983): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. – 5. Auflage, Stuttgart.

OBERDORFER, E. (1993): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil II. – 3. Auflage, Jena, Stuttgart und New York.

POSCHLOD, P. (1986): Vegetationskundliche Beobachtungen im Sotzenhausener Steinbruch – ein Beitrag zum Problem der natürlichen Vegetationsentwicklung in aufgelassenen Kalksteinbrüchen. – Mitt. Ver. für Naturwissenschaft und Mathematik Ulm/Donau. Festschrift Karl Igel, Heft 34: 1-36, Ulm.

POSCHOLD, P. & H. MUHLE (1985): Beobachtungen zur Vegetations- und Bodenentwicklung in Kalksteinbrüchen der Schwäbischen Alb. – Münstersche Geograph. Arb., Heft 20: 199-212, Paderborn.

RAUNKIAER, C. (1910): Statistik der Lebensformen als Grundlage für die biologische Pflanzengeographie. – Beih. Bot. Zentralbl., **27**, Dresden.

ROTH, H. J. (1991): Die Landschaft des Westerwaldes. – In: Westerwald-Verein e.V. (Hrsg.): Großer Westerwald-Führer. – 3. Auflage: 21-49, Montabaur.

ROTHMALER, W. (1985): Exkursionsflora. Bd. 3, Atlas der Gefäßpflanzen. – 7. Auflage, Berlin.

ROTHMALER, W. (1990): Exkursionsflora. Bd.4, Kritischer Band. – 8. Auflage, Berlin.

SABEL, K.-J. & E. FISCHER (1992): Boden und vegetationsgeographische Untersuchungen im Westerwald. Bd. 7. – 2. Auflage, Frankfurt/Main.

SCHALLER, K. (1993): Praktikum zur Bodenkunde und Pflanzenernährung. – Geisenheimer Berichte, Bd. 2, 7. Auflage, Geisenheim.

SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. – 13. Auflage, Stuttgart.

SCHMEIL, O. & J. FITSCHEN (1982): Flora von Deutschland. – 87. Auflage, Heidelberg.

SCHROEDER, D. (1984): Bodenkunde in Stichworten. – 4. Auflage, Unterägeri.

SCHWICKERT, P. H. (1992): Vegetationsgeographische Untersuchungen im Hohen Westerwald unter besonderer Berücksichtigung der Pflanzengesellschaften des montanen Grünlandes. – Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 4, Landau.

STEUBING, L. & A. FANGMEIER (1992): Pflanzenökologisches Praktikum. – Stuttgart.

TRÄNKLE, U., POSCHLOD, P. & A. KOHLER (1992): Steinbrüche und Naturschutz. – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Veröffentlichungen Projekt Angewandte Ökologie, Bd. 4, Karlsruhe.

TRUNKO, L. & E. FREY (1983): Alter Steinbruch – Wunde in der Landschaft? – Natur und Landschaft, Jg. 58, Heft 11: 405-408, Stuttgart.

TÜXEN, R. (1959): Vegetations- und standortskundliche Grundlagen für die Rekultivierungsmaßnahmen in Tagebaugebieten. – Natur und Landschaft, 34. Jg., Heft 3: 34-35, Stuttgart.

WARTNER, H. (1983): Steinbrüche – vom Menschen geschaffene Lebensräume. – Veröffentlichungen der TU München-Weihenstephan, Heft 4, Freising.

Westerwald-Verein e.V. (Hrsg.) (1991): Großer Westerwald-Führer. – 3. Auflage, Montabaur.

WILMANNS, O. (1993): Ökologische Pflanzensoziologie. – 5. Auflage, Heidelberg, Wiesbaden.

WILMERS, F. (1974): Planungsbezogene meteorologische Untersuchungen an Tagebaugruben. – Landschaft und Stadt, Heft 4: 151-162.

(bei der Schriftleitung eingegangen am 19. 12. 1996, überarbeitete Fassung am 18. 07. 1997)

Anschriften der Verfasser:

Dipl.-Biologe Claus Mückschel, Adelheidstr. 1, 35781 Weilburg
Dr. Wolfgang Licht, Institut für Spezielle Botanik, Universität, 55099 Mainz

# ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Mitteilungen der POLLICHIA

Jahr/Year: 1996

Band/Volume: 83

Autor(en)/Author(s): Mückschel Claus, Licht Wolfgang

Artikel/Article: Vegetationsökologische Untersuchungen in aufgelassenen Basaltsteinbrüchen im Niederwesterwald 127-176