

Landschaftspflegekonzept Bayern



Band II.17
Lebensraumtyp
Steinbrüche



Bayerisches
Staatsministerium
für Landesentwicklung
und Umweltfragen

ANL Bayerische Akademie
für Naturschutz und
Landschaftspflege

Landschaftspflegekonzept Bayern

Band II. 17
Lebensraumtyp
Steinbrüche

Herausgeber:
Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen
in Zusammenarbeit mit der
Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)
D-83410 Laufen/Salzach, Postfach (83406) 1261
Telefon (08682) 7097 - 7098, Telefax (08682) 9497 und 1560

1995

Titelbild: Reich strukturierter, stillgelegter (Kalk-) Werksteinbruch mit gegliederten Abbruchwänden, Schuttkegel und Aufschüttungen unterschiedlicher Körnung (westl. Solnhofen). Die Sukzession macht auf den Halden nur langsame Fortschritte.
(Foto: Sabine Gilcher)

**Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.17
Lebensraumtyp Steinbrüche**

ISBN 3-931175-05-7

Zitiervorschlag: Gilcher, S. (1995)
Lebensraumtyp Steinbrüche;- Landschaftspflegekonzept Bayern,
Band II.17 (Alpeninstitut GmbH, Bremen; Projektleiter A. Ringler);-
Hrsg.: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen
(StMLU) und Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege
(ANL), 176 Seiten; München

Die Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege ist eine dem Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen angehörende Einrichtung.

Auftraggeber: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen
Rosenkavalierplatz 2, 81925 München, Tel. 089/9214-0

Auftragnehmer: Alpeninstitut GmbH
Friedrich-Mißler-Str. 42, 28211 Bremen, Tel. 0421/20326

Projektleitung: Alfred Ringler

Bearbeitung: Sabine Gilcher

Mitarbeit: Markus Bräu
Johannes Chr. Vogel

Redaktion: Detlef Roßmann, Sabine Arnold

Schriftleitung und Redaktion bei der Herausgabe: Michael Grauvogl (StMLU)
Dr. Notker Mallach (ANL)
Marianne Zimmermann (ANL)

Hinweis: Die im Landschaftspflegekonzept Bayern (LPK) vertretenen Anschauungen und Bewertungen sind Meinungen des oder der Verfasser(s) und werden nicht notwendigerweise aufgrund ihrer Darstellung im Rahmen des LPK vom Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen geteilt.

Die Herstellung von **Vervielfältigungen** - auch auszugsweise - aus den Veröffentlichungen der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege sowie deren Benutzung zur Herstellung anderer Veröffentlichungen bedürfen der schriftlichen Genehmigung.

Satz, Druck und Bindung: ANL
Druck auf Recyclingpapier (aus 100% Altpapier)

Vorwort

Mit dem Landschaftspflegekonzept Bayern wird erstmalig eine umfassende Zusammenschau wesentlicher aktueller Erkenntnisse zur Pflege und Entwicklung ökologisch wertvoller Lebensräume vorgelegt.

Das Landschaftspflegekonzept

- sammelt und bewertet Erfahrungen mit der Pflege naturnaher Lebensräume,
- gibt Empfehlungen für extensive Bewirtschaftung und
- formuliert Leitbilder für eine naturschutzfachlich begründete und von der Gesellschaft mitgetragene Landschaftsentwicklung.

Damit ist das Landschaftspflegekonzept eine Grundlage für Maßnahmen zur Umsetzung des Arten- und Biotopschutzprogramms und trägt zugleich dem Auftrag des Bayerischen Landtags im Beschluß vom 5. April 1984, Nr. 10/3504, Rechnung.

Die Fachaussagen des Landschaftspflegekonzeptes wurden von externen Fachleuten erarbeitet, die von Mitarbeitern der Naturschutzverwaltung unterstützt wurden. Ihnen gebührt für ihr Engagement bei der Ausarbeitung des umfangreichen, bisher in dieser Form einmaligen Werks, besonderer Dank.

Die Umsetzung des Landschaftspflegekonzepts muß die aktuelle Situation vor Ort berücksichtigen. Die hier gewonnenen Erfahrungen werden in Ergänzungen und Aktualisierungen des Landschaftspflegekonzepts einfließen müssen. Schon deshalb soll und kann das Werk weder gegenüber Behörden noch Dritten Verbindlichkeit entfalten. Zudem ersetzt die Einhaltung der im Landschaftspflegekonzept gemachten Vorschläge weder ein für Landschaftspflegemaßnahmen erforderliches Verwaltungsverfahren noch die Zustimmung von Grundstückseigentümern und Nutzungsberechtigten. Die Umsetzung der fachlichen Aussagen bedarf zudem im konkreten Einzelfall stets der sachgerechten Abwägung gegenüber bestehenden Rechten und Nutzungen.

Das Landschaftspflegekonzept Bayern ist in erster Linie als fachliche Handreichung und Entscheidungshilfe für die Arbeit der Naturschutzbehörden in Umsetzung des Bayerischen Naturschutzgesetzes gedacht. Daneben kann es auch anderen Behörden, Kommunen, Verbänden und Fachleuten als Arbeitsgrundlage dienen, die die Verwirklichung der Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege unterstützen. Es soll darüber hinaus zu einem engeren fachlichen Zusammenwirken aller in Natur und Landschaft tätigen Kräfte beitragen und damit die Chance verbessern, die vorhandenen ökologisch wertvollen Lebensräume für die Zukunft zu sichern und in verarmten Landschaften neue Lebensräume zu schaffen.

München/Laufen im September 1995

Bayerisches Staatsministerium
für Landesentwicklung und
Umweltfragen

Bayerische Akademie
für Naturschutz und
Landschaftspflege

Inhaltsverzeichnis

	Einleitung	13
1	Grundinformationen	15
1.1	Charakterisierung	15
1.1.1	Allgemeine Erscheinung, Komplexaufbau, Struktur- und Nutzungsmerkmale	15
1.1.2	Teillebensräume des Steinbruchs	16
1.1.2.1	Abbruchkante/ Räumfläche	16
1.1.2.2	Bruchwand	17
1.1.2.3	Schuttkegel/ Schutthänge	18
1.1.2.4	Sohle	18
1.1.2.5	Temporäre und perennierende Gewässer (ausschl. Schleifschlammbecken)	18
1.1.2.6	Abraumhalden	18
1.1.2.7	Schleifschlammbecken	19
1.1.2.8	Sonderstandorte	19
1.2	Wirkungsbereich	19
1.3	Abbaumaterialien und deren Verbreitung	20
1.3.1	Verbreitung abbauwürdiger Gesteinsarten in Bayern	20
1.3.1.1	Die Grundgebirge	20
1.3.1.2	Das Nordbayerische Deckgebirge (Fränkisches Schichtstufenland)	20
1.3.1.3	Gesteine vulkanischen Ursprungs	21
1.3.1.4	Das Ries	21
1.3.2	Entstehung ausgewählter Gesteinsarten	22
1.4	Pflanzenwelt	23
1.4.1	Besiedelungsmechanismen	25
1.4.2	Arealtypenspektren in den Steinbrüchen (Verteilung unterschiedlicher Geoelemente)	27
1.4.3	Floristisch-vegetationskundliche Ausstattung unterschiedlicher Steinbruch- und Haldenstandorte	32
1.4.3.1	Kalk- und Dolomitbrüche	32
1.4.3.2	Gipsbrüche	38
1.4.3.3	Basalt- und Diabasbrüche	40
1.4.3.4	Sandstein- und Grauwackebrüche	41
1.4.3.5	Granitbrüche	43
1.4.3.6	Serpentinbrüche	45
1.5	Tierwelt	46
1.5.1	Vögel	47
1.5.1.1	Uhu (<i>Bubo bubo</i>)	49
1.5.1.2	Wanderfalke (<i>Falco peregrinus</i>)	51
1.5.1.3	Flußregenpfeifer (<i>Charadrius dubius</i>)	51
1.5.1.4	Steinschmätzer (<i>Oenanthe oenanthe</i>)	53
1.5.1.5	Heidelerche (<i>Lullula arborea</i>)	53
1.5.1.6	Zippammer (<i>Emberiza cia</i>)	54
1.5.1.7	Sonstige Vogelarten	54
1.5.2	Reptilien	54
1.5.2.1	Schlingnatter (<i>Coronella austriaca</i>)	54
1.5.2.2	Smaragdeidechse (<i>Lacerta viridis</i>) und Äskulapnatter (<i>Elaphe longissima</i>)	55

1.5.2.3	Kreuzotter (<i>Vipera berus</i>)	55
1.5.3	Amphibien	55
1.5.3.1	Gelbbauchunke (<i>Bombina variegata</i>)	57
1.5.3.2	Kreuzkröte (<i>Bufo calamita</i>)	57
1.5.3.3	Geburtshelferkröte (<i>Alytes obstetricans</i>)	57
1.5.3.4	Kammolch (<i>Triturus cristata</i>)	58
1.5.4	Insekten	58
1.5.4.1	Libellen	58
1.5.4.2	Schmetterlinge	58
1.5.4.3	Heuschrecken	62
1.5.4.4	Laufkäfer	63
1.5.4.5	Bienen und Wespen	65
1.5.4.6	Ameisen	65
1.5.5	Spinnen	66
1.6	Technik und Entwicklung des Abbaus	66
1.6.1	Historische Entwicklung des Abbaus	66
1.6.2	Technik des Abbaus	68
1.6.3	Verwendungszweck der abgebauten Materialien	69
1.7	Für die Existenz wesentliche Lebensbedingungen	70
1.7.1	Ausgangsgestein, Bodenbildung und Nährstoffverfügbarkeit	70
1.7.1.1	Auswirkungen auf die Pflanzenwelt	70
1.7.1.2	Auswirkungen auf die Tierwelt	72
1.7.2	Wasserhaushalt	72
1.7.3	Geländeklima	73
1.7.4	Gradienten und innere Grenzlinien	73
1.7.5	Nutzungseinflüsse	74
1.8	Bedeutung für Naturschutz und Landschaftspflege	74
1.8.1	Arterhaltung	74
1.8.1.1	Flora	74
1.8.1.1.1	Kalk- und Dolomitbrüche	75
1.8.1.1.2	Gipsbrüche	75
1.8.1.1.3	Basaltbrüche	75
1.8.1.1.4	Sandsteinbrüche	75
1.8.1.1.5	Granitbrüche	75
1.8.1.1.6	Serpentinbrüche	75
1.8.1.2	Fauna	75
1.8.2	Lebensgemeinschaften	78
1.8.3	Landschaftsbild	78
1.8.4	Erd- und Heimatgeschichte	83
1.9	Bewertung einzelner Flächen	84
1.9.1	Bewertungskriterien Tierwelt	84
1.9.2	Bewertungskriterien Pflanzenwelt	85
1.9.3	Bewertungskriterien Lage und Größe	85
1.10	Gefährdungssituation	89
1.10.1	Gefährdung von wertvollen Biotopen durch Abbau	89
1.10.2	Gefährdung von wertvollen Abbaubiotopen durch konkurrierende Nutzungsansprüche	90

2	Möglichkeiten für Pflege und Entwicklung	95
2.1	Pflege	95
2.1.1	Standortmanagement	95
2.1.1.1	Transplantation von Soden	95
2.1.1.2	Verpflanzung von Großbäumen	95
2.1.1.3	Allgemeine Förderung der Strukturvielfalt	96
2.1.1.4	Abdecken unerwünschter Ablagerungen	96
2.1.2	Vegetationsmanagement	96
2.1.2.1	Förderung der Vegetationsansiedlung durch gezielten Bodenauftrag	96
2.1.2.2	Ansaat	97
2.1.2.3	Management bestehender Ansaaten/ Düngung	97
2.1.2.4	Bemulchung und Mulchsaat	98
2.1.2.5	Bewirtschaftungsvarianten	98
2.1.2.5.1	Mahd	98
2.1.2.5.2	Mulchschnitt	98
2.1.2.5.3	Beweidung	99
2.1.2.6	Kontrolliertes Brennen	101
2.1.2.7	Mechanische Gehölzentfernung	101
2.1.2.8	Turnusmäßige Schaffung von Pionierstandorten	102
2.1.2.9	Abschieben der Räumflächen	102
2.1.2.10	Oberbodenlockerung	102
2.1.2.11	Entkrautung von Kleingewässern	103
2.1.3	Spezielle Maßnahmen des Artenschutzes	103
2.1.3.1	Zielart Wanderfalke	103
2.1.3.2	Zielart Uhu	103
2.1.3.3	Zielart Flußregenpfeifer	103
2.2	Natürliche Entwicklung	103
2.2.1	Sukzessionsbestimmende Faktoren und Sukzessionsgeschwindigkeit	104
2.2.2	Auswirkungen auf die Pflanzenwelt	104
2.2.3	Auswirkungen auf die Tierwelt	105
2.3	Nutzungsumwidmungen / Störeinflüsse	105
2.3.1	Eutrophierung von Steinbruchgewässern	105
2.3.2	Beeinflussung durch fischereiwirtschaftliche Aktivitäten	107
2.3.3	Störung und Beeinflussung durch Freizeitaktivitäten	107
2.3.4	Beeinflussung durch Manövertätigkeit	108
2.4	Pufferung	108
2.5	Vernetzung und Verbund	110
2.5.1	Die "Inseltheorie" und ihre Relevanz für Steinbrüche	110
2.5.1.1	Turnover	110
2.5.1.2	Flächengröße	111
2.5.1.3	Entfernung	112
2.5.2	Die Eignung von Steinbrüchen als Verbund-Elemente	114
3	Situation und Problematik der Pflege und Entwicklung	117
3.1	Praxis	117
3.1.1	Planung und Gestaltung	117
3.1.2	Pflege	117

3.2	Meinungsbild	117
3.3	Durchführungsprobleme	119
3.3.1	Interessenskonflikte	119
3.3.2	Eigentumsverhältnisse und Haftung	119
3.3.3	Konflikt mit den Sicherheitsvorschriften	119
3.3.4	Fehlen adäquater technischer Hilfsmittel	119
3.3.5	Durchsetzung von Pufferflächen	120
4	Pflege- und Entwicklungskonzept	121
4.1	Grundsätze und Ziele	121
4.1.1	Übergeordnete Planungen und Konzepte	121
4.1.2	Neuanlage und Betriebsphase	122
4.1.3	Stilllegungsphase	123
4.1.4	Folgephase, Pflege und Entwicklung alter Steinbruchstandorte	124
4.2	Handlungs- und Maßnahmenkonzept	125
4.2.1	Leitbilder für die Pflege und Entwicklung	125
4.2.1.1	Junge Steinbruchstandorte (Steinbrüche in Planung, im Betrieb, in der Stilllegungsphase)	126
4.2.1.2	Alte Steinbruchstandorte (Folgephase)	128
4.2.2	Allgemeine Aussagen	128
4.2.2.1	Neuanlage und Betriebsphase	129
4.2.2.2	Stilllegungsphase	133
4.2.2.3	Folgephase, Pflege und Entwicklung alter Steinbruchstandorte	140
4.2.3	Flankierende Maßnahmen	143
4.2.4	Naturraum- und gesteinsbezogene Aussagen	145
4.2.4.1	Muschelkalkbrüche	146
4.2.4.2	Jurakalkbrüche	147
4.2.4.3	Urkalk-/ Marmorbrüche	149
4.2.4.4	Gipsbrüche	149
4.2.4.5	Basalt-/ Diabasbrüche	151
4.2.4.6	Keupersandsteinbrüche	152
4.2.4.7	Buntsandsteinbrüche	153
4.2.4.8	Granitbrüche	154
4.2.4.9	Serpentinbrüche	155
4.2.5	Beitrag der Landkreise bei der Umsetzung	157
4.3	Beispiel für ein Gestaltungs-, Pflege- und Entwicklungsmodell	159
5	Organisatorische und technische Hinweise	161
6	Anhang	163
6.1	Quellenverzeichnis	163
6.2	Mündliche Mitteilungen	171
6.3	Verzeichnis der Autokennzeichen Bayerns	172
6.4	Bildteil	173

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1/1:	Kesselförmiger Steinbruch (Vollhohlform) (schematischer Schnitt)	16
Abb. 1/2:	Hanganschneidender Steinbruch (schematischer Schnitt)	16
Abb. 1/3:	Teillebensräume des Steinbruchs sowie weitere Ausstattungselemente (schematisch)	17
Abb. 1/4:	Übersicht über die Verteilung der wichtigsten Gesteinsarten imaußer-alpinen Bayern	19
Abb. 1/5:	Schema des fränkischen Schichtstufenlandes (GERNDT, o. J.)	21
Abb. 1/6:	Überlebensrate von Keimlingen in fünf Dauerquadraten in Abhängigkeit von der verfügbaren Feuchtigkeit in zwei verschiedenen Jahren (SKALLER, zit. in PARK 1982)	26
Abb. 1/7:	Sukzessionsschema für Schutthänge/ Schuttkegel von Kalksteinbrüchen	33
Abb. 1/8:	Sukzessionsschema für die Sohle von Kalksteinbrüchen	36
Abb. 1/9:	Verteilung der Einzelarten auf einer Kalk-Halde der Südlichen Frankenalb, schematisch	37
Abb. 1/10:	Sukzessionsschema für Abraumhalden in Kalksteinbrüchen	38
Abb. 1/11:	Sukzessionsschema für Kalkschlammbecken (nach SCHALL 1982 unpubl. in FELDMANN 1987, FASCHING et al. 1989)	39
Abb. 1/12:	Sukzessionsschema für die Sohle von Sandstein- und Grauwackebrüchen	43
Abb. 1/13:	Sukzessionsschema für Sohlen der Granitbrüche	45
Abb. 1/14:	Abhängigkeit einzelner Vogelarten von bestimmten Sukzessionsstadien in Steinbrüchen (eigene Darstellung).	47
Abb. 1/15:	a und b: Koinzidenz zwischen Uhubeobachtungen und geeigneten Lebensräumen im erweiterten Vorfeld des Nationalpark Bayerischer Wald (1972 - 1985) (SCHERZINGER 1987)	50
Abb. 1/16:	Vorkommen des Flußregenpfeifers (<i>Charadrius dubius</i>) in bayerischen Steinbrüchen (Darstellung auf Basis der TK 1: 25.000), Quelle: Bayer. Biotopkartierung, Stand Juni 1989	52
Abb. 1/17:	Vorkommen des Steinschmätzers (<i>Oenanthe oenanthe</i>) in bayerischen Steinbrüchen (Darstellung auf Basis der TK 1: 25.000), Quelle: Bayer. Biotopkartierung, Stand Juni 1989	52
Abb. 1/18:	Vorkommen der Heidelerche (<i>Lullula arborea</i>) in bayerischen Steinbrüchen (Darstellung auf Basis der TK 1: 25.000), Quelle: Bayer. Biotopkartierung, Stand Juni 1989	53
Abb. 1/19:	Verbreitung der Schlingnatter (<i>Coronella austriaca</i>) in bayerischen Steinbrüchen (Darstellung auf Basis der TK 1:25.000), Quelle: Bayer. Biotopkartierung, Stand Juni 1989	54
Abb. 1/20:	Steinbrüche mit Folgefunktion "Deponie" im Lkr. Wunsiedel (GORNÝ 1991, briefl.)	93
Abb. 2/1:	Individuenzahlen von Heteroptera-Arten in Abhängigkeit von der Höhe der Vegetation (MORRIS 1971)	100
Abb. 2/2:	Artenzahlen der Heteroptera in Abhängigkeit von der Höhe der Vegetation (MORRIS 1971)	100
Abb. 2/3:	Arten-Areal-Beziehungen in englischen Kalkbrüchen (JEFFERSON & USHER 1986: 79)	111
Abb. 2/4:	Arten-Areal-Beziehung für Libellen (aus BRÄU 1990, verändert)	112
Abb. 2/5:	Abhängigkeit zwischen Artenzahl und Entfernung vom nächstgelegenen Lieferbiotop (aus Jefferson & Usher 1986: 80)	113
Abb. 2/6:	Abhängigkeit der Artenzahl des Empfängerbiotops vom Zeitpunkt seiner Einrichtung (nach RINGLER 1981)	114
Abb. 4/1:	Beispiel für einen Entscheidungsbaum zur Entwicklung junger Steinbruchstandorte (schem.)	126
Abb. 4/2:	Gewinnung von Material zur Mulchsaat aus der Abräumfläche	130
Abb. 4/3:	Einmaliges Abschieben zu Beginn	130
Abb. 4/4:	Ablauf der Räumungsarbeiten während des Abbaus	131
Abb. 4/5:	Geeignete Voraussetzungen für die Anlage der (zukünftigen) Steilwand	131
Abb. 4/6:	Wechselweiser Vortrieb der Abbaufont (Aufsicht)	132
Abb. 4/7:	Rückbau der Bermen und Gestaltung der Steilwand	134
Abb. 4/8:	Erhaltung der obersten Berme als Pufferzone	135
Abb. 4/9:	Gestaltung der Bermen	136
Abb. 4/10:	Eignung von Bermen für Absprengung bzw. Anfüllung in Abhängigkeit von der Lagerung der Gesteinsschichten	136

Abb. 4/11:	Sukzessive Absprengung bzw. Anfüllung der Bermen zur Schaffung von Rohbodenstandorten	136
Abb. 4/12:	Strukturierung der Steinbruchsohle durch Aufbringung von feinkornreichem Substrat, Aufsicht	137
Abb. 4/13:	Optimale Ausgangssituation für die Gestaltung eines tiefen perennierenden Gewässers	139
Abb. 4/14:	Variationsmöglichkeiten bei der Ufergestaltung tiefer perennierender Gewässer in Vollhohlformen	139
Abb. 4/15:	Vorgehen bei der turnusmäßigen Schaffung von Rohbodenstandorten	140
Abb. 4/16:	Gestaltung der Übergänge zwischen nicht bearbeiteten und bearbeiteten Flächen bei turnusmäßigem Entfernen der Gehölze	142
Abb. 4/17:	Abfolge von Steinbruchoberkante, Pufferstreifen und Pflanzung	144
Abb. 4/18:	Umwandlung und Ergänzung vorhandener Sichtschutzgehölze in landschaftstypische Strukturen (Beispiel: Übernahme höhenlinienparalleler Heckenmuster)	144
Abb. 4/19:	Gestaltungsvorschlag für einen Kalkbruch (grobschematisch).	146
Abb. 4/20:	Trapezförmige, mehrstufige Halde, als bevorzugter Flugort des Apollofalters (Pfeil) .	147
Abb. 4/21:	Schaffung wechselfeuchter Bereiche	152
Abb. 4/22:	Gestaltung des Überlaufs als Flachwasserzone oder mit temporären Tümpeln und flachen perennierenden Gewässern (oben: Schnitt; unten: Aufsicht)	154
Abb. 4/23:	Abbauplan (ARNOLD & KAISER 1977)	157
Abb. 4/24:	Rekultivierungsplan (ARNOLD & KAISER 1977)	158

Tabellenverzeichnis

Tab. 1/1:	Sekundärstandorte des Steinbruchs und ihre Entsprechung am Primärstandort (nach NEUHAUS 1987; KREBS u. WILDERMUTH 1976, BAUER 1987, SCHMIDT 1985, HÖLZINGER 1987)	17
Tab. 1/2:	Die prozentual am stärksten am Aufbau von Basalt beteiligten Stoffe (MÜCKENHAUSEN 1977, DIMROTH et al. 1965)	22
Tab. 1/3:	Die prozentual am stärksten am Aufbau von Sandsteinen und Grauwacken beteiligten Stoffe (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1979:8)	22
Tab. 1/4:	Die prozentual am stärksten am Aufbau von Granit beteiligten Stoffe (MÜCKENHAUSEN 1977)	23
Tab. 1/5:	Beispiele für die Abhängigkeit der Metamorphose von Ausgangsgestein, Druck und Temperatur (RICHTER 1986, stark verändert)	23
Tab. 1/6:	Pflanzensoziologische Einordnung der Steinbruchvegetation auf unterschiedlichen Ausgangsgesteinen; Werte in % (Auswertung der Arbeiten von WARTNER 1983, POSCHLOD & MUHLE 1984, POSCHLOD 1987, LIPSKY & BRÄU 1988, unpubl.)	24
Tab. 1/7:	Haarschirmflieger (Beispiele)	27
Tab. 1/8:	Abhängigkeit des Anteils windverbreiteter Arten von der Dauer der Nutzungsaufgabe (nach POSCHLOD 1984, WOLF 1985)	27
Tab. 1/9:	Zugehörigkeit der Arten zu den Florengeländen (WARTNER 1983)	27
Tab. 1/10:	In Kalkbrüchen vorkommende Arten mit über das eurassubozeanische Florengelände hinausreichenden Arealen oder Schwerpunkten in diesen	28
Tab. 1/11:	In Sandsteinbrüchen vorkommende Arten mit über das eurassubozeanische Florengelände hinausreichenden Verbreitungsarealen bzw. Verbreitungsschwerpunkt in diesen	30
Tab. 1/12:	In Granitbrüchen vorkommende Arten mit über das eurassubozeanische Florengelände hinausreichenden Verbreitungsarealen oder Verbreitungsschwerpunkt in diesen	31
Tab. 1/13:	Kalk- und Dolomitbrüche: Entwicklungs- und Übergangsstadien der Vegetation der Sohle (POSCHLOD & MUHLE 1984, leicht verändert)	34
Tab. 1/14:	Arten der Buntsandstein-Bruchwände (WARTNER 1983)	42
Tab. 1/15:	Arten (höhere Pflanzen) der Sandsteinbrüche im Bereich der gefalteten Molasse	42
Tab. 1/16:	Arten der trockenen Granitbruch-Bermen am Beispiel des Epprechtsteins (Fichtelgebirge - WURZEL 1989, mdl.)	44
Tab. 1/17:	Steinbrüche nutzende Vogelarten aus der Roten Liste Bayern. Quellen: "Rote Liste gefährdeter Tiere in Bayern" (LfU 1992), Arten nach Bayer. Biotopkartierung, Stand Juni 1989, VIDAL (1980) et al.	48

Tab. 1/18:	Ansprüche von Amphibienarten an Laichplatz und Sommerlebensraum; Wanderverhalten der Arten und Akzeptanz von Sekundärlebensräumen (Steinbrüchen)	56
Tab. 1/19:	Häufigkeit des Vorkommens von Amphibienarten in 180 potentiell geeigneten bayerischen Steinbrüchen (nach Bayer. Artenschutzkartierung, Stand März 1990, PLACHTER 1983)	57
Tab. 1/20:	Libellen in Steinbrüchen (Auswertung der Bayer. Biotopkartierung, Stand Juni 1989, MANDERY 1988); Statuszuordnung nach "Rote Liste gefährdeter Tiere in Bayern" (LfU 1992)	59
Tab. 1/21:	Typische Schmetterlingsarten in Steinbrüchen (Bayer. Biotopkartierung, Stand Juni 1989, EBERT 1991, WEIDEMANN 1992, mdl.); Statuszuordnung nach "Rote Liste gefährdeter Tiere in Bayern" (LfU 1992)	61
Tab. 1/22:	Habitatansprüche ausgewählter Heuschreckenarten (DETZEL o.J.)	62
Tab. 1/23:	Heuschrecken in Steinbrüchen (Auswertung der Bayerischen Biotopkartierung Stand Juni 1989, HESS 1989, mdl.; Habitattyp-Indizes nach BELLMANN 1985; RL-Statuszuordnung nach "Rote Liste gefährdeter Tiere in Bayern", LfU 1992)	64
Tab. 1/24:	Seltene und gefährdete Ameisen in Steinbrüchen (UHLENHAUT 1987, Bayer. Biotopkartierung, Stand Juni 1989; RL-Zuweisung nach "Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns", LfU 1992)	65
Tab. 1/25:	Seltene und gefährdete Spinnen auf einer SW-exponierten Abraumhalde der Südlichen Frankenalb (B. BAEHR 1988); RL-Zuweisung nach "Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns" (LfU 1992)	67
Tab. 1/26:	Seltene und gefährdete Spinnen in Steinbrüchen im Lkr. Hof (UHLENHAUT 1987, unpubl.); RL-Zuweisung nach "Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns" (LfU 1992)	67
Tab. 1/27:	Verwendungszweck des abgebauten Steinbruchmaterials (BMBau 1982, VOGEL 1990, BMWi 1979)	69
Tab. 1/28:	Durchschnittlicher Nährstoffgehalt ausgewählter Gesteine in % (die Werte entsprechen jedoch nicht gleich den verfügbaren Mengen!), (nach MÜCKENHAUSEN 1977, GIGON 1983, BRADSHAW et al. 1982, SCHEFFER & SCHACHTSCHA-BEL 1979)	70
Tab. 1/29:	Gefährdete, geschützte und regional seltene Arten in Kalkbrüchen	76
Tab. 1/30:	Gefährdete, geschützte und regional seltene Arten in Gipsbrüchen	78
Tab. 1/31:	Gefährdete, geschützte und regional seltene Arten in Basaltbrüchen (MEIEROTT 1989, mdl.)	78
Tab. 1/32:	Gefährdete, geschützte und regional seltene Arten in bayerischen Sandsteinbrüchen	79
Tab. 1/33:	Hieracien der trockenen Keupersand-Steinbrüche Bayerns (MEIEROTT 1989, mdl.)	79
Tab. 1/34:	Gefährdete, geschützte und regional seltene Arten in Granitbrüchen	80
Tab. 1/35:	Gefährdete, geschützte und regional seltene Arten in bayerischen Serpentin-Brüchen (VOGEL 1990)	80
Tab. 1/36:	Im Landkreis Forchheim in Steinbrüchen festgestellte Tiergruppen (SACHTELEBEN 1990, mdl.)	81
Tab. 1/37:	Beispiele für qualitätsbestimmende Pflanzengesellschaften (Leitgesellschaften) in Steinbrüchen	82
Tab. 1/38:	Arten, bei denen ein wesentlicher Teil der Population bayernweit in Steinbrüchen zu finden ist (Arten der Kategorie 1)	85
Tab. 1/39:	In Steinbrüchen beobachtete Arten	86
Tab. 1/40:	Mögliche Folgenutzungen (nach EHLERS 1984, ACKEN & SCHLÜTER 1973, verändert)	91
Tab. 2/1:	Vergleich der Individuenzahlen verschiedener Taxa auf beweideten und unbeweideten Flächen (MORRIS 1968, zit. in SMITH 1980)	101
Tab. 2/2:	Beziehung zwischen dem Anteil der Lebensformtypen und dem Alter des Standorts (leicht verändert nach POSCHLOD & MUHLE 1985)	105
Tab. 2/3:	Bewohner unterschiedlicher Sukzessionsstadien ohne Berücksichtigung der Gesteinsart (Beispiele)	106
Tab. 2/4:	Flächenansprüche einiger Arten für die Etablierung einer stabilen Population (nach DRACHENFELS 1983)	112
Tab. 2/5:	Artspezifische Untersuchungen über die maximal überwindbare Entfernung zwischen zwei Habitatinseln. (PLACHTER 1983, DRACHENFELS 1983, RIESS 1988)	114
Tab. 3/1:	Steinbrüche als Naturschutzgebiete (oder Bestandteile von Naturschutzgebieten) und flächenhafte Naturdenkmäler (BAYER. LfU, Stand der Erfassung: Januar 1991)	118
Tab. 4/1:	Abbauschwerpunkte bestimmter Gesteinsarten (nach Landkreisen)	156

Einleitung

Steinbrüche werden von manchen Autoren als "Wunden in der Landschaft" apostrophiert, von anderen als bedeutendste Sekundärstandorte Mitteleuropas gewürdigt. Dem Objekt dieser einander diametral gegenüberstehenden Betrachtungsweisen, den Steinbrüchen, ist dieser Band gewidmet.

Steinbrüche sind definiert als im Tagebau betriebene Abbaustellen, in denen Festgesteine nicht-organischen Ausgangsmaterials abgebaut werden. Sie stellen - sowohl, was das floristische, als auch, was das faunistische Inventar betrifft, und erst recht in bezug auf Entwicklungsperspektiven - weitgehend weiße Flecken auf der Landkarte des Naturschutzes dar. Eines der Hauptziele dieser Arbeit ist daher, das vorhandene Wissen über Steinbrüche systematisch zusammenzufassen und im Sinne einer Bestandsaufnahme dieses Lebensraumtypes aufzubereiten. Entsprechend ausführlich gestaltet sind die [Kapitel 1.4](#) (Pflanzenwelt; S. 23) und [1.5](#) (Tierwelt, S. 46).

Da eine zusammenfassende Arbeit zum Thema Steinbrüche bis heute nicht existiert, ist dieser hohe Detaillierungsgrad notwendig. Allerdings macht sich die Uneinheitlichkeit des Datenmaterials deutlich bemerkbar; nicht für alle Steinbruchtypen bzw. Artengruppen konnte ein zufriedenstellender Bearbeitungsstand erreicht werden. Die Inventarisierung mündet in ein vorläufiges Bewertungsschema (Kap. 1.9, S. 84), mit dessen Hilfe die Bedeutung des einzelnen Steinbruchs für den Naturschutz in groben Zügen abgeschätzt werden kann.

Kapitel 2 umfaßt eine [Wirkungsanalyse](#) der verschiedenen Pflege- und Entwicklungsvarianten, die in Steinbrüchen durchgeführt bzw. erwartet werden können. Die Analyse umfaßt dabei sowohl die Auswirkungen von Pflegeeingriffen als auch von solchen Mechanismen, die beim Ausbleiben von Pflegemaßnahmen zum Tragen kommen. Betrachtungsgegenstand sind weiterhin die Auswirkungen von Nutzungsumwidmungen, Störeinflüssen und flankierenden Maßnahmen. Das Kapitel schließt ab mit der Betrachtung von Steinbrüchen aus der Sicht der Verbundplanung und der Inselgeographie.

Kapitel 3 - mangels entsprechender Erfahrungen mit dem Lebensraumtyp Steinbruch nur einige Seiten - spricht die [Situation und Problematik der Pflege und Entwicklung](#) an.

Auf Grundlagenkapitel sowie Wirkungsanalyse aufbauend werden Ziele für den Lebensraumtyp entwickelt (Kap. 4.1). Kapitel 4.2 gibt Hinweise für die Gestaltung und Optimierung des Lebensraumtyps aus der Sicht des Natur- und Artenschutzes. Da naturgemäß kaum "Pflegetraditionen" vorhanden sind, lag dabei die Hauptaufgabe darin (in Abhängigkeit von verschiedenen Ausgangsparametern und in Abstimmung mit den regionalen Gegebenheiten), Pflegerichtlinien und -maßnahmen zu definieren bzw. erstmals zu beschreiben. Gerade hier klappt z.T. jedoch die Schere zwischen mangelnden Grundinformationen/Pflegeerkennnissen und Zwang zur Detaillierung besonders deutlich ausein-

ander - ein Dilemma, dem nur durch systematische Forschung abgeholfen werden kann. Eine Hauptaufgabe dieses Kapitels ist es darüberhinaus, die Diskussion über die Pflege und Entwicklung von Steinbrüchen in Gang zu setzen.

Für die Erstellung dieses Bandes wurde bis zum 31.12.1990 erschienene Literatur ausgewertet. Ab dem Jahr 1991 herausgegebene Literatur konnte nur noch ausnahmsweise berücksichtigt werden.

Obwohl ursprünglich allen Lebensraumtypenbänden ein einheitliches Gliederungsschema zugrundegelegt werden sollte, zeigte sich bald, daß die spezifischen Anforderungen dieses Bandes (immerhin behandelt er ja nicht einen der "klassischen" Biotoptypen, sondern ein "Technotop") einige Anpassungen erforderten. Die [Kapitel 1.3](#) (Abbaumaterialien und Verbreitung, S. 20) und [1.6](#) (Technik und Entwicklung des Abbaus, S. 66) weichen aus diesem Grund vom üblichen Schema ab. In einigen Fällen wurde der Wortlaut der Überschriften steinbruchbezogen ergänzt oder verändert. Auch bei der Untergliederung der Kapitel 4.1 und 4.2 weist dieser Band Modifikationen auf, welche den spezifischen Anforderungen Rechnung tragen und der Lesbarkeit und Umsetzbarkeit zugute kommen. Wie bereits angedeutet, muß der uneinheitliche Bearbeitungsstand der einzelnen Gesteine bzw. Artengruppen als ein zur Zeit leider noch nicht zu behebbendes Manko hingenommen werden. Auch die Daten des Bayerischen Arten- und Biotopschutzprogramms (ABSP) konnten nur soweit verwendet werden, als sie bei Redaktionsschluß bereits in Form der Landkreiskarten vorlagen. Ähnliches gilt auch für die Biotopkartierung, die ebenfalls in der neuen Fassung noch nicht vollständig vorliegt und deren Auswertung durch das LfU erst im Laufe der folgenden Jahre durchgeführt wird. Die Definition der Leit- und Schlüsselarten und Aussagen auf regionaler Ebene müssen daher zwangsläufig so lange vorläufig bzw. fragmentarischen Charakter behalten, bis sämtliche ABSP-Bände bzw. Landkreiskartierungen vorliegen und ausgewertet sind.

Angesichts der Möglichkeit, daß die Aussagen dieses Bandes - aus dem Zusammenhang gerissen - als Argumente für die Anlage von Steinbrüchen gebzw. mißbraucht werden könnten, müssen die folgenden Anmerkungen - vorbeugend - an den Anfang gestellt werden:

- Diejenigen Steinbrüche, die sich durch eine besonders hohe floristische Artenvielfalt und/oder das Vorkommen gefährdeter Arten auszeichnen, liegen meist in Kontakt zu primären Standorten bzw. Vorkommen. Diese sind aus naturschutzfachlicher Sicht bei weitem höher zu bewerten als die Sekundärstandorte.
- Viele Steinbrüche sind zu klein, um die Etablierung stabiler Populationen zu gewährleisten. Der Kontakt mit primären Lieferbiotopen und der ständige Austausch zwischen diesen und den

Ersatzstandorten ist in vielen Fällen unbedingte Voraussetzung für die längerfristige Erhaltung von Populationen der Sekundärbiotopie.

- Die erfolgreiche Besiedlung alter Brüche darf - sowohl, was die faunistischen als auch die floristischen Aspekte angeht - nicht zu dem Fehlschluß verleiten, daß dies auch heute beliebig wiederholbar sei. Manche dieser alten Brüche, die heute Refugien gefährdeter Arten darstellen, sind tatsächlich Reliktstandorte, in denen Pflanzen und Tiere die Landschaftsverarmung jenseits der Steinbruchgrenzen überlebt haben. Die Dichte an geeigneten Lieferbiotopen hat jedoch im Vergleich zu früher rapide abgenommen, so daß ähnlich erfreuliche Ergebnisse bei heute in Betrieb befindlichen Brüchen mit wesentlich geringerer Wahrscheinlichkeit zu erwarten sind.

Daß Steinbrüche für viele heute bedrohte und stark im Rückgang begriffene Arten eine hohe Bedeutung gewonnen haben, liegt also nicht primär an der Existenz der Steinbrüche, sondern an der radikalen Veränderung und Zerstörung von alten Kultur- und Extremstandorten. Die Aufgabe traditioneller Nutzungsformen, Pestizid- und Düngereinsatz, Fließgewässerverbauung, Aufforstung und Gesteinsabbau sind die Hauptursachen dafür, daß Arten aus ihren primären Lebensräumen vertrieben wurden und Steinbrüche für manche Arten inzwischen als

Schlüsselbiotopie mit z.T. bayernweiter Bedeutung angesehen werden müssen. Aus dem Inhalt des vorliegenden Typenbandes läßt sich also kein "Persilschein" für die Anlage von Steinbrüchen herleiten. Die Konsequenz lautet also: nicht die Anlage von Sekundärbiotopen ist die vordringlichste Aufgabe, sondern konsequenter Schutz (noch) vorhandenen Potentials sowie begleitende Regenerationsmaßnahmen auf primären Standorten.

Dies entbindet jedoch nicht von der Verpflichtung, (nicht nur gefährdete) Arten in ihrem heutigen Vorkommen nach bestem Wissen zu schützen und ihre Lebensräume zu sichern, selbst dann, wenn es sich um eine Abbaustelle handelt. Für diese Notwendigkeit um Einsicht und Verständnis zu werben, ist Ziel dieser Arbeit.

Der Dank gilt besonders Herrn REITER für die Exkursion in die Steinbrüche des Bayerischen Waldes sowie Herrn WURZEL und Herrn GEIM für fachkundige Führungen durch Steinbrüche im Landkreis Wunsiedel bzw. Weißenburg-Gunzenhausen. Frau HUIS, Herrn QUINGER und Herrn ROßMANN wird für den fachlichen Austausch gedankt. Daneben soll allen denjenigen herzlicher Dank ausgesprochen werden, die durch ihre mündlichen oder schriftlichen Anregungen und Stellungnahmen dazu beigetragen haben, daß dieser Band in der vorliegenden Form entstehen konnte.

1 Grundinformationen

1.1 Charakterisierung

1.1.1 Allgemeine Erscheinung, Komplexaufbau, Struktur- und Nutzungsmerkmale

Neben den natürlichen Vorgaben - wie beispielsweise der Gesteinsart - bestimmen technische Aspekte des Abbaus in entscheidendem Maße die äußere Erscheinungsform eines Steinbruchs. Nach Art des gewonnenen Materials und dessen Verwendungszweck lassen sich vier Steinbruchtypen unterscheiden:

(1) Natursteinbrüche

Natursteine werden für den Wege-, sowie für den Wasser- und Betonbau verwendet. Der Großteil des Materials, nämlich 80% (LORENZ 1985), wird in gebrochener Form im Straßen- und Wegebau verwendet. Natursteine finden in dieser Form auch Verwendung als Zuschlagstoffe für Beton und bituminöse Beläge.

(2) Naturwerksteinbrüche

Naturwerksteine dienen als Groß- und Kleinsteinpflaster, als Kantensteine und Legplatten im Außenbereich, als Belag oder Verblendplatten im Innenbereich. Sie werden auch im handwerklichen (z.B. als Grabsteine) oder künstlerischen Bereich (Brunnen, Denkmäler) genutzt, heute außerdem zu Zwecken des Denkmalschutzes (Bausubstanzerneuerung) verwendet.

(3) Brüche für die Gewinnung technischer Grundstoffe

In Steinbrüchen werden zahlreiche Materialien gewonnen, die die Grundstoffe für eine Reihe von technischen Verarbeitungsprozessen liefern. Da an dieser Stelle nicht alle Verwendungszwecke aufgeführt werden können, soll nur beispielhaft auf die Verwendung von Kalk (in der Düngemittelherstellung, der Eisen- und Stahlindustrie, der Zementindustrie und der Branntkalkherstellung) und von Gips (Bauindustrie, Medizinischer Gips) hingewiesen werden.

(4) Brüche für Materialien mit anderen Verwendungszwecken

Aus Sandstein werden Mühlsteine oder Wetzsteine gebrochen. Der Abbau war regional beschränkt und wurde größtenteils bereits aufgegeben (Kleinweiler Steinbruchleiten - BURKART 1989).

Brüche zur Gewinnung technischer Grundstoffe und Natursteinbrüche unterscheiden sich in ihrer Grundstruktur- soweit sie für die hier zu behandelnde Fragestellung relevant ist - nur wenig. Bei beiden handelt es sich um Brüche zur Gewinnung von Massengütern. Dem gegenüber stehen die Naturwerksteinbrüche und Wetz- bzw. Mühlsteinbrüche, die sich ebenfalls aufgrund ihrer gemeinsamen Grundstruktur zusammenfassen lassen (der Einfachheit halber wird im folgenden für diese beiden

Steinbruchtypen der Begriff "Naturwerksteinbruch" verwendet).

Zwischen Naturwerksteinbrüchen und den Steinbrüchen zur Massengütergewinnung bestehen bedeutende Unterschiede. Bei den Steinbrüchen des ersten Typs steht meist die Gewinnung möglichst großer Gesteinsblöcke im Vordergrund. Diese werden mittels Keilen, Schnürsprengung oder seit neuem mittels Flammstrahl in aufwendiger Handarbeit gewonnen. Zwischen den abbauwürdigen Lagern ist häufig weniger hochwertiges Material eingelagert, das vor dem weiteren Abbau beseitigt werden muß. Bei Sedimentgesteinen handelt es sich naturgemäß um horizontal zur Lagerungsrichtung des Gesteins ausgerichtete Einlagerungen, in der Fachsprache "Fäulen" genannt; bei alten plutonischen Gesteinen (z.B. Graniten) können dagegen komplizierte Lagerungsverhältnisse zu einem hohen Anteil nicht verwendbaren Materials führen. Daher sind Werksteinbrüche meist schon von weitem an umfangreichen Abraumhalden zu erkennen. In den Solnhofener Plattenkalksteinbrüchen kann beispielsweise nur 10% des abgebauten Materials verwendet werden, während 90% des Materials als Abraum endet. Da in der Regel nur bestimmte Formate mit ganz bestimmten Anforderungen an Brauchbarkeit und Farbe gefragt sind, fällt auch bei der weiteren Verarbeitung ein hoher Anteil an Gesteinsabraum sowie an Feinstäuben (durch das Fräsen und Schleifen) an.

In Schotterbrüchen oder Brüchen, die der Gewinnung von Massenrohstoffen dienen, kommt es nicht darauf an, möglichst große Blöcke zu gewinnen, da fast jede Materialgröße einer Verwendung zugeführt werden kann. In Schotterbrüchen existieren spezielle Brecher- und Sortieranlagen, die diesen Vorgang zum Teil vollautomatisch durchführen (Steinbruch Rieger und Seil). Für bestimmte Verwendungszwecke (Düngergrundstoff, Zement) ist sogar ein Mahlen der Grundstoffe notwendig, so daß hier nur geringe Anforderungen an die Mindestgröße des Ausgangsmaterials gestellt werden. Durch die geringeren Anforderungen an die Gewinnungsgröße des Materials kann der Abbau (durch entsprechende Abbautechniken, z.B. Sprengen) sehr viel "raumgreifender" gestaltet werden als bei der Werksteingewinnung. Diese Brüche sind daher meist größer und einheitlicher strukturiert als solche, in denen Werksteine gewonnen werden. Die Wände sind meist ungegliedert; abbaubedingte kleine Simse fehlen. Die Bermen, also die durch Abbau entstandenen Felssimse, dagegen sind meist breit genug, um den Werksverkehr aufzunehmen. Da ein weiteres Spektrum an Gesteinsgrößen genutzt wird, fällt auch ein wesentlich geringerer Anteil an Abraum an. Ins Gewicht fällt höchstens der durch den Brechvorgang entstehende Feinstaub ("Füller").

In einigen Brüchen existieren Werksteingewinnung und Massengütergewinnung nebeneinander.

Ein weiteres Unterscheidungskriterium stellt die Morphologie der Steinbrüche dar:

(1) Kesselförmige Steinbrüche

Wo keine natürlichen Anschnitte der abzubauenen Gesteinsschichten - beispielsweise durch ein (Fluß-)Tal - existieren, sind kesselförmige Steinbrüche verbreitet (Beispiel: Gipsbrüche). Ebenso finden sich kesselförmige Steinbrüche dort, wo die abzubauenen Gesteine stock- oder schlotförmig anstehen, was bei Vulkaniten (Basalt, Diabas) häufig der Fall ist; auch durch die tiefgründige Verwitterung von Granit muß z.T der Abbau dem qualitativ besseren Gestein in die Tiefe folgen (vgl. RICHTER-BERNBURG 1968). Kesselförmige Steinbrüche weisen eine meist größere Variationsbreite an kleinklimatisch unterschiedlichen Standorten auf. Der kesselförmige Abbau formt sowohl süd- als auch nordexponierte Teilbereiche. Kesselförmige Steinbrüche können meist erst aus unmittelbarer Nähe wahrgenommen werden (s. Abb.1/1).

(2) Steinbrüche an Hangkanten und Hängen

Steinbrucharanlagen an Hängen und flußbegleitenden Leiten weisen einen natürlichen Erschließungsvorteil auf: durch die Neigung des Geländes sind die abzubauenen Gesteinsschichten bereits angeschnitten (z.B. Buntsandsteinbrüche am Main); auch ist die Oberbodenmächtigkeit in Hanglagen meist geringer als in der Ebene (vgl. RICHTER-

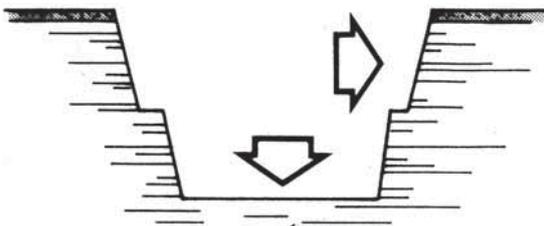


Abbildung 1/1

Kesselförmiger Steinbruch (Vollhohlform) (schematischer Schnitt)

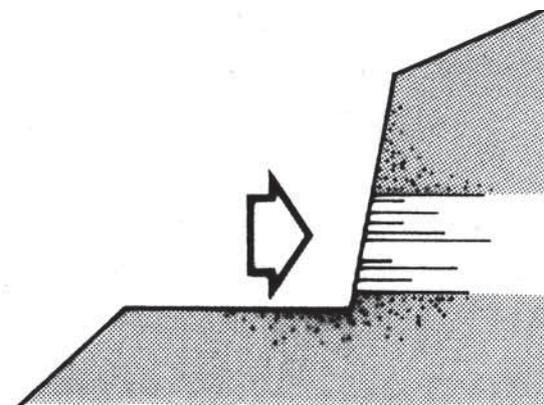


Abbildung 1/2

Hanganschneidender Steinbruch (schematischer Schnitt)

BERNBURG 1968). Steinbrüche an Hangkanten sind - wenn sie nicht von Bäumen oder Galerien abgeschirmt werden - weithin sichtbar. Die Exposition bestimmt im wesentlichen das Steinbruchklima (s. Abb. 1/2).

Wie aus dieser Darstellung ersichtlich wird, darf sich eine Typisierung der Steinbrüche also nicht auf den abzubauenen Gesteinstyp beschränken, sondern muß abbaubedingte Vorgaben mitberücksichtigen. Sie sind verantwortlich für Entstehung und Existenz der verschiedenen Teillebensräume eines Steinbruchs und seiner Standortbedingungen, die im folgenden Kapitel und **Kapitel 1.7** (S. 70) ausführlich besprochen werden.

1.1.2 Teillebensräume des Steinbruchs

Steinbrüche gewinnen ihre Faszination und Attraktivität nicht nur für Pflanzen- und Tierwelt durch die enge räumliche Verknüpfung oft gegensätzlicher, vielfältiger Standorte (zur Terminologie der Teillebensräume s. Abb. 1/3, S. 17): Sonnenexponierte Halden, flache Tümpel und schattige Felspartien sind einander oft unmittelbar benachbart. Diese Teillebensräume bilden i.d.R. ein sehr kleinräumiges Mosaik mit ausgeprägten Gradienten, wie sie in der Kulturlandschaft heute nicht oder fast nicht mehr existieren. Steinbrüche sind daher Komplexlebensräume; gerade dies macht sie als Rückzugsraum besonders wertvoll. Sie können daher als Ersatzstandorte für sehr unterschiedliche primäre Standorte fungieren (s. Tab. 1/1, S. 17).

Die folgende Charakterisierung der Teillebensräume zeigt, wie weit die Amplitude der Standortverhältnisse innerhalb eines Steinbruchs gespannt sein kann. An den Anfang der jeweiligen Darstellung sind die maßgeblichen Parameter gestellt, die das Erscheinungsbild des Standortes charakterisieren. Nicht berücksichtigt wurden Parameter, deren Einfluß für alle Standorte gleichermaßen von Bedeutung ist (Nährstoffverfügbarkeit, Klima), sowie funktionale Zusammenhänge, die ausführlich in **Kap.1.7** (S. 70) diskutiert werden. Abb. 1/3, S. 17, benennt die einzelnen Teillebensräume.

1.1.2.1 Abbruchkante/Räumfläche

Maßgebliche Parameter:

- Feinerdeanteil
- Inklination

Vor einer Erweiterung eines Steinbruchs steht die Freilegung der Gesteinsschichten von der aufliegenden, mehr oder minder verwitterten Gesteins- bzw. Bodenschicht, die unterschiedliche Mächtigkeiten erreichen kann (bis zu 35 m, in der Regel dagegen nicht über 7m - REITER 1989, mdl.). Die Räumung erfolgt mittels maschinellen Abschiebens. Zurück bleibt ein Standort mit sehr flachgründigen Böden oder/und offengelegten Felsbereichen und meist hohem Lichtgenuß.

Tabelle 1/1

Sekundärstandorte des Steinbruchs und ihre Entsprechung am Primärstandort (nach NEUHAUS 1987, KREBS u. WILDERMUTH 1976, BAUER 1987, SCHMIDT 1985, HÖLZINGER 1987)

Sekundärbiotop	"Primär"-Biotop
Abbruchwände u. Bermen	natürliche Felswände, Blockschuttfuren, Prallhänge
Schuttkegel und -hänge	Schuttkegel am Fuß natürlicher Felswände, Blockschuttfuren, Steinriegel, Schwemmfächer
Abraumhalden	Blockschuttfuren, Halbtrocken- und Trockenrasen, Weinbergsmauern, Lesesteinmauern, Steinriegel
Steinbruchoberkanten	Felsköpfe/Felsfuren, Halbtrocken- und Trockenrasen
Trockene Steinbruchsohlen	Halbtrocken- und Trockenrasen, trockene Auestandorte, Brennen, trockene Ruderalstandorte
Sohlen mit Tümpeln	feuchte Auestandorte, Bruchwaldstandorte, feuchte Ruderalstandorte
Steinbruchsee	natürlicher See, Altläufe
Schleifschwammbecken	Schlickflächen, Schwemmland

1.1.2.2 Bruchwand

Maßgebliche Parameter:

- Wandhöhe
- Labilität
- Inklination
- Lagerungsart
- Wandtextur

Die Abbruchwand ist je nach Gesteinsart (Standfestigkeit, Lagerungsart, Wandtextur) und Abbaufahrplan (Wandhöhe, Steilheit) unterschiedlich ausgeprägt. Die Makrotextur der Wand ist von der Lagerungsart des jeweiligen Gesteins abhängig; diese reicht von der bankigen Lagerung der Sedimentgesteine (z.B. Sandsteine, Plattenkalke) bis zur undifferenzierten Lagerung der plutonischen (Granit) und biogenen Gesteine (Kalk- und Dolomitriffe). Die Makrotextur beschreibt auch die Ausbildung von Rissen oder Spalten, die bei Sedimentgesteinen hauptsächlich parallel zur Bankung, bei Basalt dagegen z.B. häufig netzartig verlaufen.

Von Bedeutung ist ebenso die Standfestigkeit einer Bruchwand: Sie entscheidet darüber, ob sich Pflanzen dauerhaft ansiedeln können oder ob ein Be-

wuchs erst dann möglich ist, wenn die Wand zur Ruhe gekommen ist. Für die Standfestigkeit der Bruchwand ist neben dem Ausgangsgestein die Ausrichtung der Schichtflächen bzw. markanter Trennflächen ausschlaggebend: Steigen die Schichtflächen vom Steinbruch aus in den Berg hinein an, ist die Wand instabiler als im gegenteiligen Fall, wenn nämlich die Schichtflächen vom Steinbruch aus in den Berg hinein abtauchen (STEIN 1985).

Bruchwände können mit ihrem Wechsel von Spalten und Ritzen mit blankem, ungliedertem Gestein unterschiedlichste Standortbedingungen auf engstem Raum bieten: In den Ritzen sammeln sich Feuchtigkeit und Humus - hier finden sich zuerst Pflanzen ein. Ungliederter Fels dagegen bleibt über lange Zeiträume hin zumindest in Hinsicht auf höhere Pflanzen vegetationslos.

Die Wände sind durch den Abbau meist in einzelne Abschnitte unterteilt, die durch Berme unterbrochen sind. Die Breite der Berme variiert in Abhängigkeit von der Abbaufahrplan. Brüche, die großindustriell abgebaut werden, besitzen z.B. Berme, auf denen der gesamte Transport- und Ladeverkehr abläuft.

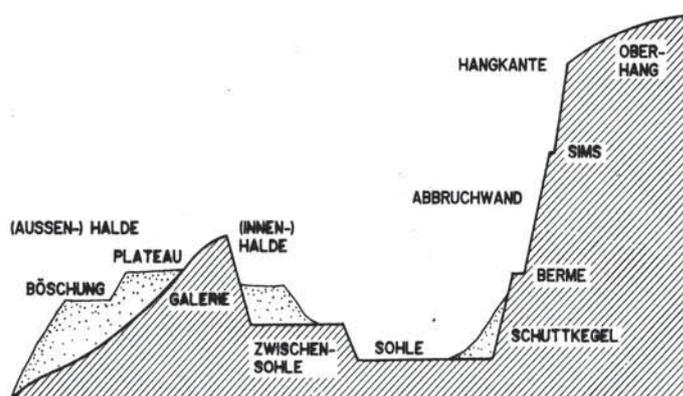


Abbildung 1/3

Teillebensräume des Steinbruchs sowie weitere Ausstattungselemente (schematisch)

1.1.2.3 Schuttkegel/Schutthänge

Maßgebliche Parameter:

- Inklination
- Labilität
- Höhe der Wand oberhalb des Schuttkegels
- Feinerdeanteil

Erodiertes Gesteinsmaterial bildet Schuttkegel am Fuß der Steinbruchwand. Diese sind um so stärker ausgeprägt, je höher der Anteil des Lockermaterials (bzw. leicht erodierbaren Materials) innerhalb der Wand und je größer die Nachlieferung (d.h. je höher die oben anschließende Wand) ist. Der Anteil des erodierbaren Lockermaterials ist vom Ausgangsgestein abhängig. Mergeleinlagerungen in Kalkgestein (sog. "Fäulen") sind für die ausgeprägten Schuttkegel am Fuß der Abbruchwand verantwortlich. Auch bei den verschiedenen Sandsteinen sind leicht verwitterbare, geringer verfestigte Einlagerungen zwischen den nutzbaren Schichten häufig. Das erodierte Material umfaßt unterschiedliche Korngrößen, wobei meist jedoch kleine Korngrößen mit beteiligt sind, was sich auf die Wasserversorgung dieser Standorte positiv auswirkt.

Durch die Schwerkraft wird das herabfallende Material sortiert; in den unteren Bereichen des Kegels finden sich vor allem die größeren Blöcke, die aufgrund ihres Gewichts und ihrer kinetischen Energie stärker nach unten rutschen, in den oberen Bereichen in erster Linie das Feinmaterial. Aufgrund der Sortierung des herabfallenden Gesteins (grobes Material unten, Feinmaterial oben) entstehen unterschiedliche Standortbedingungen: Für die Bereiche mit hohem Grobshuttanteil gilt das auch im Abschnitt "Halden" näher Erläuterte. In feinerdereicherer Abschnitten ist dagegen die Fähigkeit zur Wasserspeicherung deutlich besser ausgebildet. Setzt die Erosion punktförmig an (bzw. ist erodierbares Material nur punktförmig vorhanden), bilden sich einzelne Schuttkegel. Ist das erodierbare Material gleichmäßig verteilt (Kalkmergel!), kommt es im Verlauf der Erosion zum Abbau der eigentlichen Bruchwand und zur Ausbildung ganzer Schutthänge.

1.1.2.4 Sohle

Maßgebliche Parameter:

- Feinerdeanteil/Skelettanteil
- Lehm-/Tonanteil
- Wasserhaushalt
- Verdichtungsgrad
- Zusätzliche Ausstattungselemente

Die Steinbruchsohle besteht aus Festgestein, auf das infolge der Erosion, der Abbauarbeiten und des Transports (Stäube, Transportverluste) bzw. infolge von Einwehung Material aufgelagert wird. Der Anteil des bindigen Materials (Lehm, Ton) entscheidet mit über Schwere, Tiefgründigkeit und wasserstauende Eigenschaften des Bodens. Ist der Untergrund klüftig und/oder das Material zu einem hohen Prozentsatz nicht bindig, so entstehen flachgründige Böden ohne wasserstauende Eigenschaften. Trockene Sohlen umfassen zahlreiche Mikrostandorte, die

sich z.B. im Verdichtungsgrad und im Skelettanteil unterscheiden. Bei Steinbrüchen, die von einer Hangkante aus waagrecht in den Berg hinein vorstoßen, wächst die Sohlenfläche im Lauf der Abbautätigkeit. Bei kesselförmigen Brüchen hingegen nimmt die Fläche um so mehr ab, je mehr Abbauebenen entstehen, da jede Abbauebene durch eine Berme oder Zwischensohle gesichert werden muß und ihrerseits Fläche beansprucht.

1.1.2.5 Temporäre und perennierende Gewässer (ausschl. Schleifschlammbecken)

Maßgebliche Parameter:

- Wasserdurchlässigkeit des Ausgangsgesteins
- Anteil des bindigen Materials
- Vorhandensein von Hohlformen
- Verdichtung
- Wasserführung

Die Bildung von Wasserflächen läßt sich entweder darauf zurückführen, daß das Ausgangsgestein an sich wasserundurchlässig ist (Plutonite wie Granit, Metamorphite wie Serpentin), oder daß Teile der Steinbruchsohle durch den hohen Anteil an bindigem Material (Lehm, Ton), das mittels Erosion oder Eintrag in den Steinbruch gelangt, wasserstauende Eigenschaften aufweisen. In einigen Fällen können auch Tonschichten, die unterhalb der abbauwürdigen Gesteinslager die Steinbruchsohle bilden (z.B. in einigen Keupersandsteinbrüchen) der Grund für die Entstehung von Wasserflächen sein. Zu unterscheiden sind perennierende Gewässer mit ständiger Wasserführung und temporäre bzw. ephemere Gewässer, deren Wasserführung unregelmäßig ist. Letztere werden ausschließlich durch das Niederschlagswasser gespeist; sie können bei entsprechenden klimatischen Voraussetzungen auch zeitweise trockenfallen.

1.1.2.6 Abraumhalden

Maßgebliche Parameter:

- Materialgröße
- Verdichtung
- Inklination
- Labilität

Umfangreiche Abraumhalden sind Kennzeichen der Werksteinbrüche.

Zu unterscheiden sind das Haldenplateau und die Haldenböschung. Die Steilheit der Haldenböschung ist von der Größe des Schüttmaterials abhängig: je größer und kantiger das Material, desto steiler der Böschungswinkel. Die Schüttungsart bedingt die Haldenform (Spitzkegelhalden, trapezförmige Halden). Entscheidend für eine eventuelle Vegetationsentwicklung ist der Unterschied zwischen punktueller Verkippung (das Material wird nur von einem Punkt aus auf die Halde gekippt) und flächiger Verkippung: Vegetation kann sich nur dort entwickeln, wo sie nicht ständig von neuem Material begraben wird. Das anfallende Material kann je nach Herkunftsgestein und Arbeitsgang sehr unterschiedlich beschaffen sein. Durch den Schüttvorgang entsteht

eine ähnliche Sortierung, wie sie bereits unter dem Stichwort "Schuttkegel" beschrieben wurde. Feinerdeanteile werden - besonders an der Haldenböschung - durch den Regen in die Tiefe und in den Haldenuntergrund gewaschen, so daß nur das grobe Material an der Oberfläche zurückbleibt. Halden lassen sich anhand ihrer Lage in Außenhalden (d.h. außerhalb des eigentlichen Steinbruchs gelegene Halden) und Innenhalden (d.h. im Steinbruchbereich befindliche Halden) unterteilen.

1.1.2.7 Schleifschlammbecken

Maßgebliche Parameter:

- Einleitungshäufigkeit
- Größe des Absetzbeckens

Schleif- und Frässhlämme sind Abfallprodukte der Werksteinindustrie. In Schleifschlammbecken werden die durch das Schleifen und Fräsen anfallenden wässrigen und in wässriger Emulsion befindlichen Reststoffe deponiert. In der Regel sind die Sedimente bzw. das Schlammwasser frei von chemischen Zusätzen. Nach Untersuchungen von SCHALL (1985) besteht nur etwa 1% der Ablagerungen aus Grobsand (0,65 - 2,0mm), der überwiegende Rest

aus Schluff, Fein- und Mittelsand. "Beim Einleiten des Boden-Wassergemisches [...] findet eine Differenzierung entsprechend der Korngröße statt. Die schweren Grobschluffanteile sedimentieren relativ rasch und werden daher in unmittelbarer Nähe zum Einschlämmpunkt abgelagert. Mit zunehmender Entfernung zum Einschlämmpunkt werden dann die Mittel- und Feinschluffanteile sedimentiert" (FASCHING et al.,1989). Je kleiner der Schlammteich ist und je unregelmäßiger die Einleitungen, desto undifferenzierter ist die Ablagerung.

1.1.2.8 Sonderstandorte

Als Sonderstandorte in Steinbrüchen sind Gebäude und Betriebseinrichtungen anzusprechen. Abhängig vom Zeitpunkt der Errichtung sowie dem derzeitigen Erhaltungszustand (bzw. Grad des Verfalles) bilden die baulichen Einrichtungen eine breite Palette anthropogener Habitatelemente.

1.2 Wirkungsbereich

Im Mittelpunkt der Betrachtungen steht der Steinbruchkomplex mit sämtlichen, in [Kapitel 1.1.2](#) (S. 16)

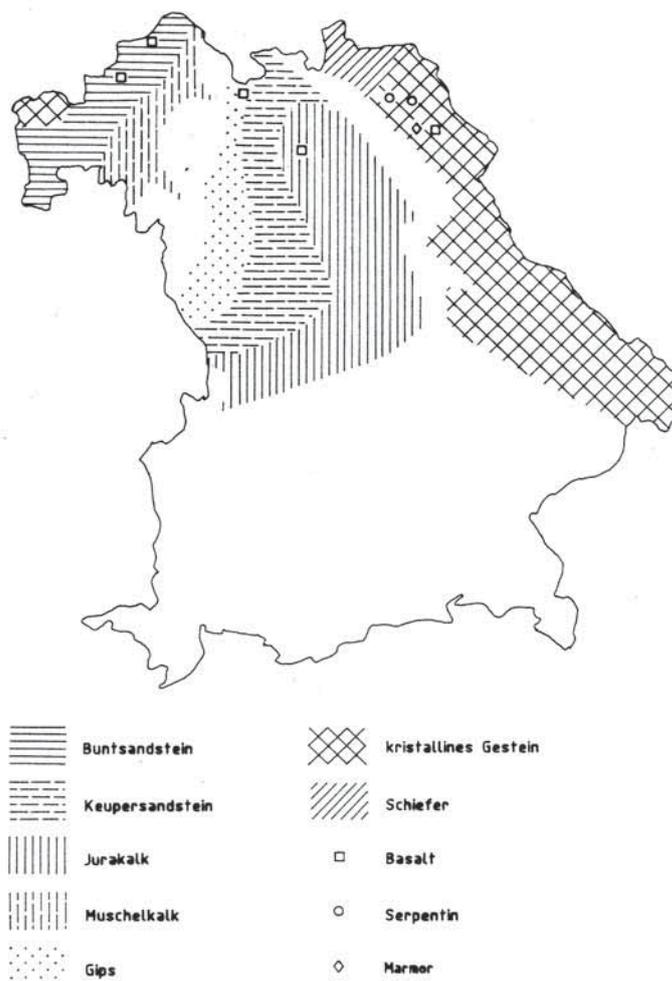


Abbildung 1/4

Übersicht über die Verteilung der wichtigsten Gesteinsarten im außeralpinen Bayern

beschriebenen Teillebensräumen. Angesichts der zahlreichen Wechselwirkungen zwischen einem Steinbruch und seinem Umfeld ist es hingegen unumgänglich, den betrachteten Bereich etwas weiter zu fassen. Dies betrifft in erster Linie Aussagen, die sich mit den negativen Aspekten des Gesteinsabbaus befassen (Zerstörung wertvoller Flächen, Emissionen), aber auch Fragen der Pufferung unerwünschter Einflüsse. Ein aus der Sicht des Arten- und Biotopschutzes wichtiger Punkt ist die Isolation eines Steinbruchs (Besiedlungspotential, Besiedlungsgeschwindigkeit), der ebenfalls eine Betrachtung auch des Steinbruchumfeldes erfordert.

1.3 Abbaumaterialien und Verbreitung

1.3.1 Verbreitung abbauwürdiger Gesteinsarten in Bayern

Steinbrüche finden sich überall dort, wo abbauwürdige Gesteine ohne tertiäre oder quartäre Überlagerungen dicht an die Oberfläche treten, oder im Bereich tertiärer oder quartärer Lockergesteinsverfestigungen (s. *Abb.1/4*, S. 19). Ersteres ist vor allem in Nordbayern der Fall. Nur an wenigen Stellen existieren oberflächennahe Vorkommen des kristallinen Grundgebirges oder des Deckgebirges südlich der Donau. In den Ablagerungen des Tertiärs und Quartärs bestehen oder bestanden Brüche nur im Bereich lokaler Lockergesteinsverfestigungen (z.B. subalpine Oligozänmolasse, altdiluvialer Nagelfluh) oder Kalktuffablagerungen.

1.3.1.1 Die Grundgebirge

Die Grundgebirge (Vorderer Bayerischer Wald, Innerer Bayerischer Wald, Oberpfälzer Wald, Vorspessart, Frankenwald und Fichtelgebirge) umfassen ursprünglich sedimentäre Gesteine des Erdaltertums, die durch diagenetische Umformung (Druck und Temperatur) schwach bis stark metamorphisiert wurden, sowie Gesteine plutonischer Herkunft.

(1) Bayerischer Wald

Die Gesteine des Bayerischen Waldes haben den höchsten Grad der Metamorphose erreicht; Granite und Gneise nehmen etwa den gleichen Flächenanteil ein. Es finden sich zahlreiche verschiedene Gneis-Varietäten sowie zwei unterschiedlich alte Granite; der ältere gelangte im Verlauf der kaledonischen, der jüngere während der variskischen Gebirgsbildung nach oben. Eine Besonderheit stellt der Pfahl dar, ein mit Quarz ausgefülltes Fiederluftsystem mit maximal 120m Breite, das der Hauptstörungsrichtung folgt (RUTTE 1981).

(2) Fichtelgebirge

Zusammen mit der variskischen Gebirgsbildung, die die Fichtelgebirgszone im Karbon erfaßte, wurden die abgelagerten Sedimente sowie die alten Vulkanite und Plutonite einer Metamorphose unterzogen. Damit verbunden drangen Granite empor, die heute etwa die Hälfte der Fichtelgebirgsfläche ausmachen.

Eine Besonderheit ist der dunkle Redwitzit. Weiterhin finden sich im Fichtelgebirge Gneise, Glimmerschiefer, Phyllite, Marmor und Speckstein (RUTTE 1981).

(3) Vorspessart

Die ehemaligen sedimentären Ablagerungen wurden durch die variskische Gebirgsbildung erfaßt und in Streifen, die von Südwesten nach Nordosten verlaufen, gruppiert. Im nördlichsten Teil stehen Quarzite und Glimmerschiefer an, nach Süden zu schließen sich verschiedenartige Gneise an. Ganz im Süden finden sich Diorit-Granodiorit-Komplexe. Punktuell tritt auch Quarzporphyr und Zechstein an die Erdoberfläche (RUTTE 1981, RICHTER 1986, HENNINGSEN 1986).

(4) Frankenwald

Die Gesteine des Frankenwaldes waren während der verschiedenen Gebirgsbildungsphasen im Vergleich zu denen anderer Gebirge einer relativ geringen umformenden Kraft ausgesetzt und sind daher nicht (wie bei den anderen Grundgebirgen) überwiegend kristallin. Der Frankenwald besteht aus Schiefern, Grauwacken und Konglomeraten mit hauptsächlich unterkarbonischem Ursprung. Während im Norden die Schichtfolge relativ ungestört ist, treten im Süden engräumige Wechsel der Lagerungs- und Gesteinsverhältnisse auf, die durch die Münchberger Gneismasse induziert wurden (HENNINGSEN 1986). Der Diabas-Keil von Bad Berneck wird gemeinhin nicht dem Frankenwald zugeordnet (s. Kap.1.3.1.3, S. 21; MÜLLER 1984).

(5) Oberpfälzer Wald

Im Gegensatz zum Bayerischen Wald lassen sich für den Oberpfälzer Wald keine exakten Angaben darüber machen, welche Faltungsvorgänge für die Ausbildung der Gneise verantwortlich sind. Die Gneise des Oberpfälzer Waldes sind in der Hauptsache aus Sedimenten hervorgegangen; sie treten in zahlreichen Variationen auf. Es finden sich Metabasite wie Gabbro und Serpentin. Die Entstehung der Granite ist zwei verschiedenen Erdzeitaltern zuzuordnen (s. Bayerischer Wald). Der Oberpfälzer Wald ist für seinen Reichtum an Pegmatiten (= Gangfüllungen aus Restschmelzen) bekannt. Dazu gehören z.B. Quarz, Flußspat, Granat und Turmalin (RUTTE 1981, MÜLLER 1984).

1.3.1.2 Das Nordbayerische Deckgebirge (Fränkisches Schichtstufenland)

Das nordbayerische Deckgebirge besteht aus diagenetisch verfestigten Sedimenten unterschiedlicher Genese (klastische und chemische Sedimente) und Zusammensetzung (karbonatreiche und silikatreiche Gesteine); es war keinen Faltungsvorgängen unterworfen. Der Ablagerungszeitraum umfaßt die erdgeschichtlichen Perioden Perm, Trias, Jura und Kreide (BayStMWV 1978). Die ältesten Gesteine finden sich im Nordwesten, die jüngsten Gesteinsbildungen im Südosten des Bayerischen Schichtstufenlandes. Die Gesteinsschichten fallen von Nordwesten nach Südosten ein und bilden jeweils an ihrer nordwestlichen Kante eine mehr oder minder ausge-

Tabelle 1/2

Die prozentual am stärksten am Aufbau von Basalt beteiligten Stoffe (MÜCKENHAUSEN 1977, DIMROTH et al. 1965)

Bestandteil	Prozent Feldspatbasalt (Basalt i.e.S.)	Nephelinbasalt
SiO ₂	48,80	39,20
Al ₂ O ₃	15,80	11,23
CaO	8,90	12,89
FeO und Fe ₂ O ₃	12,00	14,50
MgO	6,00	12,61

Tabelle 1/3

Die prozentual am stärksten am Aufbau von Sandsteinen und Grauwacken beteiligten Stoffe (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1979:8)

Bestandteil	Sandstein	Grauwacke
SiO ₂	79,50	69,00
Al ₂ O ₃	9,20	11,00
Fe ₂ O ₃	3,60	2,60
MgO	0,70	4,00
K ₂ O	4,50	1,70

1.3.2 Entstehung ausgewählter Gesteinsarten

Die Beschreibung der Entstehung aller in Bayern abgebauten Gesteine würde den Rahmen dieser Arbeit sprengen; daher werden im folgenden nur die wichtigsten Gesteinsarten herausgegriffen und kurz charakterisiert.

(1) Karbonatgesteine (außer Gips und Marmor)

Die Entstehung von Kalk- (CaCO₃) und Dolomitgesteinen (CaMg(CO₃)₂) kann auf chemische Sedimentation, aber auch auf biogene Vorgänge (Korallen) zurückzuführen sein (Fossil-Kalke). Zu unterscheiden sind Kalksteine mit mehr als 70% Kalziumkarbonatanteil und Kalkmergel mit 10-70% Kalziumkarbonatanteilen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1979: 8). Karbonatgesteine mit einem Anteil von mehr als 50% des Minerals Dolomit werden als Dolomite bezeichnet. Dabei entspricht der Gehalt an Magnesium etwa 6,5% (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1979:8). Dolomit existiert in Bayern in Form von sekundärem Dolomit, der durch Diagenese entstanden ist. Dabei wird Magnesium in die Kalk-Poren eingelagert.

(2) Gips

Gips (CaSO₄ x 2 H₂O) und Anhydrit (CaSO₄) sind chemische Sedimente marinen Ursprungs. Sie sind Evaporite, d.h. Gesteine, die sich hauptsächlich aus

leicht löslichen Salzmineralen aufbauen und sich aus eindampfenden wässrigen Lösungen abgeschieden haben. Die Verdampfung erfolgte in flachen Meeresbecken unter trockenen und heißen Klimabedingungen (Entstehung der bayerischen Lagerstätten vorwiegend im Trias-Zeitalter). Durch geologisch-physikalische Vorgänge (v.a. Erwärmung in der Tiefe) kann Gips in Anhydrit, durch Kontakt mit Niederschlagswasser Anhydrit wieder in Gips umgewandelt werden. Gipslagerstätten überlagern daher in der Regel Anhydritlagerstätten und sind meist von nur geringer Mächtigkeit. Sie sind - in geologischen Zeiträumen betrachtet - der Auswaschung ausgesetzt (BayStMWV 1978).

(3) Vulkanische Förderprodukte (Basalte, Diabase u.ä.)

Basalte und Diabase sind vulkanische Förderprodukte mit unterschiedlichen Anteilen der an ihrem Aufbau beteiligten Stoffgruppen. Vor allem die Anteile an Feldspat und SiO₂ können variieren und Bodenreaktion und Nährstoffverfügbarkeit beeinflussen. Gemeinhin können saure vulkanische Gesteine (Si-Anteil 65%) und basische Gesteine (Si-Anteil < 52% - NIGGLER 1979) sowie intermediäre Gesteine unterschieden werden.

Die sauren vulkanischen Gesteine älterer Förderperioden werden als Diabas bezeichnet. Unter Diabas versteht man Basalte, in denen "die Plagioklase in verschiedene wasserhaltige Kalkalumosilikate, die Pyroxene und Olivin in Serpentin umgewandelt [wurden]" (RICHTER 1986). Metamorphe Gesteine älterer vulkanischer Tätigkeit sind Serpentin, Pikrit, Eklogit ("Ultrasite") und Gabbro.

Der Sammelbegriff Basalt umfaßt Gesteine aus tertiärer vulkanischer Tätigkeit, die sich im Chemismus unterscheiden können, insgesamt jedoch zu den basischen vulkanischen Gesteinen zählen (vgl. Tab. 1/2). Zu unterscheiden sind als wichtigste Vertreter Feldspatbasalte (Basalt i.e.S.), Nephelinbasalte und Nephelinite (MÜLLER 1984). Durch relativ schnell vor sich gehende Erstarrungsvorgänge ist das Material feinkörnig (RICHTER 1986). Bei vulkanischen Förderprodukten in Form von Lava bilden sich Schwundrisse; unter optimalen Bedingungen kommt es zur Ausbildung von Säulenbasalten (Rhön). Am Meeresboden ausfließende Förderprodukte führen zur Entstehung von sog. Kissenlava (kleinräumig bei Diabasen im Frankenwald).

(4) Sandsteine und Grauwacken

Sandsteine und Grauwacken sind verfestigte Trümmergesteine; sie gehören zu den sog. klastischen Sedimenten. Sandsteine bestehen hauptsächlich aus verkitteten Quarzkörnern, denen weitere Silikate (z.B. Glimmer und Feldspate) untergeordnet beigemischt sind. Grauwacken haben dagegen einen hohen Feldspat-Anteil (s. Tab. 1/3). Die z.T. auffällige Färbung des Sandsteins ist auf Beimischung verschiedener Minerale zurückzuführen. Für die rote Färbung des Buntsandsteins sind beträchtliche Mengen an eingelagertem Hämatit und Goethit verantwortlich. Grünsandsteine ("Regensburger Grünsandstein") enthalten dagegen Glaukonit (RICHTER 1986).

(5) Granite

Granite sind Plutonite, d.h. Gesteine, die durch Erstarrung von Magmen unter der Erdoberfläche entstanden sind. Ihr Gefüge und ihr Chemismus werden von der Abkühlungsgeschwindigkeit und der Zusammensetzung des Magmas bestimmt. Tiefengesteine, die nur sehr langsam abkühlen, sind hauptsächlich grob bis mittelkörnig, in Bereichen schneller Abkühlung ist das Gestein feinkörniger. Durch Erstarrungsvorgänge entstehen regelmäßige Systeme von Klüften, die sich in drei Dimensionen durch das Gestein erstrecken. Sie bedingen die gute Teilbarkeit der Tiefengesteine. Durch Druckentlastung bei der Abtragung der Deckgesteine reißen die Fugen parallel zur Erdoberfläche auf. Zusammen mit den Längs- und Querklüften kann dies zur "Woll-sack-Verwitterung" führen (RICHTER 1986). Die am Aufbau des Granits beteiligten Bestandteile zeigt Tab. 1/4. Die Reihenfolge der Ausscheidung der einzelnen Bestandteile unterliegt klaren Gesetzmäßigkeiten.

(6) Gneise und andere Metamorphite

Die Gesteinsmetamorphose unterliegt zwei Komponenten: Druck und Temperatur (die jedoch nicht den Schmelzpunkt erreicht). Durch das Zusammenspiel beider Faktoren können aus vorhandenen Ausgangsgesteinen deren Metamorphite hervorgehen (bei Sedimenten als Ausgangsgestein spricht man bei deren Metamorphiten von Paragesteinen, bei Magmatiten als Ausgangsgestein von Orthogesteinen). Höhe der Temperatur und Ausrichtung des Druckes bestimmen neben dem Ausgangsgestein in wesentlichem Maße das "Endprodukt" (Tab. 1/5, RICHTER 1986, BRINKMANN 1980).

1.4 Pflanzenwelt

Im Gegensatz zu den "klassischen" Biotoptypen sind Untersuchungen über die Vegetation der Steinbrüche selten. Vegetation und Sukzession der Steinbrüche sind nur in Einzelfällen - beispielsweise in Kalkbrüchen der Schwäbischen und Fränkischen Alb (POSCHLOD 1984, unpubl., POSCHLOD &

Tabelle 1/4

Die prozentual am stärksten am Aufbau von Granit beteiligten Stoffe (MÜCKENHAUSEN 1977)

Bestandteil	Prozent
SiO ₂	72,00
Al ₂ O ₃	13,10
K ₂ O	4,8
Na ₂ O	3,5

MUHLE 1985, POSCHLOD 1987, unpubl., KUGLER 1989, unpubl.) oder in Gipsbrüchen des Harzes (ZUNDEL & FIESELER 1988), gut dokumentiert. Für einige Gesteinsarten liegen so gut wie keine Untersuchungen vor (Schiefer, Urkalk), für andere nur kurze Notizen (Diabas, Grauwacke, Dolomit). Eine weitere Schwierigkeit für die Auswertung des vorliegenden Materials bestand in dessen Uneinheitlichkeit. In manchen Fällen konnten ausschließlich Artenlisten ausgewertet werden, in anderen Fällen wurde die Vegetation auf Assoziationsebene diskutiert. Diese Uneinheitlichkeit spiegelt sich zwangsläufig auch in der vorliegenden Arbeit wider. Die Bezeichnung der Vegetationseinheiten erfolgt durchgehend in Anlehnung an die einzelnen AutorInnen. Häufig taucht - hauptsächlich bei den Arbeiten von POSCHLOD - die Bezeichnung "Vegetationsgemeinschaft" auf, was als Indiz für noch unvollständig ausgebildete und daher nur schwer in das pflanzensoziologische System einzuordnende Einheiten zu werten ist. KUGLER (1989, unpubl.) arbeitet in entsprechenden Fällen mit dem Begriff der "Basalgemeinschaft" (KOPECKY & HEJNY 1978, zit. in KUGLER 1989, unpubl.).

Der Versuch, anhand der verschiedenen Untersuchungen ein Sukzessionsschema für einzelne Gesteinsarten und Standorte zu erstellen, warf weitere Probleme auf. Diese resultieren aus dem methodischen Ansatz der ausgewerteten Untersuchungen, die sich meist nur über einen relativ kurzen Zeitraum erstreckten (jedenfalls im Verhältnis zum Sukzessi-

Tabelle 1/5

Beispiele für die Abhängigkeit der Metamorphose von Ausgangsgestein, Druck und Temperatur (RICHTER 1986, stark verändert)

Temperatur	niedrig	hoch	hoch
Einseitiger Druck	stark	mittel	schwach
Tonstein	Phyllit	Paragneis	Paragneis
Granit	Quarzphyllit	Glimmerschiefer	Orthogneis
Kalkmergel	Kalkphyllit	Kalkglimmerschiefer	Kalksilikat-Fels
Kalkstein	Marmor	Marmor	Marmor
Quarzsandstein	Quarzit	Quarzit	Quarzit
Kohle	Graphit	Graphit	Graphit

Tabelle 1/6

Pflanzensoziologische Einordnung der Steinbruchvegetation auf unterschiedlichen Ausgangsgesteinen; Werte in % (Auswertung der Arbeiten von WARTNER 1983, POSCHLOD & MUHLE 1984, POSCHLOD 1987, BRÄU & LIPSKY 1988, unpubl.)

Vegetationstyp	ZM	PK	TM	MI	HA	BW
<u>Süßwasservegetation</u>						
LEMNETEA			-	0,5	0,6	-
POTAMOGETONETEA			-	-	-	0,5
PHRAGMITETEA			-	3,0	3,0	5,1
MONTIO-CARDAMINETEA			-	-	-	0,5
SCHEUCHZERIO-CARICETEA FUSCAE			-	-	0,5	0,6
<u>Krautige Vegetation oft gestörter Plätze</u>						
ISOETO-NANOJUNCETEA			0,5	-	0,6	1,0
BIDENTETEA			-	-	1,2	2,0
CHENOPODIETEA	5,1	5,7	7,6	3,4	3,6	7,1
SECALIETEA	0,6		2,8	1,0	0,6	1,5
ARTEMISIETEA	4,0	5,7	5,2	5,4	6,7	8,1
AGROPYRETEA	1,1	2,0	2,4	-	-	0,5
PLANTAGINETEA	3,4	3,6	3,3	3,4	4,8	3,0
<u>Steinfluren und alpine Rasen</u>						
ASPLENIETEA	1,1	2,0	1,0	2,0	1,8	1,0
THLASPIETEA	0,6	2,0	1,4	1,5	1,2	1,0
<u>Anthropo-zoogene Heiden und Wiesen</u>						
NARDO-CALLUNETEA	1,7	1,0	1,4	4,4	4,2	4,0
SEDO-SCLERANTHETEA	2,3	5,7	4,3	2,4	3,6	3,5
FESTUCO-BROMETEA	19,9	16,4	15,7	8,3	3,9	1,0
MOL.-ARRHENATHERETEA	18,7	11,8	17,7	15,6	17,6	22,2
<u>Waldnahe Staudenfluren und Gebüsche</u>						
TRIFOLIO-GERANIETEA	7,4	8,7	7,1	3,9	1,8	2,5
EPILOBIETEA ANGUST.	2,3	3,6	4,8	3,4	4,8	6,1
<u>Nadelwälder</u>						
ERICO-PINETEA	1,1	2,0	1,0	0,5	0,6	1,0
VACCINIO-PICEETEA	4,0	2,0	1,0	1,0	0,6	1,0
<u>Laubwälder</u>						
SALICETEA PURPUREAE	1,1	0,5	-	0,5	0,6	-
ALNETEA GLUTINOSAE			-	1,0	1,2	1,0
QUERC. ROB.-PETR.	1,7	1,5	1,9	2,4	2,4	1,5
QUERCO-FAGETEA	12,5	16,9	12,9	15,1	10,9	8,1
Indifferent	10,8	8,9	8,1	20,4	24,0	13,6
Gesamt	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
Artenzahl (= 100%)	176	195	210	205	165	198
ZM: Zementmergel (5 Steinbrüche) PK: Solnhofener Plattenkalke (4 Steinbrüche) TM: Treuchtlinger "Marmor" (23 Steinbrüche) MI: Miltenberger Buntsandstein (10 Steinbrüche) HA: Granitbrüche um Hauzenberg (12 Steinbrüche) BW: Granitbrüche des Bayerischen Waldes (24 Steinbrüche)						

onsablauf). Sukzessionsabläufe wurden in diesen Arbeiten meist durch deduktive Ableitung, d.h. aus der gleichzeitigen Betrachtung verschieden alter Entwicklungsstadien konstruiert. Eine Überprüfung der auf diese Weise erzielten Arbeitshypothesen durch eine induktive Vorgehensweise, d.h. die Betrachtung bestimmter Flächen über einen längeren Zeitraum hinweg (Dauerbeobachtungsflächen), steht noch aus.

In Steinbrüchen finden sich Lebensräume mit den unterschiedlichsten Standortbedingungen auf engstem Raum, dementsprechend weit ist auch das Spektrum der Pflanzenarten, die diese Teillebensräume und die unterschiedlichen Mikrostandorte besiedeln.

Das Ausgangsgestein ist der entscheidende Faktor für die Ausbildung einer Pflanzengemeinschaft. Dies schlägt sich in den unterschiedlichen Anteilen der Vegetationsklassen auf den verschiedenen Ausgangsgesteinen nieder (s. Tab.1/6, S. 24).

Der Auswertung liegen Untersuchungen von POSCHLOD (1987, Treuchtlinger Marmor, Solnhofener Plattenkalk), POSCHLOD & MUHLE (1984, Kalkmergel), BRÄU & LIPSKY (unpubl.; Granitbrüche des Bayerischen Waldes) und WARTNER (1983; Buntsandsteinbrüche bei Miltenberg, Granitbrüche bei Hauzenberg/Bayer. Wald) zugrunde.

Die regelmäßig höchsten Anteile in fast allen Steinbrüchen verzeichnet die Klasse MOLINIO-ARRHENATHERETEA. Erwartungsgemäß tritt sie nur in den Plattenkalkbrüchen, bei denen keine oder fast keine Bodenbildung erkennbar ist, zugunsten der Klasse FESTUCO-BROMETEA zurück. Bei anderen Gesellschaften ist eine deutliche Polarisierung in bezug auf das Ausgangsgestein zu erkennen.

Ganz besonders deutlich wird dies im Vergleich zwischen Granit- und Kalkgestein. Eine Reihe von Gesellschaften ist in Granitbrüchen stärker vertreten als in Kalkbrüchen, so z.B. die Klassen ARTEMISIETEA, NARDO-CALLUNETEA und EPILOBIETEA ANGSTIFOLIAE. Der gegenteilige Fall, nämlich ein überproportionales Auftreten in Kalkbrüchen, ist bei Arten der Klasse TRIFOLIO-GERANIETEA und in aller Deutlichkeit bei Arten der Klasse FESTUCO-BROMETEA zu beobachten. Letzteres ist leicht verständlich, da diese Gesellschaft ihren Verbreitungsschwerpunkt auf basenreichen Standorten hat. Ebenso sind Arten der Klasse AGROPYRETEA, der ruderalen Pionier-Trockenrasen, überwiegend auf Kalkstandorten zu finden.

Granitbrüche verzeichnen den höchsten Anteil an indifferenten Arten. Die untersuchten Buntsandsteinbrüche nehmen hinsichtlich der prozentualen Zuordnung der Arten zu den einzelnen Pflanzengesellschaften eine Mittelstellung zwischen Granit- und Kalkbrüchen ein.

Ebenso interessant wie der Anteil der Vegetationsklassen am Aufbau der Vegetation auf unterschiedlichem Ausgangsgestein ist die Frage nach der Vollständigkeit der Artenausstattung in den einzelnen Gesellschaften auf Sekundärstandorten. Hervorzu-

heben ist, daß nur in wenigen Gesellschaften das vollständige Artenspektrum, das auch am natürlichen Standort anzutreffen ist, erwartet werden darf.

1.4.1 Besiedelungsmechanismen

Für die Besiedelung von Steinbrüchen durch Pflanzen sind in der Hauptsache zwei Parameter verantwortlich:

- Keimbedingungen und Keimfähigkeit der einzelnen Arten (auch in Abhängigkeit vom Ausgangsgestein);
- die Entfernung der zu besiedelnden Fläche von vorhandenen "Lieferbiotopen" bzw. dem Ausbreitungsvermögen der einzelnen Arten.

Aus den Arbeiten von SKALLER (zit. in PARK 1982) geht hervor, daß nicht die Verfügbarkeit und der Eintrag von Samen, sondern die dem Sameneintrag nachfolgenden Ereignisse die limitierenden Faktoren für den Besiedelungsprozess darstellen ("[...] it was concluded that seed input was not a limiting factor in the colonisation process but rather events following the arrival of seeds on the soil surface" - PARK 1982). Wichtig für die Überlebens- und Keimungschancen eines Samens sind in erster Linie die aktuellen klimatischen Bedingungen, vor allem die verfügbare Feuchtigkeit. Dies veranschaulicht **Abb. 1/6** (S. 26). Eine Trockenperiode führte im Juni und Juli 1979 dazu, daß ein Großteil der Keimlinge (verschiedene Arten auf fünf Beobachtungsflächen) abstarben. 1980 erreichten die Keimlinge wegen der günstigeren Feuchteverhältnisse eine höhere Überlebensrate. Dies bestätigt die Erkenntnis von EGLER (1977, zit. in HABER 1983), daß die "Zusammensetzung oder Entwicklung von Ökosystemen [...] stärker durch Katastrophen, d.h. durch Standortdynamik 3.Grades [...] als durch andere standörtliche Vorgänge bestimmt" wird.

Die klimatischen Verhältnisse spielen eine um so größere Rolle bei der Besiedelung, je enger zeitlich begrenzt die Keimfähigkeit eines Samens ist und je stärker eine Art auf die generative Vermehrung (Therophyten) angewiesen ist (HUMPHRIES 1982).

Als weiterer kritischer Parameter - der sich hingegen erst in einer späteren Wachstumsphase bemerkbar macht - entpuppt sich die Nährstoffversorgung, was sich sowohl in kleineren Populationen als auch in der Eliminierung einzelner Arten ausdrücken kann ("Low resource levels can result in small populations even if there has been a high recruitment from seed. As species differ in their response to resource level, then the level of resource may act selectively to eliminate individual species" HUMPHRIES 1982). Den Forschungen von MÜLLER (1985) zufolge lassen sich - speziell in späteren Phasen der Keimlingsentwicklung - Bodenverdichtungen als Faktoren ansprechen, die selektierend auf die Artenzusammensetzung wirken.

Die Vegetation von Steinbrüchen reflektiert also in starkem Maß die Fähigkeit der einzelnen Arten, sich längerfristig auf ungünstige Lebensbedingungen

einzustellen ("K-Strategen") oder die Fähigkeit, kurzfristig auf zeitweise gute Umweltbedingungen ("R-Strategen") zu reagieren. Dies erklärt die Tatsache, daß in Steinbrüchen vorwiegend Arten zu finden sind, für die folgendes zutrifft:

- Sie können rasch die für sie günstigen Umweltbedingungen nützen, d.h. sie verfügen über effektive, distanzüberwindende Ausbreitungsmechanismen. Hier bestimmt weitgehend der Zufall, welche Art in den Steinbruch einwandert (vgl. HABER 1983). Ihre Konstanz ist jedoch relativ gering.
Beispiele hierfür liefern die Untersuchungen von WOLF (1985): Auf kiesig-sandigen Rohböden konnten sich relativ rasch Arten mit den Schwerpunkten in Segetal-, Ruderal-, Saum- und Waldverlichtungsgesellschaften ausbreiten. Ihr Artenmaximum wurde 2 Jahre nach der Nutzungsauflassung mit 27 Arten erreicht; nach 17 Jahren waren nur noch 7 Arten aus dieser Artengruppe vorhanden. Ebenso sank innerhalb des gleichen Zeitraums die Zahl der Grünlandarten von 10 auf 4 Arten ab.
- Sie sind bereits an ihrem Primärstandort an extreme Bedingungen angepaßt. Ihre Einwanderung in den Steinbruch ist eine Frage der Zeit und der Nähe des Lieferbiotops. Sie ist nicht im

eigentlichen Sinne zufallsbedingt. Wo zwischen Primärstandort und dem Sekundärstandort "Steinbruch" nur geringe Entfernungen zu überwinden sind, wird der Einfluß der zweiten Gruppe besonders deutlich. Es finden sich bereits in kurzer Zeit entsprechende Arten ein. POSCHLOD & MUHLE (1985) berichten von einem Fall, in dem sich ein Trockenrasen in einem Steinbruch in seiner typischen Ausbildung bereits nach 25 - 30 Jahren entwickelt hatte, wobei die entsprechenden primären Vegetationseinheiten unmittelbar an den Steinbruch angrenzten.

Wesentlich für eine mögliche Besiedelung ist hingegen nicht nur die Entfernung als solche, sondern auch die Strukturierung der Flächen, die Primärstandort und Steinbruch trennen. Je mehr sich der Lieferbiotop und die dazwischenliegenden Flächen in Klima, Licht- und Wasserhaushalt unterscheiden, desto mehr kommt der dazwischenliegenden Fläche eine Rolle als Ausbreitungshindernis zu. Ein Wald beispielsweise stellt für die Verbreitung von Arten der Trockenrasen eine ernstzunehmende Barriere dar, während von landwirtschaftlichen Nutzflächen vermutlich ein geringerer Ausbreitungswiderstand ausgeht (POSCHLOD 1990, mdl.). Arten, die durch den Wind verbreitet werden, besiedeln Rohböden am schnellsten. Zu unterscheiden sind u.a. Ballon-

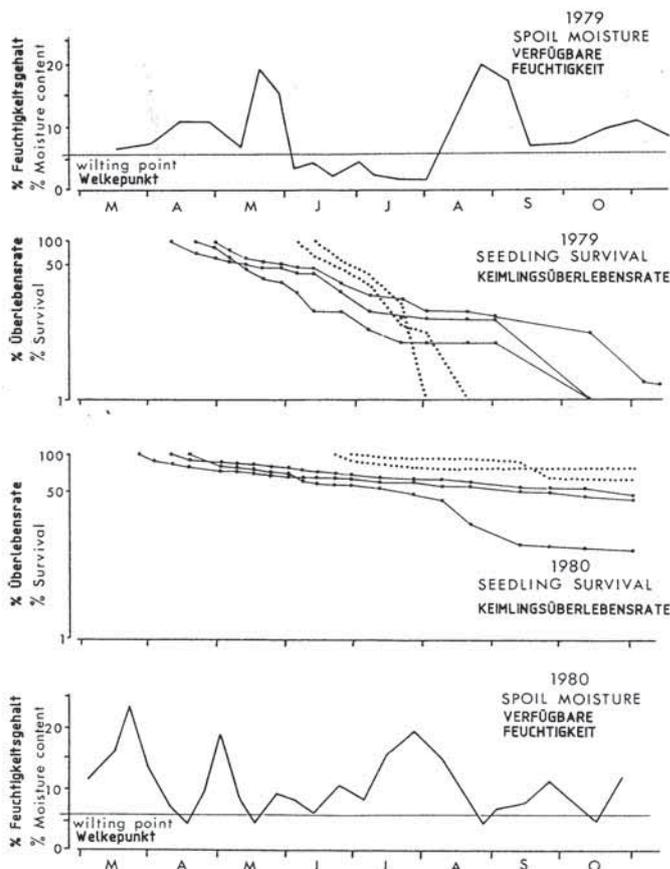


Abbildung 1/6

Überlebensrate von Keimlingen in fünf Dauersquadraten in Abhängigkeit von der verfügbaren Feuchtigkeit in zwei verschiedenen Jahren (SKALLER, zit. in PARK 1982)

Tabelle 1/7

Haarschirmflieger (Beispiele)

<i>Salix spec.</i>	<i>Populus spec.</i>
<i>Hieracium spec.</i>	<i>Carduus spec.</i>
<i>Cirsium spec.</i>	<i>Epilobium spec.</i>
<i>Sonchus spec.</i>	<i>Tussilago farfara</i>

Tabelle 1/8

Abhängigkeit des Anteils windverbreiteter Arten von der Dauer der Nutzungsaufgabe (nach POSCHLOD 1984, WOLF 1985)

Jahre seit der Nutzungsaufgabe	Anteil der windverbreiteten Arten (in Prozent)	
	1984	1985
3	97,3	95
5	89,7	k.A.
10	88,9	k.A.
15	85,8	85

flieger (z.B. Orchideen) und Haarschirmflieger (Tab. 1/7).

Bestimmte Arten, deren Verbreitungsmechanismus eine Ausbreitung nur in sehr geringem Umfang zuläßt, finden sich nur dann in Steinbrüchen ein, wenn Bestände unmittelbar an den Steinbruch angrenzen.

Der Anteil der windverbreiteten Arten ist am Beginn der Sukzession besonders hoch und nimmt - je weiter die Sukzession voranschreitet - mehr oder weniger beständig ab (s. Tab. 1/8).

Bei der durch Ameisen verbreiteten *Carex humilis* reicht bereits ein trennender Feldweg oder ein Ge-

büschaum aus, um mit großer Sicherheit die Ansiedlung der Art auf einer Steinbruchfläche zu verhindern (MEIEROTT 1989, mdl.). KAULE vermutet, daß die Arten der Kalkmagerrasen bei der Besiedelung neuer Standorte stärker auf einen direkten Kontakt mit diesen angewiesen sind. Ausnahmen sind die Pioniergesellschaften auf Kalk, die sich in annähernd kompletter Artenausstattung in Steinbrüchen einfinden können, auch ohne daß ein direkter Kontakt existiert (MOHR 1989, mdl.). Dies trifft z.B. auf das CERASTIETUM PUMILI und auf das GALIOPSIETUM ANGUSTIFOLIAE zu. In den Gesellschaften späterer Sukzessionsstadien fehlen auf Sekundärstandorten eine Reihe von Arten (Arten mit nur geringer Verbreitungsgeschwindigkeit, z.B. *Carex humilis*, oder standortkonservative Arten wie *Anthericum ramosum*). Arten der Sandmagerrasen dagegen benötigen "dank hoher Samenproduktion und Windverbreitung nur 1 bis 3 Jahre, um neue Standorte mit einer relativ hohen Artenzahl [...] zu besiedeln" (KAULE 1986: 407).

1.4.2 Arealtypenspektren in den Steinbrüchen (Verteilung unterschiedlicher Geoelemente)

Die Zuordnung der Arten zu den verschiedenen Florengewebieten verdeutlicht die unterschiedlichen Potentiale, die den Brüchen mit unterschiedlichen Ausgangsmaterialien auch aus arealgeographischer Sicht zukommt. **Es wird deutlich, daß Granit- und Kalkbrüche jeweils am äußersten Ende einer Skala stehen, die durch den geringsten bzw. höchsten Anteil an (sub-) mediterranen bzw. nordischen Florenelemente markiert wird.** Deutliche Unterschiede in der Florenelement-Ausstattung zwischen Brüchen mit verschiedenen Ausgangsmaterialien und in verschiedenen Naturräumen belegt auch die Untersuchung von WARTNER (1983) (s. Tab. 1/9).

Die detaillierte Auswertung (Tab. 1/10, S. 28 bis Tab. 1/12, S. 31) zielt vor allem darauf ab, die Grundlagen für die verschiedenen Entwicklungsziele

Tabelle 1/9

Zugehörigkeit der Arten zu den Florengewebieten (WARTNER 1983) (Arten, die mehreren Florengewebieten angehören, wurden mehrfach zugeordnet; Werte in %)

Florengewebiet	1	2	3
(no-) eurasisch-subozeanisch	47	37	30
(no-) eurasisch	29	28	23
präalpin	6	2	5
submediterran	45	56	64
gem.-kontinental bis kontinental	7	14	21
subatlantisch	14	14	16

1: Granit (Hauzenberg)
2: Buntsandstein (Miltenberg)
3: Jurakalk (Treuchtlingen - Pappenheim)

Tabelle 1/10

In Kalkbrüchen vorkommende Arten mit über das eurassubozeanische Florengebiet hinausreichenden Arealen oder Schwerpunkten in diesen

Nordisch (nordisch-eurasisch)	
<i>Cerastium fontanum</i>	<i>Epilobium angustifolium</i>
<i>Maianthemum bifolium</i>	<i>Moneses uniflora</i>
<i>Orthilia secunda</i>	<i>Pyrola rotundifolia</i>
<i>Potentilla anserina</i>	<i>Gymnadenia conopsea</i>
<i>Carex ericetorum</i>	
Nordisch-präalpin (arktisch-präalpin)	
<i>Alchemilla monticola</i>	<i>Gymnocarpium robertianum</i>
<i>Senecio nemorensis</i>	<i>Saxifraga decipiens</i>
Präalpin	
<i>Crepis alpestris</i>	<i>Polygala chamaebuxus</i>
<i>Thesium bavarum</i>	<i>Gentiana verna</i>
<i>Carlina acaulis</i>	<i>Gentiana germanica</i>
<i>Thesium pyrenaicum</i>	
Präalpin-submediterrän (1: Präalpin-gemäßigt kontinental)	
<i>Cirsium eriophorum</i>	<i>Galeopsis angustifolia</i>
<i>Gentianella ciliata</i>	<i>Luzula luzuloides</i>
<i>Buphtalmum salicifolium</i>	<i>Allium carinatum</i>
Submediterrän	
<i>Aphanes arvensis</i>	<i>Asperula cynanchica</i>
<i>Alyssum alyssoides</i>	<i>Bromus erectus</i>
<i>Bromus sterilis</i>	<i>Cerastium brachypetalum</i>
<i>Chaenorrhinum minus</i>	<i>Cornus sanguinea</i>
<i>Dianthus carthusianorum</i>	<i>Euphorbia cyparissias</i>
<i>Euphorbia verrucosa</i>	<i>Hippocrepis comosa</i>
<i>Ligustrum vulgare</i>	<i>Lactuca virosa</i>
<i>Minuartia hybrida</i>	<i>Melica ciliata</i>
<i>Sedum reflexum</i>	<i>Stachys recta</i>
<i>Teucrium montanum</i>	<i>Vicia villosa</i>
<i>Linum tenuifolium</i>	<i>Linum austriacum</i>
<i>Petrorhagia saxifraga</i>	<i>Peucedanum carvifolia</i>
<i>Stachys germanica</i>	<i>Thlaspi perfoliatum</i>
<i>Lithospermum purpureoaeeruleum</i>	
Submediterrän-kontinental (submediterrän-gemäßigt kontinental)	
<i>Aquilegia vulgaris</i>	<i>Campanula rapunculoides</i>
<i>Coronilla varia</i>	<i>Cephalanthera rubra</i>
<i>Campanula persicifolia</i>	<i>Carex humilis</i>
<i>Galeopsis pubescens</i>	<i>Geranium sanguineum</i>
<i>Polygala amarella</i>	<i>Polygala comosa</i>
<i>Sedum sexangulare</i>	<i>Sedum maximum</i>
<i>Trifolium alpestre</i>	<i>Trifolium montanum</i>
<i>Verbascum lychnitis</i>	<i>Aster linosyris</i>
<i>Verbascum phlomoides</i>	
Submediterrän-mediterrän	
<i>Althaea hirsuta</i>	<i>Caucalis platycarpus</i>
<i>Crepis taraxacifolia</i>	<i>Dipsacus sylvestris</i>
<i>Juncus inflexus</i>	<i>Saxifraga tridactylites</i>
<i>Teucrium chamaedrys</i>	<i>Legousia speculum-veneris</i>
<i>Eryngium campestre</i>	<i>Galium tricornerutum</i>
Mediterrän-kontinental	
<i>Chenopodium vulvaria</i>	<i>Xanthium strumarium</i>
Kontinental-gemäßigt kontinental	
<i>Anthericum ramosum</i>	<i>Crepis biennis</i>
<i>Cadus acanthoides</i>	<i>Digitalis gradiflora</i>
<i>Dactylis polygama</i>	<i>Erysimum odoratum</i>
<i>Fragaria moschata</i>	<i>Matricaria inodora</i>
<i>Pulsatilla vulgaris</i>	<i>Potentilla heptaphylla</i>
<i>Pulmonaria obscura</i>	<i>Prunella grandiflora</i>
<i>Trifolium aureum</i>	<i>Valeriana wallrothii</i>
<i>Gypsophila muralis</i>	<i>Veronica spicata</i>
<i>Geranium pratense</i>	<i>Scabiosa canescens</i>
<i>Thesium linophyllum</i>	<i>Trifolium rubens</i>

Fortsetzung Tabelle 10

<i>Aster amellus</i>	<i>Seseli anuum</i>
<i>Camelina sativa</i>	<i>Inula hirta</i>
<i>Gentiana cruciata</i>	
Submediterran- eurasisch	
<i>Anthemis tinctoria</i>	<i>Asplenium ruta-muraria</i>
<i>Ajuga genevensis</i>	<i>Arabis hirsuta</i>
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	<i>Barbarea vulgaris</i>
<i>Calamintha acinos</i>	<i>Clinopodium vulgare</i>
<i>Carduus nutans</i>	<i>Epilobium adnatum</i>
<i>Echium vulgare</i>	<i>Geranium columbinum</i>
<i>Galium spurium</i>	<i>Geranium pusillum</i>
<i>Hypericum hirsutum</i>	<i>Lactuca serriola</i>
<i>Malva sylvestris</i>	<i>Medicago lupulina</i>
<i>Myosotis ramosissima</i>	<i>Medicago falcata</i>
<i>Origanum vulgare</i>	<i>Picris hieracioides</i>
<i>Senecio erucifolius</i>	<i>Saponaria officinalis</i>
<i>Senecio vulgaris</i>	<i>Turritis glabra</i>
<i>Orobanche lutea</i>	<i>Orchis militaris</i>
<i>Campanula glomerata</i>	<i>Dictamnus albus</i>
<i>Peucedanum cervicaria</i>	<i>Centaureum pulchellum</i>
<i>Carduus nutans</i>	
Submediterran-subatlantisch	
<i>Allium vineale</i>	<i>Anthyllis vulneraria</i>
<i>Centaureum erythraea</i>	<i>Cephalanthera damasonium</i>
<i>Cerastium pumilum</i>	<i>Carlina vulgaris</i>
<i>Cirsium acaule</i>	<i>Geranium dissectum</i>
<i>Galium pumilum</i>	<i>Hedera helix</i>
<i>Hypericum montanum</i>	<i>Hieracium sabaudum</i>
<i>Koeleria pyramidata</i>	<i>Mycelis muralis</i>
<i>Petrorrhagia prolifera</i>	<i>Potentilla tabernaemontani</i>
<i>Rosa arvensis</i>	<i>Saxifraga granulata</i>
<i>Sedum album</i>	<i>Trifolium campestre</i>
<i>Teucrium botrys</i>	<i>Trinia glauca</i>
<i>Lactuca virosa</i>	<i>Rosa micrantha</i>
<i>Cirsium tuberosum</i>	<i>Teesdalia nudicaulis</i>
<i>Epipactis purpurata</i>	<i>Bryonia dioica</i>
Subatlantisch	
<i>Alchemilla xanthochlora</i>	

le und -schwerpunkte in Steinbrüchen mit unterschiedlichem Ausgangsgestein zu verdeutlichen. Die Ergebnisse machen klar, daß eine stereotype Forderung z.B. nach flachgründigen, südexponierten Standorten als Entwicklungsmaxime für **sämtliche** Steinbrüche nicht den Zielen des Natur- und Artenschutzes entsprechen kann.

(1) Kalkbrüche

In den Kalkbrüchen erreichen vor allem jene Arten hohe Anteile, deren Verbreitungsareal die submediterrane Zone umfaßt oder die in dieser ihren Verbreitungsschwerpunkt haben (Tab. 1/10). Auch mediterrane und mediterran-kontinentale Florenelemente sind regelmäßig in Kalkbrüchen zu finden. Diese Florenelemente sind um so stärker an Kalkuntergrund gebunden, je nördlicher sie anzutreffen sind (wobei dies eine Folge der Konkurrenzverhältnisse ist). Die z.T. extremen Standortsituationen in Kalkbrüchen, d.h. die Flachgründigkeit der Böden, die geringe Wasserkapazität und andere Standortfaktoren, wirken selektierend auf die Pflanzenwelt, hauptsächlich in niederschlagsarmen Sommern. Hier genießen (sub-) mediterrane Arten einen Kon-

kurrenzvorteil, weil sie an diese Faktoren angepaßt sind und sich rasch zu regenerieren vermögen (ELLENBERG 1982:651).

(2) Sandsteinbrüche

Im Gegensatz zu Kalkbrüchen und auch zu Granitbrüchen spielen in Sandsteinbrüchen atlantische Florenelemente eine größere Rolle. Das Verhältnis zwischen den nordischen bzw der (sub-) mediterranen Arten ist relativ ausgeglichen (s. Tab. 1/11, S. 30).

(3) Granitbrüche

Die Häufung nordischer (nordisch-kontinentaler, nordisch-präalpiner) Elemente in Granitbrüchen (vgl. Tab. 1/12, S. 31) kann vermutlich als späte Folge nacheiszeitlicher Arealverschiebungen aufgefaßt werden: "Mit dem Rückgang der Eisschilde, wegen steigender Temperatur, setzte auch eine Sukzession zu einer geschlossenen Vegetationsdecke ein [...] Daher wurden die meisten hier behandelten Arten (Florenelemente mit nordischer Verbreitung - Anm. d. Verf.) auf wenige, ihnen ökologisch und physiologisch zusagende Standorte zurückgedrängt, wo sie nur einer geringen Konkurrenz ausgesetzt

Tabelle 1/11

In Sandsteinbrüchen vorkommende Arten mit über das eurassubozeanische Florengebiet hinausreichenden Verbreitungsarealen bzw. Verbreitungsschwerpunkt in diesen.

Nordisch (arktisch-alpin)	
<i>Cryptogramma crista</i>	<i>Dryopteris austriaca</i>
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	<i>Polystichum lonchitis</i>
Nordisch-eurasisch (nordisch-kontinental)	
<i>Pyrola rotundifolia</i>	<i>Antennaria dioica</i>
<i>Drosera rotundifolia</i>	<i>Eleocharis palustris</i>
<i>Athyrium filix-femina</i>	<i>Carex pallescens</i>
<i>Epilobium angustifolia</i>	<i>Equisetum palustre</i>
<i>Pyrola minor</i>	<i>Diphysium issleri</i>
<i>Diphysium complanatum s.s.</i>	<i>Orthilia secunda</i>
<i>Lycopodium clavatum</i>	
Nordisch-präalpin	
<i>Lycopodium annotinum</i>	<i>Luzula luzuloides</i>
<i>Huperzia selago</i>	
Präalpin-submediterrän	
<i>Senecio fuchsii</i>	
Submediterrän	
<i>Bromus erectus</i>	<i>Euphorbia cyparissias</i>
<i>Stachys recta</i>	<i>Festuca trichophylla</i>
<i>Sedum reflexum</i>	
Submediterrän-kontinental	
<i>Campanula cervicaria</i>	<i>Isatis tinctoria</i>
<i>Campanula persicifolia</i>	<i>Sedum maximum</i>
<i>Genista germanica</i>	<i>Geranium sanguineum</i>
<i>Bromus tectorum</i>	
Submediterrän-mediterrän (Smed-med-Kontinental)	
<i>Filago vulgaris</i>	<i>Filago arvensis</i>
<i>Lepidium campestre</i>	<i>Vulpia myuros</i>
<i>Senecio vulgaris</i>	<i>Vicia angustifolia</i>
Submediterrän-eurasisch	
<i>Barbarea vulgaris</i>	<i>Neottia nidus-avis</i>
<i>Origanum vulgare</i>	<i>Potentilla argentea</i>
<i>Vicia hirsuta</i>	<i>Medicago falcata</i>
<i>Medicago lupulina</i>	<i>Picris hieracioides</i>
<i>Senecio erucifolius</i>	
Submediterrän-subatlantisch	
<i>Cornus sanguinea</i>	<i>Asplenium adiantum-nigrum</i>
<i>Carlina vulgaris</i>	<i>Hieracium sabaudum</i>
<i>Potentilla tabernaemontani</i>	<i>Aira caryophylla</i>
<i>Hedera helix</i>	<i>Polystichum lobatum</i>
<i>Centaurea erythraea</i>	<i>Mycelis muralis</i>
<i>Saxifraga granulata</i>	<i>Senecio viscosus</i>
Subatlantisch	
<i>Genista pilosa</i>	<i>Galium hircynicum</i>
<i>Blechnum spicant</i>	<i>Aira praecox</i>
<i>Hypericum pulchrum</i>	<i>Teucrium scorodonia</i>
<i>Juncus squarrosus</i>	<i>Lycopodiella inundata</i>
<i>Pedicularis sylvatica</i>	<i>Digitalis purpurea</i>

Tabelle 1/12

In Granitbrüchen vorkommende Arten mit über das eurassubozeanische Florengebiet hinausreichenden Verbreitungsarealen oder Verbreitungsschwerpunkt in diesen.

Nordisch (nordisch-arktisch)	
<i>Eriophorum angustifolium</i>	<i>Epilobium palustre</i>
<i>Carex fusca</i>	<i>Carex leporina</i>
<i>Carex rostrata</i>	<i>Comarum palustre</i>
<i>Equisetum sylvaticum</i>	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>
Nordisch-eurasisch	
<i>Alopecurus geniculatus</i>	<i>Alopecurus aequalis</i>
<i>Athyrium filix-femina</i>	<i>Eleocharis palustris</i>
<i>Scutellaria galericulata</i>	<i>Equisetum arvense</i>
<i>Equisetum fluviatile</i>	<i>Equisetum palustre</i>
<i>Maianthemum bifolium</i>	<i>Carex canescens</i>
<i>Orthilia secunda</i>	<i>Pyrola minor</i>
<i>Antennaria dioica</i>	
Nordisch-kontinental	
<i>Ranunculus sceleratus</i>	<i>Diphysium complanatum</i> s.s.
<i>Diphysium issleri</i>	
Nordisch-präalpin	
<i>Nardus stricta</i>	<i>Epilobium collinum</i>
<i>Arnica montana</i>	<i>Alchemilla monticola</i>
<i>Alchemilla glaucescens</i>	<i>Hieracium bifidum</i>
<i>Vaccinium uliginosum</i>	<i>Huperzia selago</i>
<i>Lycopodium annotinum</i>	<i>Melampyrum sylvaticum</i>
<i>Stellaria nemorum</i>	<i>Asplenium septentrionale</i>
Präalpin	
<i>Calamagrostis villosa</i>	<i>Lonicera nigra</i>
<i>Erica carnea</i>	
Präalpin-submediterrän	
<i>Prenanthes purpurea</i>	
Submediterrän	
<i>Chrysanthemum parthenicum</i>	<i>Veronica triphyllos</i>
Submediterrän-eurasisch (submediterrän-kontinental)	
<i>Calamintha acinos</i>	<i>Turritis glabra</i>
<i>Euphorbia cyparissias</i>	<i>Matricaria chamomilla</i>
<i>Galeopsis pubescens</i>	<i>Scleranthus perennis</i>
<i>Verbascum lychnitis</i>	<i>Sedum maximum</i>
<i>Arabidopsis thaliana</i>	<i>Lithospermum arvense</i>
<i>Myosotis stricta</i>	
Submediterrän-subatlantisch	
<i>Anthyllis vulneraria</i>	<i>Hieracium sabaudum</i>
<i>Senecio fuchsii</i>	<i>Filago minima</i>
<i>Clinopodium vulgare</i>	<i>Jasione montana</i>
<i>Senecio viscosus</i>	<i>Saxifraga granulata</i>
<i>Phyteuma spicatum</i>	
Submediterrän-mediterrän	
<i>Filago arvensis</i>	<i>Centaurium pulchellum</i>
<i>Raphanus raphanistrum</i>	
Kontinental-gemäßig kontinental	
<i>Hieracium bauginii</i>	<i>Digitalis grandiflora</i>
<i>Viscaria vulgaris</i>	<i>Carex brizoides</i>
<i>Centaurea stoebe</i>	<i>Melampyrum nemorosum</i>
<i>Genista germanica</i>	
Subatlantisch	
<i>Galium harcynicum</i>	

waren. Es sind in der Regel kühle, feuchte bis nasse, +/- nährstoffarme Biotope wie Kaltluftlöcher, Eiskeller und Blockhalden, nordexponierte Felswände, Quellfluren [...] (MILBRADT 1976).

Nordexponierte oder beschattete Steinbrüche können also unter geeigneten Umständen als Sekundärstandorte für Spezialstandorte in Frage kommen, die - wie z.B. im Bayerischen Wald - zur Zeit der größten Vereisung vergletschert waren und nach der Erwärmung Rückzugsgebiete für einstmals weitverbreitete Arten darstellten (ebd.).

1.4.3 Floristisch-vegetationskundliche Ausstattung unterschiedlicher Steinbruch- und Haldenstandorte

Die Pflanzenbesiedlung der verschiedenen Sukzessionsphasen in (ehemaligen) Steinbrüchen korrespondiert mit der jeweiligen Umgebung, enthält aber immer wieder auch zumindest aus örtlicher Sicht "steinbruchspezifische" Flechten-, Moos- und Gefäßpflanzenarten, ja sogar weithin einzigartige Vorkommen.

Größere, nicht mehr oder nur sporadisch genutzte Bruch- und Haldenareale sind floristisch-vegetationskundlich gesehen "Kleinlandschaften", deren standörtliche und syndynamische* Komplexität eine hohe Aufnahmekapazität für oligohemerobe** Arten und Pflanzengemeinschaften bedingt.

Natürlich differieren die Arten- und Gesellschaftsinventare und -potentiale sehr stark nach den Gesteins-, Verwitterungs- und Florengebietstypen. Die an dieser Stelle notgedrungen stark vereinfachende Darstellung nimmt eine Untergliederung nach Ausgangsgesteinen vor; sie gliedert sich also in Kalk- und Dolomit-, Gips-, Basalt- und Diabas-, Sandstein- und Grauwacken-, Granit- sowie Serpentinbrüche.

1.4.3.1 Kalk- und Dolomitbrüche

Kalkbrüche zählen zu den am besten untersuchten Steinbruchtypen. Hervorzuheben sind in erster Linie die Arbeiten von HENRION (1985), POSCHLOD & MUHLE (1985), POSCHLOD (1987) und KUGLER (1989, unpubl.). Für Dolomit liegt nur eine kurze Notiz im Rahmen der Arbeit von HENRION (1985) vor. Soweit eine weitergehende Differenzierung - hauptsächlich regionaler Art - des sehr umfangreichen Komplexes "Kalkbrüche" notwendig erscheint, wird im Text darauf hingewiesen.

Die Vegetation der Kalkbrüche umfaßt annähernd das gesamte Spektrum der natürlichen bzw. halbnatürlichen Kalk-Standorte mit Ausnahme gut ausgebildeter Quell- und Flachmoorstandorte. Während der nasse Flügel eher selten ist und die Einheiten nur fragmentarisch ausgebildet sind, zeigt sich ein deutlicher Schwerpunkt bei den Gesellschaften der

Trockenstandorte. Hier wird der höchste Artenreichtum und der höchste Anteil an seltenen und gefährdeten Arten erreicht. Den vorliegenden Untersuchungen zufolge scheint dies überraschenderweise nicht nur in vorwiegend südexponierten Brüchen der Fall zu sein, sondern auch in nordexponierten Lagen (Kalkbruch bei Ursprung). In vielen Fällen sind die Abraumhalden - v.a. in alten Werksteinbrüchen - floristisch und vegetationskundlich ebenso interessant wie die übrigen Teillebensräume.

Im Mittelpunkt stehen die Weißjura- und Muschelkalksteinbrüche der germanischen Fazies Mittel- und Nordbayerns. Die hiervon stark abweichenden Verhältnisse anderer (ehemals) ausgebeuteter Karbonatfelsstandorte (Bayerische Alpen, Kalktravertin- und Tuffbrüche des Alpenvorlandes und Juras, Nagelfluhbrüche des alteiszeitlich geprägten Alpenvorlandes, Rieser Süßwasserkalke etc.) werden nur gelegentlich gestreift, soweit eigene Beobachtungen vorliegen.

Vegetation der Abbruchkante / der Räumfläche

In einem nordexponierten Steinbruch der Nördlichen Frankenalb sind die Felsköpfe oberhalb der eigentlichen Abbruchkante Standorte von Farn- und Moosgesellschaften (NECKERO-ANOMODONTETUM VITICULOSI, ASPLENIO-CYSTOPTERIDETUM FRAGILIS, ASPLENIETUM TRICHOMANO-RUTA MURARIAE). An einigen Stellen mit geringer Rohhumusaufgabe etablieren sich Vertreter des Verbandes ALYSSO ALYSSOIDIS-SEDION ALBI. Direkt am Übergang zur Abbruchwand dominieren Arten der Klasse SEDOSCLERANTHETEA (*Sedum album*, *Arenaria serpyllifolia*), in einigen Fällen kommt es zur Dominanz von Einzelarten z.B. von *Inula conyza* und *Fragaria-Hybriden* (KUGLER 1989, unpubl.).

In den meist seit langem stillliegenden, bei Polling (WM) aber noch extensiv abgebauten Kalktuffbrüchen des Alpenvorlandes haben sich die sekundären Felskanten und die Räumflächen zu bedeutenden Ersatzstandorten für verschwundene Kalkmagerrasen entwickelt. Eine Reihe prä- und dealpiner Arten wie der Alpenquendel (*Calamintha alpina*), das Rindsauge (*Bupthalmum salicifolium*) und der Berggamander (*Teucrium montanum*) haben sich dort zusammengefunden.

Vegetation der Abbruchwand

In Brüchen der Südlichen Frankenalb beschreibt POSCHLOD (1987) für feinerdereiche Fugen und Spalten in südexponierten Lagen eine *Aloina rigida*-Gemeinschaft. Auf Felssimsen etabliert sich die *Sedum-album*-Gemeinschaft, die von der namengebenden Art dominiert wird. In nordexponierten Wänden siedelt die *Encalypta streptocarpa*-Gemeinschaft. Ebenfalls in Nordexposition anzutreffen ist die *Asplenium ruta-muraria*-Gemeinschaft, die neben *Asplenium ruta-muraria* auch *Asplenium trichomanes* und *Cystopteris fragilis* beinhaltet

* Vielfalt unterschiedlicher Sukzessionsphasen

** für naturnahe Standorte bezeichnend

(Fragmente des ASPLENIO-CYSTOPTERIDETUM FRAGILIS). Die *Arrhenatherum elatius*-Gemeinschaft besteht in der Regel nur aus der namensgebenden Art. Sie findet sich auf den Felssimsen, gelegentlich begleitet von *Dactylis glomerata*.

Im Steinbruch bei Urspring (Nördliche Frankenalb) hat sich noch keine typische Felsband-/Felsspalten-gesellschaft ausgebildet, was auf die Instabilität der Wand zurückzuführen ist. An einigen Stellen läßt sich die *Encalypta streptocarpa*-Gemeinschaft nachweisen. Als einzige höhere Pflanze ist *Sedum album* befähigt, den Standort zu besiedeln (KUGLER 1989, unpubl.). An den Wänden der Muschelkalkbrüche kann *Anthemis tinctoria* faziesbildend auftreten (ULLMANN 1977).

Vegetation der Schuttkegel/ der Schutthänge

Die Kalkmergelschichten bzw. -einlagerungen werden nach ihrer Aufschließung durch das Wasser leicht erodiert und bilden Mergelsyroeme (MÜCKENHAUSEN 1977). POSCHLOD & MUHLE (1985) fanden in den Feinschutthalde der Mergelbrüche der Schwäbischen Alb *Tussilago farfara* als dominierenden Pionier, der im Laufe der Sukzession von *Brachypodium pinnatum* abgelöst wird, wobei diese Entwicklung auf nordexponierten Hängen schneller vor sich geht als in südexponierten Lagen. Als Gehölzpioniere siedelten sich nach dieser ersten oberflächlichen Festlegung durch Pioniere - wiederum bevorzugt in nordexponierten Lagen - *Acer campestre*, *Acer pseudoplatanus*, *Picea abies* und *Pinus sylvestris* an (nach POSCHLOD & MUHLE 1984). Die weitere Entwicklung dokumentieren Bereiche, in denen die Buche bereits einen Deckungsgrad von 50% besitzt; in der Krautschicht fanden sich Waldarten wie *Anemone nemorosa*, *Asarum europaeum*, *Brachypodium sylvaticum*, *Galium sylvestris* und *Melica nutans* (nach POSCHLOD & MUHLE 1985).

Auf den stark nach Größenklassen sortierten Schuttkegeln im Bereich der Südlichen Frankenalb (Treuchtlingen/Solnhofen) zeigt sich - zumindestens in Südexposition - eine deutliche Zonierung: die vom Grobmaterial bedeckten Flächen werden von *Galeopsis angustifolia* beherrscht (daneben *Geranium rober-*

tianum). Die feinerdereichen Oberhänge beherbergen dagegen zahlreiche Arten einerseits der thermophilen Säume wie *Origanum vulgare* und *Anthemis tinctoria*, andererseits der *Daucus carota*-*Melilotus alba*-Gemeinschaft. Beschattete Schuttkegel sind dagegen sehr artenarm; häufig werden sie von *Clematis vitalba* überwuchert (nach POSCHLOD 1987).

In einem Kalksteinbruch der Nördlichen Frankenalb (Urspring) erwiesen sich die nordexponierten Schuttkegel als typischer Standort für die Arten der Klasse EPILOBIETEA ANGUSTIFOLIAE (EPILOBI-GERANIETUM ROBERTIANI): *Epilobium angustifolia* dominiert, daneben kommen u.a. *Epilobium montanum*, *Mycelis muralis* und *Torilis japonica* vor (KUGLER 1989, unpubl.). Einen Überblick über tatsächliche oder mögliche Sukzessionsabläufe gibt Abb. 1/7.

Vegetation der Sohle

Im Bereich der Schwäbischen Alb lassen sich nach POSCHLOD & MUHLE (1985) in Kalkmergelbrüchen folgende Gesellschaften abgrenzen: Auf schwach steinigen, trockenen bis wechsellackenen Böden siedelt das POO-TUSSILAGINETUM FARFARAE mit den Arten *Poa compressa*, *Tussilago farfara*, *Phleum pratense*, *Daucus carota* und *Lotus corniculatus*. In dieser Gesellschaft finden sich - besonders in der Initialphase - auch Arten der ausdauernden Stickstoff-Krautfluren (ARTEMISIETEA, PLANTAGINETEA). Mit der Ablösung des Initialstadiums geht ihr Anteil deutlich zurück.

Eng verzahnt mit dieser Gesellschaft ist das ECHIO-MELILOTETUM, das dagegen stärker an verdichtete, stark steinige Böden gebunden ist. Charakteristische Arten sind neben den namensgebenden Arten *Echium vulgare* und *Melilotus alba* auch *Melilotus officinalis*, *Cichorium intybus* und *Hieracium piloselloides*. Als Folgegesellschaft wurden auf sonnenexponierten Standorten MESOBROMETEN, auf schattigeren Standorten mit ausgeglichenerem Wasserhaushalt GENTIANO-KOELERIETEN (mit hohem *Brachypodium pinnatum*-Anteil) gefunden. Wie Tab. 1/13 (S. 34) zeigt, können auch Stadien mit Dominanz der Aufrechten Trespe im Verlauf der

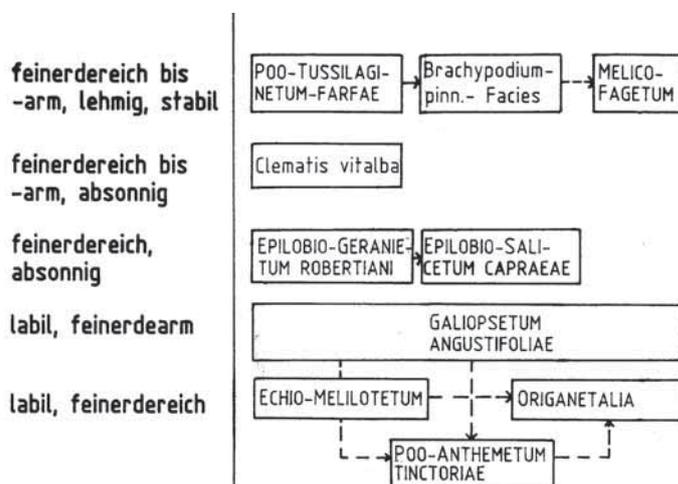


Abbildung 1/7

Sukzessionsschema für Schutthänge/Schuttkegel von Kalksteinbrüchen

Tabelle 1/13

Kalk- und Dolomitbrüche: Entwicklungs- und Übergangsstadien der Vegetation der Sohle (POSCHLOD & MUHLE 1985, leicht verändert)

Stadium	1	2	3	4	5
Zahl der Aufnahmen	10	8	10	12	13
Alter d. Flächen (Jahre)	0-15	10-25	30-50	40-80	40-80
Baumschicht					
<i>Pinus sylvestris</i>	I	I	II	IV	V
<i>Picea abies</i>	I	II	II	I	III
<i>Acer pseudoplat.</i>	I	I	I	III	II
<i>Salix caprea</i>	I	III	I		I
Strauchschicht					
<i>Juniperus communis</i>			I	III	II
<i>Frangula alnus</i>			I	II	III
<i>Cornus sanguinea</i>				II	IV
<i>Viburnum lantana</i>				II	IV
<i>Ligustrum vulgare</i>				I	II
Krautschicht					
<i>Hieracium piloselloides</i>	III				
<i>Daucus carota</i>	V	V			
<i>Phleum pratense</i>	V	V			
<i>Picris hieracioides</i>	III	IV			
<i>Dactylis glomerata</i>	III	III		I	
<i>Leontodon autumnalis</i>	III	II			
<i>Lolium perenne</i>	III	II			
<i>Echium vulgare</i>	III	I			
<i>Melilotus alba</i>	III	I			
<i>Trifolium pratense</i>	III	I			
<i>Cichorium intybus</i>	II	II			
<i>Arrhenatherum elat.</i>	I	IV		I	
<i>Poa compressa</i>	V	V	I		
<i>Tussilago farfara</i>	IV	III	I		
<i>Hypericum perforatum</i>	III	IV	I		
<i>Linum catharticum</i>	III	II	III		I
<i>Medicago lupulina</i>	III	I	I		I
<i>Agrostis gigantea</i>	II	III	II		
<i>Erigeron acris</i>	II	III	I		
<i>Plantago lanceolata</i>	IV	IV	I	I	
<i>Lotus corniculatus</i>	IV	V	III	II	IV
<i>Taraxacum officinale</i>	III	III	I	II	III
<i>Hieracium pilosella</i>	II	II	I	I	I
<i>Hieracium murorum</i>	I	IV	I	III	II
<i>Carex flacca</i>	I	II	V	V	III
<i>Prunella grandiflora</i>	I	II	IV	III	I
<i>Trifolium medium</i>	I	I	I	II	II
<i>Agrimonia eupatoria</i>	I		I	I	II
<i>Senecio erucifolius</i>		II	I		
<i>Scabiosa columbaria</i>		I	III		
<i>Ononis spinosa agg.</i>		I	III	I	
<i>Bupthalmum salicifolium</i>		I	II	I	
<i>Potentilla tabernaemontani</i>		I	II	I	
<i>Bromus erectus</i>		IV	V	IV	II
<i>Sanguisorba minor</i>		III	III	IV	IV
<i>Origanum vulgare</i>		III	I	I	II
<i>Festuca ovina</i>		I	V	III	I
<i>Brachypodium pinnatum</i>		II	IV	IV	V
<i>Anthyllis vulneraria</i>		II	I	I	I

Fortsetzung					
Stadium	1	2	3	4	5
<i>Koeleria cristata</i>		I	II	III	II
<i>Euphorbia cyparissias</i>		I	II	II	II
<i>Plantago media</i>		I	II	II	I
<i>Medicago falcata</i>		I		IV	II
<i>Thymus pulegioides</i>			II		
<i>Globularia elongata</i>			III	II	
<i>Pimpinella saxifraga</i>			III	I	
<i>Galium verum</i>			I	II	
<i>Aster amellus</i>			I	I	
<i>Clinopodium vulgare</i>			I		I
<i>Leontodon hispidus</i>			III	II	I
<i>Hippocrepis comosa</i>			II	III	I
<i>Asperula cynanchica</i>			II	I	I
<i>Carlina vulgaris</i>			I	I	I
<i>Goodyera repens</i>				II	II
<i>Fragaria vesca</i>	II			I	III
<i>Moneses uniflora</i>				I	III
<i>Orthilia secunda</i>				I	III
<i>Pyrola rotundifolia</i>				I	II
<i>Hieracium umbellatum</i>				I	II
<i>Rubus saxatilis</i>				I	I

1: *Poa compressa*-Stadium
 2: Übergang zum *Bromus erectus*-Stadium
 3: *Bromus erectus*-Stadium
 4: Übergang zum *Brachypodium pinnatum*-Stadium
 5: *Brachypodium pinnatum*-Stadium

Die römischen Ziffern geben die Frequenz der Art an.
 I: in 1 - 20% der Aufnahmen
 II: in 21 - 40% der Aufnahmen
 III: in 41 - 60% der Aufnahmen
 IV: in 61 - 80% der Aufnahmen
 V: in 81 - 100% der Aufnahmen

weiteren Sukzession von Fiederzwenken-reichen Beständen abgelöst werden. Die an sich deutlichen floristischen Unterschiede zwischen GENTIANO-KOELERIETUM und MESOBRUMETUM, die auf die unterschiedliche Nutzung (Beweidung oder Mahd) zurückzuführen sind, verwischen sich auf den ungenutzten Steinbruchflächen (HENRION 1985). Selbst in Gesellschaften, die eindeutig dem GENTIANO-KOELERIETUM zugeordnet werden können, ist nicht selten die Aufrechte Trespe mit einem hohen Deckungsgrad vertreten (POSCHLOD & MUHLE 1985, HENRION 1985).

Auf extrem wechselfeuchten, gelegentlich staunassen Böden stockt eine *Agrostis stolonifera*-*Carex flacca*-Gesellschaft, wobei *Agrostis stolonifera* vor allem in den beschatteten Bereichen ausgedehnte Herden bildet, *Carex flacca* wiederum in den besonnten Bereichen stärker dominiert. Mit zunehmendem Alter wandern zahlreiche Weidenarten ein (*Salix caprea*, *S. alba*, *S. cinerea*, *S. eleagnos*, *S. myrsinifolia*, *S. purpurea*) und bilden eine ausdauernde Vorwaldgesellschaft.

Neben der *Poa compressa*-Gemeinschaft (POO-TUS-SILAGINETUM FARFARAE) ist die *Sedum album*-Gemeinschaft auf den Steinbruchsohlen der Südlichen Frankenalb vorherrschend. *Sedum album* ist die häufigste der fünf vorkommenden *Sedum*-Arten. In dieser Gemeinschaft ist auch *Arrhenatherum elatius* mit oft hohen Deckungsgraden vertreten (nach PO-

SCHLOD 1987). Auf lehmigen, auch verdichteten Standorten haben die Pflanzengesellschaften der Klassen ARTEMISIETEA und AGROPYRETEA MEDI-REPERTIS einen Konkurrenzvorteil (KLOTZ 1990).

KUGLER (1989, unpubl.) fand in einem Steinbruch der Nördlichen Frankenalb auf wechselfeuchten Böden eine von *Juncus compressus* dominierte Gesellschaft, die - darauf weisen auch die vergesellschafteten Arten *Agrostis stolonifera* und *Ranunculus repens* hin - der von POSCHLOD & MUHLE (1985) beschriebenen *Agrostis stolonifera*-Gesellschaft sehr ähnlich sein dürfte.

Auf trockenen, trittbelasteten Stellen siedelt ein halbruderaler Pionier-Trockenrasen, dem neben *Poa compressa* (vgl. POSCHLOD & MUHLE 1985) auch Arten der xerothermen Standorte wie *Sedum album* und *Arenaria serpyllifolia* sowie Trittbelastungszeiger wie *Plantago major* und *Poa annua* angehören (nach KUGLER 1989, unpubl.).

In den nordbayerischen Muschelkalkbrüchen treten mit *Cerastium pumilum*, *Saxifraga tridactylites*, *Cerastium brachypetalum* und *Minuartia hybrida* die typischen Arten des CERASTIETUM PUMILI in Erscheinung (MEIEROTT 1989, mdl.).

Da Primärstandorte heute rar geworden sind, bilden Steinbrüche deren wichtigsten Ersatzlebensraum. Nach WITSCHERL (1980) kann diese Gesellschaft von einem XEROBROMETUM abgelöst werden.

Denkbar ist auch ein Abbau durch das POO-ANTHEMETUM TINCTORIAE, dessen Arten (z.B. *Melica ciliata*, *Poa compressa*, *Anthemis tinctoria*) in das CERASTIETUM einwandern (ULLMANN 1977). Die im Abschnitt "Abraumhalden" noch ausführlicher zu besprechende Assoziation von *Galeopsis angustifolia* findet sich auch in den Muschelkalkbrüchen. Hier besiedelt sie allerdings nicht rutschende oder zur Ruhe gekommene Abraumhalden, sondern vorwiegend flache Steinhäufen auf der Sohle (ULLMANN 1977). Auf einer bereits weiter entwickelten Sohle konnte MEIEROTT (1989, mdl.) mit *Trinia glauca* und *Carex humilis* die Charakterarten des TRINIO-CARICETUM HUMILIS feststellen.

Auf Standorten mit ausgeglichenem Wasserhaushalt können Arten der Segetalflora wie *Caucalis platycarpus* und *Althaea hirsuta* sowie Arten des SISYMBRION z.B. *Chenopodium vulvaria* und *Xanthium strumarium* (MEIEROTT 1989, mdl.) angetroffen werden.

Auf lehmigen, frischen und z.T. staunassen Böden konnten in Nordrhein-Westfalen ausgeprägte Pfeifengrasbestände festgestellt werden, die von *Carex panicea*, *Luzula campestris*, *Anthoxanthum odoratum*, *Holcus lanatum* und *Potentilla erecta* begleitet wurden (HENRION 1985). Einen Überblick über mögliche Sukzessionsabläufe gibt Abb. 1/8.

HENRION (1985) beschreibt einen Dolomitbruch, der erst vor kurzer Zeit aufgegeben wurde. Die Autorin konnte daher vor allem kurzlebige Ruderalgesellschaften feststellen, die zum einen Arten der Hackunkrautgesellschaften (POLYGONO-CHENOPO-

DIETALIA), zum anderen Arten des SISYMBRION enthielten. Vertreter der Halbtrockenrasen waren nur vereinzelt zu finden. Selbst auf flachgründigem Boden wird die lückige Vegetation binnen kurzem vom Vorwaldstadium abgelöst (ebd.).

Vegetation temporärer und perennierender Gewässer

Auf einem Steinbruchstandort der Schwäbischen Alb, der durch einen angeschnittenen Quellhorizont charakterisiert war, stockte ein CARICETUM DAVALLIANAE. Im Übergang zu den angrenzenden Trockenrasen faßten Arten des CIRSIO TUBEROSI - MOLINIETUM ARUNDINACEAE Fuß. In flachen Tümpeln dominiert häufig *Eleocharis palustris*, in manchen Fällen begleitet von *Equisetum palustre*, *Juncus articulatus* und *Alisma plantago-aquatica* (POSCHLOD & MUHLE 1985).

KUGLER (1989) beschreibt in einem bis zu 0,3 m tiefen Tümpel eine *Typha latifolia*-Gesellschaft mit den Arten *Typha latifolia*, *Mentha aquatica* und *Equisetum arvense*, weiterhin *Chara vulgaris* und *Ranunculus trichophyllos*.

Vegetation der Abraumhalde

Nicht überall entstanden im Verlauf des Gesteinsabbaus so gewaltige, landschaftsprägende Halden wie im Gebiet der Solnhofener Plattenkalkbrüche, bei denen nur 10% des Materials genutzt werden konnten, die restlichen 90% als Abraum anfielen. Halden treten jedoch in kleineren Ausmaßen in allen zur Werksteingewinnung dienenden Kalkbrüchen auf. Grobe und scherbige Materialien bleiben über eine

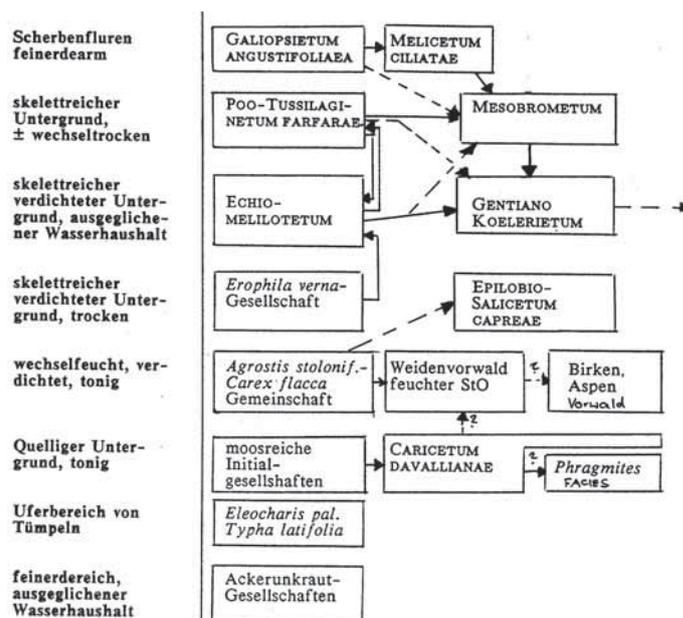


Abbildung 1/8

Sukzessionschema für die Sohle von Kalksteinbrüchen

lange Zeitspanne vegetationsfrei, wie dies die 40 und mehr Jahre alten Halden des Solnhofener Plattenkalkgebietes zeigen.

Auf mehr oder weniger südexponierten Halden der Südlichen Frankenalb, die sich entweder durch endogene Ursachen oder anthropogene Einwirkung (häufiges Betreten) noch in Bewegung befinden, dominiert der Schuttpionier *Galeopsis angustifolia* (POSCHLOD 1987). Er meidet aber auch zum Stillstand gekommene Halden nicht. Ausschließlich auf rutschende Hangpartien beschränkt sich dagegen das Vorkommen von *Chaenorrhinum minus* (SCHÖNFELDER 1967), das damit als Charakterart rutschender Kalkschutthänge angesprochen werden kann. Beide Arten sind Vertreter der nur wenige Arten umfassenden Assoziation GALIOPSIETUM ANGUSTIFOLIAE, deren primärer Standort auf "Schotterhalden am Fuß von Bergstürzen" (KORNECK 1975) zu finden ist. Sie erfuhr durch die Besiedelung sekundärer Standorte eine deutliche Ausbreitung (nach HILBIG & REICHHOFF 1977).

In enger Nachbarschaft zum GALIOPSIETUM ANGUSTIFOLIAE findet sich - mit Schwerpunkt auf den festgelegten Schutthalden - das TEUCRIO-MELICETUM CILIATAE. *Melica ciliata* als namengebende Art beansprucht auf den Haldenböschungen eine vergleichsweise geringe Fläche, zeigt sich hingegen auf den etwas feinerreicheren Haldenplateaus bestandsbildend. Zusammen mit *Geranium robertianum* und *Sedum album* sowie *Teucrium botrys* bildet *Melica ciliata* eine Pioniergemeinschaft auf z.T. verdichteten ebenen Flächen (POSCHLOD 1987, GEIM 1989, mdl.). Auf grobblockigem Material ist häufig eine Ausbildung mit *Galeopsis angustifolia* anzutreffen (OBERDORFER 1983), was die enge Verzahnung mit dem GALIOPSIETUM ANGUSTIFOLIAE unterstreicht (zur Verteilung der Einzelarten auf den Halden s. Abb. 1/9). In der südlichen Frankenalb findet sich *Carlina vulgaris* fast ausschließlich in dieser Gesellschaft (GEIM 1989, mdl.). Ebenso wie das GALIOPSIETUM ANGUSTIFOLIAE breitete sich das TEUCRIO-MELICETUM CILIATAE auf Sekundärstandorten stark aus, während nur

noch sehr wenige, typisch ausgebildete Primärstandorte existieren (nach RUNGE 1977). Steinbruchhalden stellen (neben Lesesteinmauern und aufgelassenen Weinbergen) also den letzten Rückzugsraum für diese Pflanzengesellschaft dar.

Im weiteren Verlauf der Sukzession wandert *Bromus erectus* auf trockene, verdichtete Standorte des Haldenplateaus ein, auf feinerreicheren Standorten ist dagegen *Brachypodium pinnatum* anzutreffen (nach HILBIG & REICHHOFF 1977). Auf besonnten, feinerreicheren Haldenschultern bildet oftmals *Arrhenatherum elatius* in enger Verzahnung mit der *Sedum album*- Gesellschaft kleine Herden.

Als Gehölzpioniere fungieren - sowohl auf der Haldenböschung als auch auf dem Plateau - in erster Linie *Pinus sylvestris* und *Salix caprea*, unter deren Schirm sich vor allem *Brachypodium pinnatum* ausbreitet.

Am Hanggrund kann sich in einem späteren Sukzessionsstadium auf einem Mullhorizont über Grobschutt unter älteren Salweiden und Kiefern eine *Pyrola rotundifolia*-Gemeinschaft etablieren. Auf beschatteten Haldenböschungen dominiert häufig *Clematis vitalba*, die sich in Form eines dichten Teppichs über den Blockschutt, der auch sehr grob sein kann, breitet. Auf Grobschutt - doch mit einem hohen Anteil humusreicher Feinerde - in nordexponierter Lage stockt die *Gymnocarpium robertianum*-Gemeinschaft.

In den Muschelkalkbrüchen Nordbayerns herrscht auf skelettreichen, häufig noch mobilen Steinbruchhalden das POO-ANTHEMETUM TINCTORIAE vor, während das GALIOPSIETUM ANGUSTIFOLIAE - zumindest auf den Halden - zwar vorhanden ist (MEIEROTT 1989, mdl., ULLMANN 1985), hingegen mehr in den Hintergrund tritt (ULLMANN 1977). *Melica ciliata* ist sowohl im POO-ANTHEMETUM TINCTORIUM als auch im TEUCRIO BOTRYOS-MELICETUM CILIATAE anzutreffen. Die letztgenannte Gesellschaft besiedelt nicht nur scherbenreiche, noch nicht konsolidierte Halden, sondern auch feinerreichere Flächen. Auf feinerdearmen Böden wird sie nach Beobachtung von ULLMANN (1977

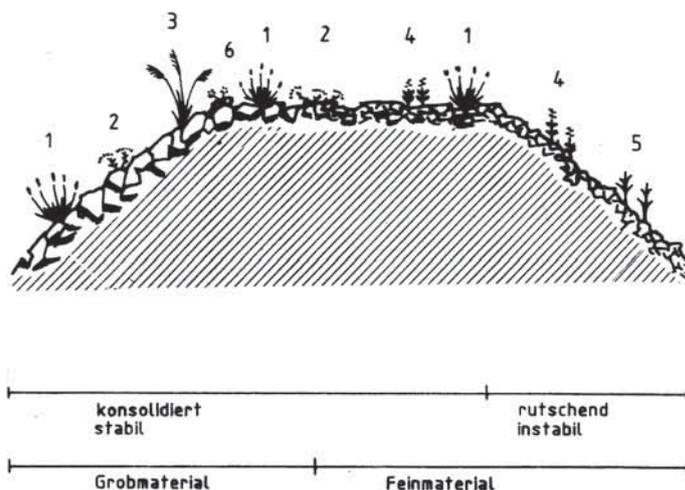


Abbildung 1/9

Verteilung der Einzelarten auf einer Kalk-Heide der Südlichen Frankenalb, schematisch

1 = *Melica ciliata*; 2 = *Sedum album*;
3 = *Arrhenatherum elatius*; 4 = *Galeopsis angustifolia*; 5 = *Chaenorrhinum minus*;
6 = *Geranium robertianum*

und 1985) ebenso wie das DAUCO-PICRIETUM auf feinerreicheren Böden jüngerer Brachen vom POO-ANTHEMETUM abgelöst (s. Abb. 1/10). *Pastinaca sativa*, *Daucus carota*, *Melilotus officinalis* und *Picris hieracioides* sind als Differentialarten gegenüber dem MELICETUM CILIATAE anzusehen (ULLMANN 1977). Die weitere Entwicklung des POO-ANTHEMETUM auf stark tonig-mergeligen Böden führt "entweder zu Initialstadien des MESOBROMION auf sonnigen Standorten oder zu Gesellschaften der ORIGANETALIA" (ULLMANN 1977).

Vegetation der Kalkschlammbecken

Kalkschlammbecken werden häufig in nicht mehr genutzten Steinbrüchen oder Steinbruchteilen eingerichtet. Selbst der an sich klüftige Untergrund der Kalkbrüche dichtet durch die Deposition des schluffigen Feinmaterials ab. Meist kann erst nach Beendigung der Ablagerung die Vegetationsentwicklung einsetzen, die vorher durch oft stark schwankenden Wasserstand verhindert wurde. Gleichzeitig setzt sich der Kalkschlamm ab, das Wasser klärt sich und der Austrocknungsvorgang beginnt.

In Nordrhein-Westfalen beherbergen Kalkschlammbecken Laichkaut-Gesellschaften auf der Wasseroberfläche und Teich-Röhrichte im Uferbereich. Von Beginn an können auch Weiden-Gesellschaften und Huflattich-Fazies beteiligt sein. Durch die zunehmende Austrocknung werden Pflanzengesellschaften mit höheren Ansprüchen an Nässe und Feuchtigkeit von in dieser Beziehung weniger anspruchsvollen Gesellschaften abgelöst (s. Abb. 1/11, S. 39). Als Dauergesellschaft könnte sich schließlich ein Kalk-Buchenwald oder ein Edellaubholz-Wald einfinden (SCHALL 1985).

Untersuchungen an Kalkschlammablagerungen aus quartären Kiesen im Wiener Becken zeigten im Gegensatz zu den oben angeführten Ergebnissen keine

ausgeprägte Vegetationsentwicklung, solange die Flächen nicht ausgetrocknet waren. Künstlich eingebrachter *Typha latifolia* starb infolge von Nährstoffmangel binnen kurzem ab; nur in einer der Untersuchungsflächen bestand längere Zeit eine kleine Wasserfläche, in der sich *Phragmites communis* ansiedeln konnte. Nach der Austrocknung bestimmen in den ersten Jahren *Tussilago farfara* und *Salix purpurea* den Aspekt. In fünf Jahre aufgelassenen Schlammbecken waren Arten der Klassen ARTEMISIETEA, MOLINIO-ARRHENATHERETEA, SEDOSCLERANTHETEA und FESTUCO-BROMETEA reichlich vertreten; die Autoren weisen jedoch darauf hin, daß der Artenreichtum in dem beschriebenen Fall wohl weniger auf das Alter als vielmehr eine starke innere Strukturierung des Geländes zurückzuführen ist. Spätere Sukzessionsstadien (20 Jahre nach Auflassung) zeigen einen deutlichen Zuwachs an Arten der TRIFOLIO-GERANIETEA-Klasse sowie an Arten der Klassen SALICETEA PURPUREAE und QUERCO-FAGETEA (FASCHING et al. 1989).

Für Bayern lassen sich in bereits ausgetrockneten Kalkschlammbecken in Brüchen der Fränkischen Alb sowohl die Weiden-Gesellschaften als auch die Huflattich-Dominanzgesellschaft nach eigenen Beobachtungen bestätigen.

1.4.3.2 Gipsbrüche

Gipslagerstätten sind aufgrund ihrer geologischen Entstehung meist nur geringmächtig. In den meisten Fällen sind daher die Abbautiefen geringer als in anderen Steinbruchtypen. Sie sind allerdings aufgrund der geringen Lagerungsmächtigkeit des abzubauenen Materials sehr flächenintensiv. Wegen der meist nur geringen Höhenunterschiede und des hohen Flächenaufkommens wird in Bayern heute nach dem Abbau häufig eine Rekultivierung in Form von landwirtschaftlicher Fläche angestrebt.

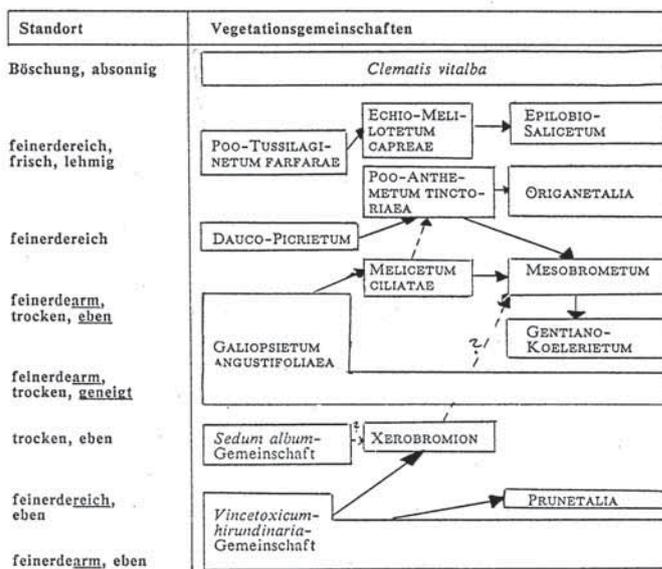


Abbildung 1/10

Sukzessionschema für Abraumhalden in Kalksteinbrüchen

Wenn die Rekultivierung bereits parallel zum Abbau betrieben wird, so daß nur relativ kleine Flächen über einen längeren Zeitraum offenliegen (HERRMANN et al. 1976), kommt es nur in geringem Umfang zur Etablierung dauerhafter Gesellschaften. Dies ist beispielsweise in den Gipsbrüchen bei Sulzheim der Fall. Um die weitergehende Entwicklung zu beleuchten, wurden die Erhebungen von ZUNDEL & FIESELER (1988) aus Gipsbrüchen des südlichen Harzes herangezogen. Aufgrund der unterschiedlichen klimatischen und pflanzengeographischen Bedingungen sind die Ergebnisse als solche nur sehr bedingt auf bayerische Verhältnisse übertragbar. Insgesamt sind jedoch die Parallelen zur Vegetationsentwicklung auf Kalk (hingegen auch einige markante Abweichungen) unübersehbar. Ebenso wird erneut deutlich, wie sehr die Wiederbesiedlung aufgelassener Abbaustellen von der Vegetation angrenzender Bestände geprägt wird.

Vegetation der Abbruchkante / der Räumfläche

In den mittel- und unterfränkischen Abbaugebieten werden die für den Abbau bestimmten Flächen großflächig abgeräumt, doch die "Schlutten", für Gips typische Erosionshohlformen, werden zunächst noch nicht gesäubert. So entsteht ein Standortmosaik aus sehr flachgründigen, trockenen Böden über dem anstehenden Gestein und tiefgründigen, gut wasserversorgten Böden über den Schlutten. Die Abbaugebiete liegen inmitten intensiv landwirtschaftlich genutzter Flächen. Dies ist der Grund dafür, warum eine Reihe von Ackerwildkräutern dort anzutreffen sind.

Die weiträumig vom Oberboden befreiten Flächen bieten Pflanzen der Segetalflora, hauptsächlich Arten des CAUCALIDION, hervorragende Rückzugsflächen, darunter als charakteristische Arten *Adonis flammea*, *Lathyrus tuberosus*, *Consolida regalis*, *Papaver rhoeas* und *Viola arvensis* (Beobachtungen der Verfasserin). Mit *Adonis flammea* ist auch in einem der Gipsbrüche bei Sulzheim die Kennart des CAUCALIDIO-ADONIDETUM vorhanden, welches "zu den artenreichsten Getreideunkrautgesellschaf-

ten Mitteleuropas" gehört (OBERDORFER 1983). Die meisten Arten des CAUCALIDIO-ADONIDETUM "finden sich in der Roten Liste der stark gefährdeten oder gefährdeten Blütenpflanzen" (ders.).

In den Gipsbrüchen des Harzes ist die Vegetation in ihrer Artenzusammensetzung stark durch die Ausgangsvegetation - Wald oder waldfreie Blaugrashalden - geprägt. Die dort vorkommenden Arten *Sesleria varia* und *Calamagrostis varia* können als Fragmente der *Gentianella germanica-Sesleria varia*-Gesellschaft gedeutet werden; dies um so mehr, da der Vergleich mit länger aufgelassenen Brüchen eine Einwanderung weiterer Charakterarten dieser Gesellschaft zu Tage bringt. Wo, wie es in mehreren Aufnahmeflächen der Fall ist, Buchengesellschaften (MELICO-FAGETUM) benachbart sind, finden sich auf den Räumflächen rasch Charakterarten des Perlgras-Buchenwaldes ein. Ausgesprochen flachgründige Bereiche können dagegen Arten der SEDO-SCLERANTHETEA beherbergen (ZUNDEL & FIESELER 1988).

Vegetation der Abbruchwand

Die Abbruchwände sind meist vegetationsfrei. Nach ZUNDEL & FIESELER (1988) werden die Steilhänge in den Abbaugebieten des Harzes in Ausnahmefällen von Vertretern der Klasse SEDO-SCLERANTHETEA und der *Gentiana germanica-Sesleria varia*-Gesellschaft besiedelt.

Vegetation der Schuttkegel / der Schutthänge

Auf südexponierten Flächen fanden ZUNDEL & FIESELER (1988) zahlreiche Arten der Halbtrockenrasen, auf west- und nordexponierten Hängen Huflattich-Fazies und ausgedehnte Bestände des Land-Reitgrases. Auf einer nordexponierten, noch bewegten Schuttfläche wurde ein GYMNOCARPIETUM ROBERTIANI ausgemacht.

Vegetation der Sohle

Auf flachgründigen Gipsflächen siedeln sich nach ZUNDEL & FIESELER (1988) bevorzugt Arten des ONOPORDION, dem beispielsweise *Cirsium*

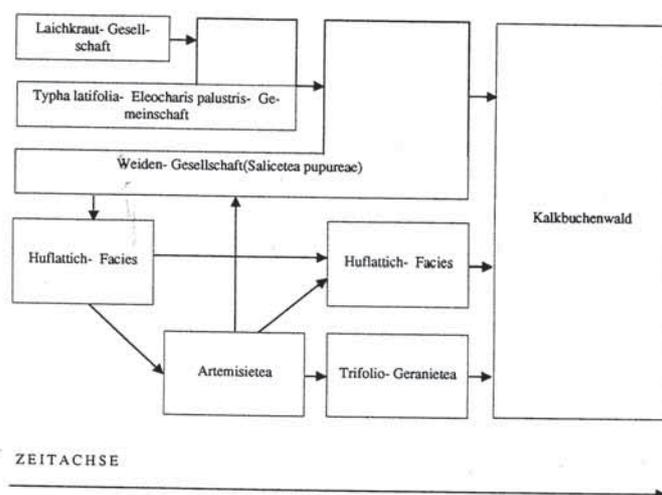


Abbildung 1/11

Sukzessionschema für Kalkschlammbecken (nach SCHALL 1982 unpubl. in FELDMANN 1987, FASCHING et al. 1989)

acanthoides und *Cirsium nutans* angehören. Auf der Fläche eines etwa seit 50 Jahren stillliegenden Gipsbruchs am Südrand des Harzes hat sich eine etwa 15m hohe Vorwaldgesellschaft, bestehend vor allem aus Birke und Salweide (untergeordnet auch noch Zitterpappel, Kiefer und Fichte) eingefunden. Darunter existiert bereits eine Verjüngung, in der die Eiche und der Bergahorn dominieren; in der Strauchschicht herrschen Arten der PRUNETALIA vor. Die Krautschicht variiert in Abhängigkeit von den Standortbedingungen: neben Arten der Waldlichtungsfluren (*Epilobium angustifolium*, *Senecio fuchsii*, *Rubus fruticosus*) finden sich in lichterem Bereichen Arten der Halbtrockenrasen. Dazwischen findet sich eine weite Bandbreite standörtlicher Abstufungen, die von Arten der Ruderalfluren i.w.S. (DAUCO-MELILOTION, ARCTION, AEGOPODION, POLYGONION AVICULARIS), der Wiesen und Weiden (ARRHENATHERETION, CYNOSURION) und der Buchenwaldgesellschaften besetzt werden (ZUNDEL & FIESELER 1988).

Vegetation der Abraumhalde

Die i.d.R. mit hohem Feinerdeanteil ausgestatteten Abraumhalden der Gipsbrüche im Raum Sulzheim bieten einen Rückzugsraum für eine Reihe von Ackerwildkräutern, allen voran *Papaver rhoeas* und *Consolida regalis*. Auffallend ist außerdem der Reichtum an Disteln, der eine Parallele zu den Beobachtungen von ZUNDEL & FIESELER (1988) darstellt und möglicherweise als Besonderheit der Gipsbrüche gewertet werden muß.

Die Abraumhalden der Gipsbrüche des Harzes beinhalten eine Mischung aus ECHIO-MELILOTETUM und TANACETO-ARTEMISIETUM (ZUNDEL & FIESELER 1988). Gipsreiche Schüttungen enthalten neben den Arten des ECHIO-MELILOTETUMS eine Reihe von Disteln (*Cirsium acanthoides*, *Cirsium nutans*), die dem ONOPORDION zuzurechnen sind. Bei besserer Nährstoffversorgung treten die Arten des ARCTION hinzu, bei geringerer Nährstoffversorgung Arten der Halbtrockenrasen. Auf mehreren beobachteten Teilflächen konnten bereits Arten der PRUNETALIA und der Edellaub-Mischwälder Fuß fassen (ebd.).

1.4.3.3 Basalt- und Diabasbrüche

- Aufgrund der unterschiedlichen mineralischen Zusammensetzung der Basalte lassen sich keine allgemeingültigen Aussagen zur Pflanzenwelt machen. In erster Linie sind die unterschiedlichen Kalzium- bzw. SiO₂-Anteile für die Ausprägung der Vegetation verantwortlich. Die chemische Heterogenität der Standorte findet in der Ausprägung der Pflanzengemeinschaften ihren Niederschlag: auf kalziumreichen Standorten können zahlreiche Pflanzen beobachtet werden, deren Hauptverbreitung auf basenreichen Standorten liegt, eine Phänomen, das möglicherweise durch physikalische Ähnlichkeiten mit Karbonatböden (NIGGLER 1979) zu erklären ist. Auf kalziumarmem Substrat sind im trockenen Flügel Arten der Sandmagerrasen verstärkt zu beobachten, auf Böden mit ausgeglichenerem Was-

serhaushalt Arten der ein- und mehrjährigen Ruderalgesellschaften.

Vegetation der Abbruchwand

Basaltwände unterliegen einer raschen Verwitterung, die durch die Strukturen der Bruchwand vorgegeben ist. Durch die langsame Erstarrung des Gesteins entstanden zunächst senkrecht stehende, fünf- bis achteckige Säulen, die auch häufig senkrecht zur Säulenausrichtung gerissen sind. Dadurch entsteht ein Muster von Rissen und Kanten, das sich netzartig über die Bruchwand zieht. Auf instabilen Wänden kann sich keine Vegetation halten, in stabileren Wänden dominiert *Arrhenatherum elatius*.

Vegetation der Sohle

Auf kalziumreichem Substrat konnte KÜMPEL (1986, 1991, mdl.) insbesondere in der Initialphase der Besiedelung die Etablierung individuenreicher Orchideenvorkommen feststellen. *Orchis mascula* und *Dactylorhiza fuchsii* erreichten in mehreren Brüchen nach ca. 20 Jahren ihr Optimum mit tausenden Exemplaren. Auf exponierten Haldenteilen stellten sich auch *Gymnadenia conopsea* und *Epipactis helleborine* ein.

Auf kalziumarmem, trockenem, grusigem bis feinerdreichem Material siedelt eine Therophytengesellschaft mit den Arten *Arabis glabra*, *Filago arvensis*, *Cerastium glutinosum* und *Myosotis stricta*, zu denen sich der Hemikryptophyt *Potentilla argentea* gesellt (MEIEROTT 1989, mdl.). Auf trockenen, erst vor kurzem entstandenen Flächen konnte MÜLLER (1991, mdl.) ein Mosaik aus Arten verschiedener Gesellschaften feststellen; hauptsächlich beteiligt waren Arten mit Verbreitungsschwerpunkt im SISYMBRION (Klasse CHENOPODIETEA), im DAUCO-MELILOTION (Klasse ARTEMISIETEA VULGARIS) und in der Klasse SEDO-SCLERANTHETEA. Bei den Assoziationen des Verbandes SISYMBRION handelt es sich um Pioniergesellschaften, die relativ konkurrenzschwach sind und bereits im zweiten oder dritten Jahr von ausdauernden Gesellschaften - vorwiegend aus der Klasse ARTEMISIETEA - abgelöst werden (OBERDORFER 1983, S.63). Aus seit längerer Zeit (20-25 Jahre) aufgelassenen Basaltbrüchen Niedersachsens berichtet MEDERAKE (1984) von grasreichen Pflanzengemeinschaften, die zahlreiche Arten des Grünlandes enthalten. Als bestandsbildende Gräser nennt der Autor *Arrhenatherum elatius*, *Holcus lanatus* und *Agrostis tenuis*, zu denen sich *Taraxacum officinale*, *Rumex acetosella* und *Cerastium holosteoides* gesellen.

Aus Diabasbrüchen liegen nur einzelne Vegetationsaufnahmen vor (MÜLLER 1991, mdl.). Auf trockenem und grusigem Untergrund bzw. auf Schottern kommen mit *Erophila verna*, *Rumex acetosella*, *Scleranthus perennis* und *Taraxacum laevigatum* Charakterarten der Klasse SEDO-SCLERANTHETEA vor. Mit *Sagina ciliata* und *Scleranthus polycarpus* erscheinen auch Charakterarten des THERO-AIRION, doch sind für eine genaue Einordnung umfangreichere Erhebungen notwendig.

Vegetation der Abraumhalde / der Schutthänge

Nach den Untersuchungen MEDERAKEs (1984) in mehreren Basaltbrüchen Niedersachsens stellt sich am Beginn der Sukzession auf relativ feinerdereichen Hängen und Böschungen verhältnismäßig rasch ein POO-TUSSILAGINETUM FARFARAE ein, dessen Begleitarten jedoch je nach Standort und Umgebung (Samenpotential!) variieren können. Auffälligste und stetigste Begleiter des Huflattichs sind *Epilobium angustifolium* und *Senecio viscosus*, daneben eine Reihe weiterer Arten der Kahlschlag- und Trittpflanzen-Gesellschaften. Instabile Bodenverhältnisse können eine Weiterentwicklung verhindern und dazu führen, daß sich diese Gesellschaft über einen langen Zeitraum hinweg behaupten kann. Auf Halden- und Hangstandorten, die bereits seit etwa 10 Jahren keiner Nutzung mehr unterliegen, haben sich zahlreiche Arten der Ruderalgesellschaften, vorwiegend der Klassen CHENOPODIETEA und ARTEMISIETEA angesiedelt. Ärmere Varianten konnten v.a. in Südexposition ausgewiesen werden, welche die Arten *Trifolium arvense*, *Trifolium aureum* und *Filago arvensis* beherbergen. Kleinflächig können auch Faziesbestände von *Anthemis tinctoria* und *Hieracium pilosella* auftreten. Die Deckung der Vegetation beträgt etwa 45%. In anderen Bereichen dominiert dagegen *Epilobium angustifolium* in faziesbildenden Beständen (z.T. begleitet von *Rubus idaeus*), die bis zu 85% Deckung erreichen können. Am Hangfuß, der im Frühjahr regelmäßig überstaut ist und auch sonst frische Bodenverhältnisse aufweist, dominiert *Epilobium adenocaulon* (MEDERAKE 1984).

Als problematisch könnte sich nach Meinung des Autors die Ansaat von *Lupinus polyphyllus* (durch einen Imker) erweisen: Die Pflanze ist in den untersuchten Steinbrüchen "in einer expansiven Ausbreitung" (MEDERAKE 1984) begriffen und unterdrückt aufgrund ihrer Konkurrenzkraft zudem fast alle anderen Pflanzenarten.

Auf west-, nord- und ostexponierten Hängen kann sich bereits nach verhältnismäßig kurzer Zeit eine Vorwaldgesellschaft einstellen, die der Klasse EPILOBIO-SALICETEA CAPREAE zuzurechnen ist. Eine Weiterentwicklung zu Buchenwäldern (GALIO ODORATI-FAGETUM) ist zumindest dort, wo Wälder an den Steinbruch angrenzen, bereits absehbar. Von dieser Entwicklung zeugt nicht nur die Buche, die sich im Vorwald etabliert, sondern auch die typischen Charakterarten der Krautschicht, wie *Galium odoratum*, *Lamium galeobdolon*, *Viola reichenbachiana*, *Milium effusum* und *Melica uniflora* (MEDERAKE 1984).

Auf Blockhalden mit ausgesprochen grobem Gesteinsmaterial spielen Gehölze von Beginn der Sukzession an eine bedeutende Rolle. Neben der Pionierarten *Salix caprea* und *Betula pendula* treten auch *Acer pseudoplatanus*, *A. platanoides* und *Fraxinus excelsior* regelmäßig auf. An südexponierten Hängen dominiert eine *Rubus idaeus*-Gesellschaft. Während sich die Krautschicht in südexponierten Bereichen überwiegend aus Vertretern der Gesellschaften gestörter Standorte zusammensetzt, sind in

Nordexposition die Waldarten mit höheren Anteilen vertreten. Hier haben auch die Farne *Polypodium vulgare*, *Dryopteris filix-mas* und *Athyrium filix-femina* den Schwerpunkt ihrer Verbreitung (MEDERAKE 1984).

Vegetation von temporären und perennierenden Gewässern

In Brüchen mit kalziumarmem Substrat können sich in ephemeren Tümpeln und Pfützen auf der Sohle rasenartige Bestände von *Juncus bufonius* etablieren, vereinzelt begleitet von der sehr viel selteneren *Juncus ranarius* und *Centaurium pulchellum* (Basaltbruch Voccawind).

In temporären Gewässern bzw. auf nur im Frühjahr überschwemmten Flächen fand MEDERAKE (1984) in Basaltbrüchen Niedersachsens entlang eines Feuchtigkeits- bzw. Überschwemmungsgradienten eine Vegetationsabfolge, die deutlich von der Dauer der Überschwemmung bestimmt wurde. Die *Eleocharis palustris*-*Alopecurus aequalis*-Gesellschaft besiedelt die feuchtesten Bereiche, begleitet von Arten, die dem Verband AGROPYRORUMICION zuzuordnen sind. Auf feuchten, jedoch nicht überstauten Standorten schließt sich eine *Juncus conglomeratus*-Gesellschaft an, in der außer der namensgebenden Art auch *Cirsium palustre*, *Lotus uliginosus*, *Carex leporina* und *Epilobium adenocaulon* vorkommen. Auf ähnlichen Standorten bildet das konkurrenzstarke *Calamagrostis epigeios* Reinbestände und breitet sich vegetativ weiter aus ("Wenn nicht ein feuchtes Jahr die Pflanze zurückdrängen wird, ist schon fast abzusehen, daß der überwiegende Teil der Feuchtbereiche von der unduldsamen Pflanze überwuchert werden wird" - MEDERAKE 1984).

1.4.3.4 Sandstein- und Grauwackebrüche

Die Standortbedingungen von Sandsteinen und Grauwacken können aufgrund ihrer unterschiedlichen Ton- und Basenanteile deutlich variieren. Burg-, Schilf-, Blasen- und Coburger Sandstein sowie Unterer Keupersandstein können aus vegetationskundlicher Sicht zusammengefaßt werden. Der Obere Keuper (=Rhätsandstein) muß dagegen gesondert behandelt werden, da er einen deutlich höheren Tonanteil als die anderen Keupersandsteine besitzt. Ähnliches gilt für den Buntsandstein: hier sind die Plattensandsteine ton- und nährstoffreicher, der Miltenberger Sandstein dagegen tonarm. Dies hat sowohl Einfluß auf die Bodenreaktion wie auch auf die wasserstauenden Eigenschaften.

Sandsteinbrüche bieten einem breiten Spektrum von Gesellschaften mit Verbreitungsschwerpunkt auf bodensauren Substraten Lebensraum. Sowohl in sehr feuchten, z.T. auch regelmäßig überstauten Bereichen als auch auf sehr trockenen Standorten können sich floristisch interessante Pflanzengesellschaften ansiedeln. Im trockenen Flügel spielen Arten der Sandmagerrasen und bodensaurer Magerrasen eine große Rolle, im nassen Flügel finden sich Elemente der Moorinitialflora. Auf Standorten mit ausgeglichenerer Wasserversorgung ist die Artenzu-

Tabelle 1/14

Arten der Buntsandstein-Bruchwände (WARTNER 1983)

<i>Mycelis muralis</i>	Mauerlattich
<i>Campanula rotundifolia</i>	Rundblättrige Glockenblume
<i>Geranium robertianum</i>	Stinkender Storchschnabel
<i>Asplenium trichomanes</i>	Schwarzstieliger Strichfarn
<i>Asplenium adiantum-nigrum</i>	Schwarzer Strichfarn
<i>Polypodium vulgare</i>	Tüpfelfarn
<i>Athyrium filix-femina</i>	Wald-Frauenfarn
<i>Polystichum lobatum</i>	Gelappter Schildfarn

Tabelle 1/15

Arten (höhere Pflanzen) der Sandsteinbrüche im Bereich der gefalteten Molasse

<i>Acer pseudoplatanus</i>	Bergahorn
<i>Ulmus glabra</i>	Bergulme
<i>Sambucus nigra</i>	Schwarzer Holunder
<i>Blechnum spicant</i>	Rippenfarn
<i>Impatiens parviflora</i>	Kleinblütiges Springkraut
<i>Aegopodium podagraria</i>	Giersch
<i>Athyrium filix-femina</i>	Wald-Frauenfarn

sammensetzung meist von geringerem floristischem Interesse.

Vegetation der Abbruchwand

In den Bruchwänden der Buntsandsteinbrüche stellte WARTNER (1983) die in Tab. 1/14 aufgeführten Arten fest.

Vegetation der Sohle

Die chemische Reaktion des Sandsteines ist deutlich sauer, was sich im Vorkommen zahlreicher säuretoleranter Pflanzen niederschlägt (s. auch Kap.1.7.1.1, S. 70). In den Schilf- und Burgsandsteinbrüchen bilden Arten der Gesellschaften des THERO-AIRION das Pionierstadium; bezeichnend dafür sind *Aira caryophylla* und *Filago arvensis*. Bei fortschreitender Sukzession entwickeln sich entweder Dominanzbestände von *Calluna vulgaris* (beigesellt *Antennaria dioica*) oder von *Agrostis tenuis* (MEIEROTT 1989, mdl.).

Auf den Plattensandsteinen (Buntsandstein) bilden *Agrostis gigantea* bzw. *A. stolonifera* ausgedehnte Pionierrasen.

Auf den tonärmeren Sohlen des Miltenberger Sandsteines spielen *Vulpia myuros* und *Aira praecox* die Rolle der Initialbesiedler. Sie sind Vertreter der Ordnung THERO-AIRETALIA, die sowohl auf natürlichen (sandige Raine, offene Waldränder) als auch anthropogenen Standorten (Entnahmestellen) des mittleren Maingebiets anzutreffen ist (OBERDORFER 1983). Verdichtete Bereiche werden von *Holcus la-*

natus, *Carex flacca* und *Carex pallescens* besiedelt (WARTNER 1983).

Einen Überblick über tatsächliche und mögliche Sukzessionsabläufe vermittelt [Abb.1/12](#) (S. 43).

Die tertiären Sandsteine des Alpenvorlandes, die vor allem als Baumaterial als auch bei der Schleifsteinherstellung eine regionale Bedeutung hatten, wurden in kleinen, bäuerlichen Brüchen ausgebeutet, sind jedoch seit ca. 1950 aufgelassen. Zum Teil haben sich bereits typische Schluchtwaldarten in den häufig von Wald umgebenen Brüchen eingestellt (Tab. 1/15).

In Grauwacke-Brüchen Nordrhein-Westfalens konnte HENRION (1985) neben einer Hufblattich-Initialgesellschaft auf blockreichen, lehmigen Rohböden auch zahlreiche Vertreter der Schlaggesellschaften feststellen, die dem EPILOBIO-DIGITALIETUM PURPUREAE zuzuordnen waren. Der bereits vorhandene Vorwald setzt sich fast ausschließlich aus Birken zusammen.

Vegetation der temporären und perennierenden Gewässer

Da die Sohle des Oberen Keupers (Rhätsandstein) häufig aufgrund des höheren Tonanteils wasserstauend wirkt, sind Sphagnen bei entsprechenden Standortbedingungen nicht selten. KREH (1950) stellte außerdem in aufgelassenen Stubensandsteingruben Baden-Württembergs auf zeitweise überstauten Standorten *Equisetum fluviatile*, *Lycopodiella inundata*, *Carex gracilis*, *Juncus articulatus* und *Cirsi-*

um palustre fest. In einem fortgeschrittenen Stadium können weitere Arten der Übergangsmoore hinzutreten; dies zeigt das Birkenseemoor (Baden-Württemberg), das ebenfalls in einem seit längerem aufgelaassenen Steinbruch angesiedelt ist. Hier konnten *Drosera rotundifolia*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Carex filiformis*, *Juncus squarrosus* und *Eriophorum angustifolium* kartiert werden (KREH 1950).

In den Plattensandsteinbrüchen führt die Verdichtung i.d.R. zur Bildung von Tümpeln und Kleingewässern, in denen sich *Glyceria fluitans*, *Juncus effusus*, *Juncus tenuis*, *Typha latifolia* und u.U. auch *Lemna minor* etablieren.

1.4.3.5 Granitbrüche

Nach der Zusammensetzung des Ausgangsgesteins können zwei verschiedene Granit-Typen unterschieden werden: der feldspatreiche Granit mit einem höheren Kalziumanteil und der feldspatarme Granit mit geringen Kalziumanteilen. Dieser Unterschied spielt im Nährstoffhaushalt und damit bei der Ausbildung von Pflanzengesellschaften eine entscheidende Rolle.

Der Stand der floristischen und vegetationskundlichen Erforschung von Granitbrüchen ist angesichts der weiten Verbreitung in Bayern besonders unbefriedigend. Das häufige Auftreten von perennierenden oder temporären Gewässern hat das Auftreten von Pflanzengesellschaften wasserbeeinflusster Böden zur Folge (amphibische Vegetation, Ufervegetation unterschiedlicher Sukzessionsstadien). Auffällig ist das Fehlen oder allenfalls fragmentarische Auftreten von Gesellschaften bodensaurer Magerstandorte, das möglicherweise durch den Wasserhaushalt der Böden oder durch fehlende Lieferbiotope begründet werden kann. Dagegen dominieren

auf fast allen mehr oder minder trockenen Steinbruchstandorten Gesellschaften der Schlagfluren und Vorwaldgesellschaften.

Vegetation der Abbruchkante / der Räumfläche

An den Hangkanten und den für den weiteren Abbau abgeräumten Flächen bilden sich häufig Zwergstrauchbestände mit *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*, *Avenella flexuosa*, *Carex pilulifera*, *Lycopodium clavatum* und *Calluna vulgaris*, im östlichen Oberfranken auch mit *Erica carnea* (WURZEL 1989, mdl.).

Vegetation der Abbruchwand

Die Bruchwände des Granits sind i.d.R. nicht durch lagerungsbedingte (waagrechte) Schichten und Bänke gegliedert. Sichtbare Simse und Klüfte in der Abbruchwand resultieren meist aus Abbauvorgängen, wobei in Werksteinbrüchen eine stärkere Gliederung zu erkennen ist als in Schotterbrüchen, deren Gestein mit Großbohrlochsprengung gewonnen wird.

In Steinbrüchen des Epprechtsteins (Fichtelgebirge) stockten auf geneigten Simsen die in Tab. 1/16 (S. 44) wiedergegebene Arten (WURZEL 1989, mdl.).

Zu den in Tab. 1/16 genannten Arten tritt auf feldspatarmen Graniten des Fichtelgebirges noch *Huperzia selago* hinzu (WURZEL 1989, mdl.).

Für feldspatreichen Felsen charakteristische Arten sind *Sedum acre*, *Saxifraga granulata*, *Sedum telephium*, *Cystopteris fragilis* sowie *Asplenium rutamuraria* und *A. septentrionale*. In absonnigen Lagen siedeln sich in wasserüberrieselten Wandbereichen Farnengesellschaften an (Steinbruch am Wetzstein/Fichtelgebirge), die jedoch noch nicht näher untersucht wurden. Im Verlauf der Sukzession erobert auch *Pinus sylvestris* relativ rasch diese Standorte,

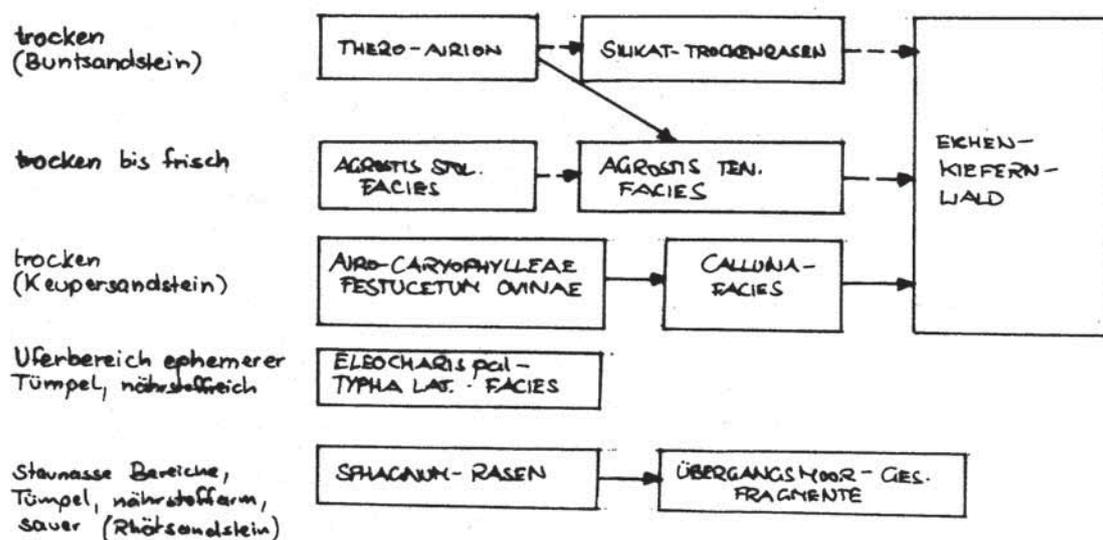


Abbildung 1/12

Sukzessionschema für die Sohle von Sandstein- und Grauwackebrüchen

Tabelle 1/16

Arten der trockenen Granitbruch-Bermen am Beispiel des Epprechtsteins (Fichtelgebirge - WURZEL 1989, mdl.)

<i>Sedum acre</i>	Scharfer Mauerpfeffer
<i>Sedum telephium</i>	Purpur-Fetthenne
<i>Saxifraga granulata</i>	Knöllchen-Steinbrech
<i>Alchemilla subglobosa</i>	Frauenmantel
<i>Polypodium vulgare</i>	Tüpfelfarn
<i>Potentilla argentea</i>	Silber-Fingerkraut
<i>Cerastium arvense</i>	Acker-Hornkraut
<i>Epilobium collinum</i>	Hügel-Weidenröschen

z.T. begleitet von *Salix caprea*, *Populus tremula* und *Picea abies*. Auf breiteren, beschatteten Simschen finden sich *Lonicera nigra* und *Actaea spicata*.

Vegetation der Schuttkegel / der Schutthänge

Ausgeprägte Schuttkegel konnten in keinem der Steinbrüche des Bayerischen Waldes und des Fichtelgebirges festgestellt werden, da einerseits bei aufgelassenen Granitsteinbrüchen häufig der Fuß der Abbruchwand auf dem Grund eines Sees liegt, andererseits die Standfestigkeit des Ausgangsmaterials und die Abbautätigkeit keine Zeit für die Entstehung ließen. Bemerkenswert ist jedenfalls die Mächtigkeit einer Geröllhalde, die durch Probsprengungen im inzwischen aufgelassenen Bruch der Fa. Kusser in Bauzing entstand.

Am Scheuchenberg (O Regensburg) dominiert auf besonnenen Feinschutthalde, die noch nicht ganz zur Ruhe gekommen sind, *Galeopsis ladanum*, häufig zusammen mit *Artemisia absinthium*, *Arrhenatherum elatius*, *Hieracium tauschii*, *Sedum reflexum* und *Daucus carota*. Auf grusigem, stärker beschattetem Standort findet sich *Galeopsis ladanum* neben *Gentiana tinctoria*, *Cardaminopsis arenosa*, *Jasione montana* und *Rumex acetosella*. Auf beweglichem Schutt in absonnigen Lagen setzt sich *Clematis vitalba* durch (SCHEUERER 1988, unpubl.).

Vegetation der Sohle

Trockene Sohlen weisen - so in den Steinbrüchen des Bayerischen Waldes - eine Reihe von Charakterarten des SENECONI SYLVATICI-EPILOBIETUM ANGUSTIFOLIAE auf (BRÄU & LIPSKY, unpubl.). Im allgemeinen fehlt die namengebende Art *Senecio sylvaticus*, da ihr Auftreten an Situationen mit starker Stickstoffmobilisierung gebunden ist (OBERDORFER 1983, Bd.II: 307), wie sie in Steinbrüchen in der Regel nicht auftreten. Es lassen sich zwei unterschiedliche Varianten erkennen: Zum einen erscheinen auf etwas nährstoffreicheren Standorten Arten des Extensivgrünlandes sowie gestörter Standorte, zum anderen auf ärmeren Standorten Arten der sauren Heiden wie *Calluna vulgaris* und *Vaccinium myrtillus*.

Das EPILOBIETUM ANGUSTIFOLIAE wird in zahlreichen Steinbrüchen abgelöst durch das EPILOBIO-SALICETUM CAPREAE, das von OBERDORFER (1983, Bd.II: 327) als bezeichnender Waldpionier auf aufgelassenen Kulturböden der offenen Landschaft, in

Steinbrüchen und Mergelhalden ausgewiesen wird. Der Autor weiter: "Im übrigen kann das EPILOBIO-SALICETUM CAPREAE länger überdauern als alle anderen Vorwaldgesellschaften und bei herabgesetzter Walddynamik, sei es wegen der Ferne des Waldes (z.B. in Steinbrüchen), sei es aus standörtlichen Gründen (trockene Lagen), zu einem höherwüchsigen Stadium auswachsen" (OBERDORFER 1983, Bd.II: 327).

WARTNER (1983) fand auf flachgründigen Granitgrusböden Fragmente des FESTUCO-VERONICETUM DILLENII, eine Pioniergesellschaft mit Verbreitungsschwerpunkt auf voll besonnenen Felsköpfen und vorspringenden Felsgraten (OBERDORFER 1978, Bd. II).

Auf feldspatreichen Standorten des Fichtelgebirges konnten sich Magerrasen mit *Dianthus deltoides*, *Festuca rubra*, *Festuca ovina*, *Alchemilla monticola*, *A. glaucescens*, *Turritis glabra* und *Lembotropis nigricans* etablieren. Auf grusigen, verdichteten Standorten dominiert *Danthonia decumbens*. Im Schatten der Vorwaldgehölze findet sich an einigen Stellen *Diphysium issleri*.

In den Steinbrüchen des Scheuchbergs (östl. Regensburg) beschreibt SCHEUERER (1988, unpubl.) außerdem das RANUNCULETUM SCELERATI als Dauergesellschaft auf Böden, die starken Wasserstandschwankungen unterworfen sind, mit den Arten *Ranunculus scleratus*, *Equisetum arvense*, *Rorippa palustris*, *Phragmites communis*, *Ranunculus acris* und *Salix purpurea*. Abb. 1/13 (S. 45) gibt eine Übersicht über tatsächliche und mögliche Sukzessionsstadien.

Vegetation temporärer und perennierender Gewässer

Zahlreiche Sohlen aufgelassener Granitsteinbrüche stehen unter Wasser. Dies ist die Folge der kesselartigen Abbautätigkeit einerseits und des zufließenden Hangwassers andererseits. Dabei handelt es sich meist weder um Quell- noch um Grundwasser, sondern um einen oberflächennahen Abfluß, den sogenannten "Interflow" (WEINIG 1989, mdl.). Diese Seen erreichen häufig eine beachtliche Ausdehnung und beachtliche Tiefen; als maximale Tiefe eines derartigen Steinbruchsees wurden 37 m genannt (REITER 1989, mdl.). Eine Fläche von 1/2 - 2 ha ist keine Ausnahme. Die Ufer stürzen meist mehr oder minder senkrecht bis zur nächsten Berme, die

sich häufig schon tief im Wasser befindet. Bedingt durch die i.d.R. steilen Ufer finden Pflanzen nur in wenigen Fällen Siedlungsraum. WARTNER (1982) erwähnt bei Steinbrüchen im Raum Hauzenberg (Bayerischer Wald) *Carex leporina*, *Lycopus europaeus* und *Typha latifolia*.

In Steinbrüchen des Fichtelgebirges bilden *Comarum palustre*, *Eriophorum angustifolia*, *Carex rostrata* und *Carex canescens* sowie *Juncus effusus* die Ufervegetation. Auch *Utricularia spec.* und *Chara spec.* wurden in den Seen beobachtet (WURZEL 1989, mdl.). *Alnus glutinosa* und *Betula pendula* besiedeln die an die Seen angrenzenden Uferbereiche, sofern es sich nicht um an die Seefläche angrenzende Steilabstürze handelt. In den vernäßten Bereichen, die in manchen Fällen den "Überlauf" des Steinbruchgewässers bilden, erscheinen *Alnus glutinosa*-Bestände.

Nasse und feuchte Fahrspuren der Steinbrüche am Scheuchenberg beherbergen Bestände, in denen *Alopecurus aequalis* dominiert, häufig begleitet von *Juncus tenuis* (ähnliche Beobachtungen wurden auch im Raum Hauzenberg gemacht). Auch in dauerhaften Tümpeln ist *Alopecurus aequalis* vertreten, hier hingegen vergesellschaftet mit *Epilobium adenocaulon*, *Montia rivularis* oder *Stellaria alsine* (SCHEUERER 1988, unpubl.).

Vegetation der Abraumhalde

Je nach Verwendungszweck des Materials fallen unterschiedliche Mengen an Abraum an. In den Werksteinbrüchen um Hauzenberg und Tittling im Bayerischen Wald prägen Abraumhalden das Landschaftsbild.

Der Abraum beinhaltet - bedingt durch die Art der Verarbeitung - unterschiedliche Anteile an Fein- und Grobmaterial. Halden mit hohem Feinmaterialanteil werden binnen kürzester Zeit von Vorwaldgehölzen

(*Salix caprea*, *Populus tremula*, *Pinus sylvestris*, *Betula pendula*) erobert. Diese Vorwaldgesellschaft kann sich als sehr stabil erweisen und über einen langen Zeitraum den Aspekt bestimmen (OBERDORFER 1983, Bd.II. S.327). Daneben existieren auch Halden aus Grobmaterial, die selbst Jahrzehnte nach der Nutzungsaufgabe noch nicht besiedelt sind. Sandreiche Halden aus feldspatarmem Granit beherbergen Arten wie *Senecio viscosus*, *Rumex acetosella*, *Cardaminopsis arenosa*, daneben in tieferen Lagen *Teesdalia nudicaulis* (WURZEL 1989, mdl.).

1.4.3.6 Serpentinbrüche

(Bearbeitet von J. Vogel)

Serpentinbrüche sind Standorte mit extremen Standortbedingungen sowohl hinsichtlich ihres Bodenchemismus als auch physikalischer Parameter. Nahezu alle Serpentinstandorte Europas weisen daher eine spezifische (Serpentin-) Vegetation auf, die sich von der umgebenden Vegetation in meist deutlichem Maß unterscheidet (GIGON 1983, MUNTEAN 1979). In den bayerischen Serpentinbrüchen ist besonders das Vorkommen der Serpentinfauna-Gesellschaft hervorzuheben.

Vegetation der Abbruchwand

Als ausgesprochene Seltenheiten (Vorkommen in der Bundesrepublik fast ausschließlich auf Bayern beschränkt) können die Serpentinfauna *Asplenium adulterinum* und *Asplenium cuneifolium* gelten, die in einigen Steinbrüchen die Abbruchwand besiedeln. Sie formen eine eigene Assoziation, das ASPLENIETUM SERPENTINI.

Vegetation der Schuttkegel / der Schutthänge

Auf den Schuttfluren am Fuß der Felsen finden sich Borstgrasrasen-Fragmentgesellschaften (verarmte Fazies von Serpentin-Magerrasen), die dem POLY-

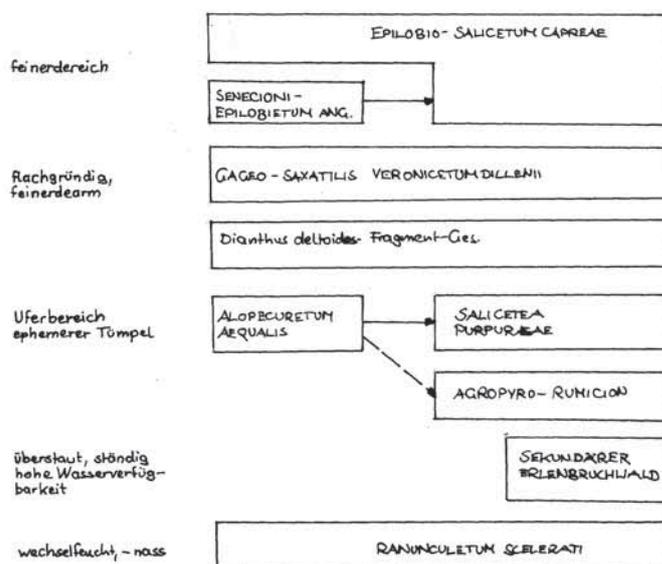


Abbildung 1/13

Sukzessionsschema für Sohlen der Granitbrüche

GALO-NARDETUM zugeordnet werden können. Auch auf diesen Standorten kann sich *Asplenium cuneifolium* einfinden. Die Sukzession verläuft auf Feinschottern mit hohem Boden- bzw. Lehmantel anders als auf Feinschottern ohne Beimischung dieser Bestandteile. Auf Feinschottern erfolgt eine erste Besiedelung durch *Silene vulgaris* und *Alyssum alyssoides* (Letztere nur Woja-Leite). Wenn der Feinschotter sich stabilisiert hat, gesellen sich *Lychnis vulgaris*, *Campanula rotundifolia* und *Festuca ovina* hinzu. Instabile Bereiche können von *Poa compressa* und *Thymus pulegioides* besiedelt werden.

Feinschotter mit hohem Boden- bzw. Lehmantel werden deutlich schneller besiedelt als Schotter ohne diese Beimischung. Damit verbunden ist ein höherer Deckungsgrad der Pflanzendecke. Dies könnte darauf hinweisen, daß ein hoher Humusanteil die standortbestimmenden Charakteristika des Ausgangsgesteins Serpentin (hohe Schwermetallkonzentration, ungünstiges Ca-Mg Verhältnis) abschwächt. Auf einer relativ frischen Erdaufschüttung im Steinbruch bei Wurlitz wurde - auf einer leicht nach Norden geneigten Fläche - eine interessante Fazies mit *Asplenium cuneifolium* beobachtet. Die Besonderheit besteht darin, daß der Farn offene und gestörte Stellen besiedelt, ein Verhalten, welches bisher nur in den sehr viel humideren Alpen festgestellt werden konnte.

Vegetation der Sohle

Trockene Flächen werden nicht selten von Beifuß-Rainfarn-Beständen eingenommen. Zusätzlich finden sich eine Reihe wärmeliebender Arten sowie Arten, die in der Umgebung nur selten anzutreffen sind, so *Arnica montana* und *Genista germanica*. Die Beifuß-Rainfarnengesellschaft kann vom EPILO-BIO-SALICETUM CAPREAE abgebaut werden.

Vegetation temporärer und perennierender Gewässer

In Steinbruchseen konnten im ufernahen Bereich *Utricularia vulgaris* und *Typha latifolia* beobachtet werden. In vernähten Bereichen siedelten sich *Lythrum salicaria*, *Equisetum fluviatile* und *Succisa pratensis* an.

Vegetation der Abraumhalde

Zur Bodenbildung im Grobschotter tragen hauptsächlich Moose und Flechten bei, die Feinerdematerial in ihren Polstern einfangen. Eine weitere Besiedelung erfolgt dann durch *Brachypodium pinnatum*, das mittels unterirdischer Ausläufer in diese Flächen vordringen kann. Auch Pflanzen mit oberirdischen Ausläufern - wie *Hieracium pilosella* und *Fragaria viridis* - gelingt es, Fuß zu fassen. In Grobschotter siedeln außerdem die Serpentinfarne *Asplenium cuneifolium* und *Asplenium adulterinum*, sowie die basiphile Kleinart *Asplenium trichomanes ssp. quadrivalens*. Ersterer kann sich möglicherweise lange Zeit an diesem für ihn günstigen Standort behaupten und wird erst durch aufkommenden Wald und die dadurch zunehmende Beschattung verdrängt.

1.5 Tierwelt

Die Fauna der Steinbrüche in Bayern ist nur in Einzelfällen - d.h. entweder bezogen auf ein meist eng begrenztes Gebiet oder auf eine bestimmte Tiergruppe bzw. Einzelarten - gut dokumentiert. Daneben liegen die Daten der Biotopkartierung vor, die jedoch nur mit gewissen Vorbehalten verwendet werden können. Sie resultieren aus der Erhebungsmethode der Aufnahmeverfahren, die sich in der Hauptsache nicht an den Methoden faunistischer Kartierungen orientiert. Dazu kommt noch der uneinheitliche Kenntnisstand der Kartierer. Daher kann vermutlich davon ausgegangen werden, daß die tatsächlichen Vorkommen höher sind als die Angaben der Biotopkartierung annehmen lassen. Als weitere Quellen standen die Artenschutzkartierungen und die ABSP-Landkreisbände zur Verfügung.

Heute bereits gibt es einige Arten, die - zumindest in einzelnen Regionen Bayerns - zu einem Großteil auf Sekundärstandorte in Abbaustellen angewiesen sind. Die Tatsache, daß bereits 90% der Flußregengepfeiferpopulation Nordbayerns auf anthropogene Standorte angewiesen ist (ORNITHOLOG. GES./Lfu 1987),

unterstreicht die Bedeutung der Sekundärstandorte in Bereichen, in denen sich die Standortdynamik 3. Grades aufgrund menschlichen Wirkens (Flußverbauung etc.) nicht mehr auf natürliche Weise manifestieren kann. Ein weiteres Beispiel für die Bedeutung der Sekundärlebensräume in Steinbrüchen liefert der Uhu: Etwa die Hälfte der bayerischen Population ist in Steinbrüchen anzutreffen. Auch etwa ein Viertel der bekannten Geburtshelferkrötenpopulationen - darunter die individuenstärksten - siedeln in Steinbrüchen.

Für die Besiedelung von Steinbrüchen und die Etablierung von mehr oder minder stabilen Populationen sind zwei Faktoren maßgeblich:

- Mobilität/Vagilität der einzelnen Tierarten bzw. die Nähe des zu besiedelnden Lebensraumes zu möglichen Lieferbiotopen,
- Übereinstimmung der vorhandenen Situation im Steinbruch (Flächengröße, Raumstruktur, Nahrungsgrundlagen) mit den Ansprüchen der siedelnden Art.

Demgemäß treten in Steinbrüchen vor allem drei Gruppen von Tierarten auf: zum einen "Zuwanderer und Neubesiedler, die die Flächen überwiegend aktiv aufsuchen und die zumeist Flüchtlinge aus der umgebenden Kulturlandschaft sind und [...] Arten, die im Zuge von Arealverlagerungen oder bei saisonaler, periodischer bzw. aperiodischer Wanderung auf Trittsteinlebensräume stoßen, sowie besonders vagile Arten und Pionierarten, die auf häufige Standortwechsel genetisch vorprogrammiert sind" (MALTZ 1984).

In den Steinbrüchen haben sich viele Arten eingefunden, deren Primärhabitats vor allem auf nährstoffarmen und extensiv bewirtschafteten Standorten zu suchen sind, die durch zivilisatorische Maßnahmen im Rückgang (Strukturverarmung, Pestizi-

deinsatz) begriffen waren und auch noch weiterhin sind. Mit ihnen findet sich ein Artenspektrum ein, das nicht unmittelbar auf steinbruchtypische Lebensräume wie Steilwand oder vegetationsfreie Halde angewiesen ist. Steinbrüche spielen daher nicht nur für ausgesprochene Fels- oder Rohbodenbewohner eine Rolle, sondern auch für Arten, die durch die Veränderungen der traditionellen Kulturlandschaft verdrängt werden und deren primäre Lebensräume keine oder nur geringe Ähnlichkeiten mit Steinbruchbiotopen aufweisen. Ihre Akzeptanz gegenüber dem Biotoptyp "Steinbruch" kann darauf beruhen, daß entweder bestimmte, z.B. für die Brut erforderliche Strukturelemente vorhanden sind, oder daß nahrungsökologische Beziehungen bestehen.

Dabei übernimmt der Steinbruch in Abhängigkeit von der Raum-Zeit-Einbindung der einzelnen Art unterschiedliche Funktionen, in zeitlicher Hinsicht z.B. als Ganzjahreslebensraum oder Sommerlebensraum. In vielen Fällen, z.B. bei mobilen Arten und/oder Arten mit hohem Arealanspruch, kann der Steinbruch nur räumliche Teilfunktionen, z.B. als Brutplatz oder als Jagdrevier, abdecken. Die Funktionen lassen sich nur bedingt den in Kap.1.1.2 (S. 16) vorgestellten Teil Lebensräumen oder verschiedenen Ausgangsgesteinen zuordnen. In den folgenden Ausführungen wird daher nicht eine Gliederung nach Standorten oder Gesteinsarten zugrunde gelegt, sondern anhand charakteristischer Tiergruppen und Arten die Einnischung im Steinbruch beispielhaft aufgezeigt.

Unter dem Begriff "Schlüsselart" sind seltene Arten zu verstehen, die eine Umstellung der Standardpflege auf eine artbezogene Spezialpflege notwendig machen. Dies gilt auch für Leitarten (zur Definition von Leit- und Schlüsselart siehe Kap. 1.9.1, (S. 84).

Während für die Vögel und Amphibien relativ umfangreiche Untersuchungen vorliegen, sind Untersuchungen zu anderen Tiergruppen nur spärlich oder überhaupt nicht vorhanden bzw. veröffentlicht (z.B. Säuger: Fledermäuse).

1.5.1 Vögel

Steinbrüche werden durch ihre reiche Strukturierung und durch die Vielfalt der ökologischen Nischen zahlreichen Habitatansprüchen gerecht. Fol-

gende Gruppen können in Steinbrüchen erwartet werden (vgl. Abb.1/14, S. 47):

- **Felsbrüter**

Die Eignung der Abbruchwand für Felsbrüter verändert sich auch mit fortschreitendem Alter nicht, weil sie in der Regel nur in geringem Maß der Veränderung durch die Sukzession unterliegt. Zu unterscheiden sind Arten, die auf Felsen obligat angewiesen sind (Wanderfalke, bedingt auch der Uhu), und Arten, die diese Brutmöglichkeiten neben weiteren anderen nutzen (Mauersegler, Schleiereule - GÖRNER 1978).

- **Arten des vegetationslosen (-armen) Offenlandes**

Die von diesen Arten bevorzugten Bereiche wie Sohle und Abraumhalde sind in Abhängigkeit von Exposition, Wasserhaushalt und Gesteinsart der Sukzession ausgesetzt und daher nur eine begrenzte Zeit für diese Arten nutzbar.

- **Arten gehölzreicher Komplexstandorte**

Diese Arten lösen solche des vegetationslosen Offenlandes auf Sohle und Halde ab.

VIDAL (1980) kommt zu folgender Feststellung: "**Mit zunehmendem Verlust des offenen Ödlandcharakters wird die Artenzusammensetzung untypischer**" (ebd.). BRUNS (1987) ergänzt: "Mit zunehmender Verbuschung, hauptsächlich des Halde- und Sohlenbereichs, gleicht sich die Artenzusammensetzung der Vogelwelt anderen Gehölzbiotopen an. Die Artenmannigfaltigkeit (Diversität) der Vogelgemeinschaft nimmt mit dem Fortschritt der Sukzession zunächst stetig zu. Kommt es zu einer flächendeckenden Verbuschung, nimmt die Diversität wieder ab" (ebd.).

SCHMIDT (1976) berichtet aus Ungarn, daß einige Vogelarten ihr Verbreitungsareal durch die Besiedelung von Steinbruchbiotopen deutlich erweitern konnten. Arten der in Ungarn nur in wenigen Gegenden verbreiteten Felswände und Abstürze besiedelten auch Flach- und Hügelland, als dort Steinbrüche geschaffen wurden. Profitieren konnten vor allem echte Felsenbrüter wie Steinrötel (*Monticola saxatilis*), Steinschmätzer (*Oenanthe oenanthe*) und Hausrotschwanz (*Phoenicurus ochruros*), doch auch nicht auf Felsabstürze spezialisierte Arten wie Neuntöter (*Lanius collurio*) und Heidelerche (*Lul-*

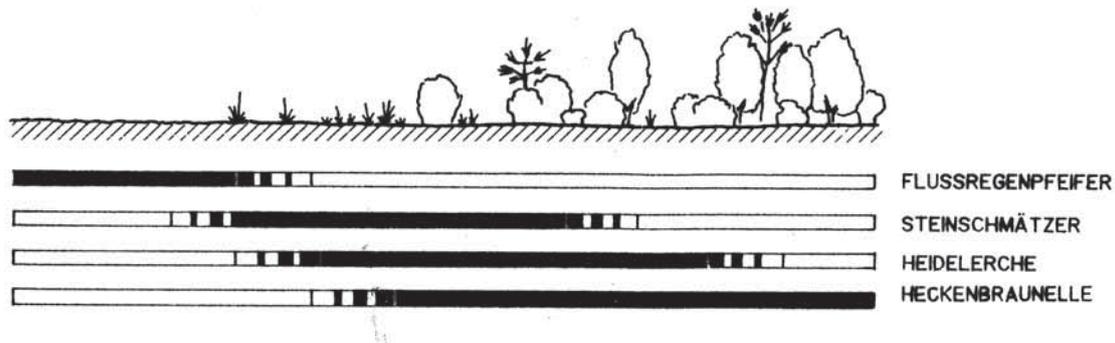


Abbildung 1/14

Abhängigkeit einzelner Vogelarten von bestimmten Sukzessionsstadien in Steinbrüchen (eigene Darstellung)

Tabelle 1/17

Steinbrüche nutzende Vogelarten aus der Roten Liste Bayern. Quellen: "Rote Liste gefährdeter Tiere in Bayern (LfU 1992), Arten nach Bayer. Biotopkartierung, Stand Juni 1989, VIDAL (1980), SCHERZINGER (1987), HÖLZINGER (1987), PLACHTER (1983), DORKA (1973), BECKER (1990, mdl.), GÖRNER (1978), BRAINICH (1981)

<u>Gefährdungsstufe 1:</u>	
Auerhuhn	<i>Tetrao urogallus</i>
Brachpieper #	<i>Anthus campestris</i>
Rotschenkel	<i>Tringa totanus</i>
Steinkauz	<i>Athene noctua</i>
Steinschmätzer #	<i>Oenanthe oenanthe</i>
Wiedehopf	<i>Upupa epops</i>
Zippammer #	<i>Emberiza cia</i>
<u>Gefährdungsstufe 2:</u>	
Bekassine	<i>Gallinago gallinago</i>
Blaukehlchen	<i>Luscinia svecica</i>
Braunkehlchen	<i>Saxicola rubetra</i>
Heidelerche #	<i>Lullula arborea</i>
Mittelspecht	<i>Dendrocopos medius</i>
Ortolan	<i>Emberiza hortulana</i>
Rohrweihe	<i>Circus aeruginosus</i>
Wanderfalke #	<i>Falco peregrinus</i>
Wendehals	<i>Jynx torquilla</i>
Wespenbussard	<i>Pernis apivorus</i>
<u>Gefährdungsstufe 3: Gefährdet</u>	
Dorngrasmücke	<i>Sylvia communis</i>
Flußregenpfeifer	<i>Charadrius dubius</i>
Hohltaube	<i>Columba oenas</i>
Neuntöter #	<i>Lanius collurio</i>
Rebhuhn	<i>Perdix perdix</i>
Rotmilan	<i>Milvus milvus</i>
Sperber	<i>Accipiter nisus</i>
Turteltaube	<i>Streptopelia turtur</i>
Uhu #	<i>Bubo bubo</i>
Waldschnepfe	<i>Scolopax rusticola</i>
<u>Gefährdungsstufe 4R:</u>	
Habicht	<i>Accipiter gentilis</i>
Rauhfußkauz	<i>Aegolius funereus</i>
Sperlingskauz	<i>Glaucidium passerinum</i>
<u>Gefährdungsstufe 4S:</u>	
Felsenschwalbe	<i>Ptyronoprogne rupestris</i>
Mauerläufer	<i>Tichodroma muraria</i>
# : typische Brutvögel in Steinbrüchen	

lula arborea). Bis auf den Steinrötel, der in Bayern im außeralpinen Bereich verschollen ist, lassen sich die Beobachtungen von SCHMIDT durch die Auswertung der Bayerischen Biotopkartierung und die Untersuchungen von VIDAL (1980) bestätigen.

Er betrachtet den bereits erwähnten Hausrotschwanz sowie die Bachstelze (*Motacilla alba*) als Charaktervögel der Steinbrüche. Die Auswertung der Bayerischen Biotopkartierung (Stand Juni 1989) zeigt, daß zahlreiche Vogelarten - darunter auch

hochgradig gefährdete Arten - den Steinbruch zumindest zeitweise aufsuchen und nutzen (s. Tab. 1/17).

Im folgenden werden die Bedeutung der Steinbrüche für ausgewählte, gefährdete Arten sowie die speziellen Ansprüche dieser Arten an ihre Umwelt näher dargelegt. Dabei stehen der Uhu und der Wanderfalke stellvertretend für die Felsbrüter, der Flußregenpfeifer für die Brüter auf vegetationslosen Flächen, der Steinschmätzer für die Arten mit Prä-

ferenz für vegetationsarme Bereiche mit einzelnen Gehölzkomplexen und die Heidelerche für etwas weiter fortgeschrittene Sukzessionsstadien mit ausgebildeter Krautschicht und auch ausgeprägterem Gebüsch.

1.5.1.1 Uhu (*Bubo bubo*)

Die Bestandsentwicklung des Uhus war in der Bundesrepublik Deutschland bis in die 60er Jahre stark rückläufig. Diese Entwicklung konnte vor allem durch Wiedereinbürgerungsmaßnahmen und durch rigide Beachtung des Abschlußverbotes entschärft werden, doch zählt der Uhu immer noch zu den gefährdeten Arten (RL-Status 3). In Bayern ist der Uhu vor allem in der Frankenalb, im Oberpfälzer und im Bayerischen Wald sowie in den Alpen als seltener Brutvogel nachgewiesen (ORNITHOLOG. GES/ LFU 1987).

Als Altvogel ist der Uhu extrem standorttreu. Das von einem Paar beanspruchte Wohngebiet umfaßt 12 - 20 km². Jungvögel sind dagegen sehr mobil; sie entfernen sich im Herbst und Frühwinter bis zu 200km vom Horst (DRACHENFELS 1983). "Der Uhu ist äußerst plastisch in der Brutplatzwahl. Innerhalb seines [...] Verbreitungsgebietes nutzt er so unterschiedliche Standorte wie Felsbänder, Schutthalden, Moorbülden, Baumhöhlen, Reisighorste, Wurzelteller, Hangmulden oder Gebäude. [...] Für mitteleuropäische Verhältnisse gilt der 'Felsenuhu' als typisch. Die Beschränkung auf exponierte, oft schwer zugängliche Felsareale ist aber ein Sekundärzustand als Anpassung auf jahrhundertelange Verfolgung [...]. Im Zuge verschärfter Schutzbestimmungen [...] werden in zunehmendem Maß auch weniger anspruchsvolle Brutplätze angenommen" (SCHERZINGER 1987). "Einsame, walddreiche Berggegenden gehören nicht zu den Optimallebensräumen des Uhus; solche Habitate waren zu Zeiten extremen Jagddrucks die Rückzugsgebiete des Uhus" (HÖLZINGER 1987). "Der Uhu bevorzugt [...] eine möglichst abwechslungsreiche, vielfältig gegliederte (Kultur-) Landschaft. Von Vorteil sind ausgedehnte Randlinien zwischen Wald und offener Landschaft, die dem Uhu vielfältige Jagdmöglichkeiten bieten. Vorteilhaft ist das Vorhandensein weiterer Ökotope wie beispielsweise Verlangungszonen stehender Gewässer und Flußufer" (ebd.).

Im Bayerischen Wald stößt der Uhu bei etwa 850 mü.NN an eine Verbreitungsgrenze, da er aufgrund der anhaltenden Schneelage in größerer Höhe im Winter nicht mehr in der Lage ist, seinen Nahrungsbedarf zu decken (SCHERZINGER 1987).

Das bisher Gesagte macht die Schlußfolgerung SCHERZINGERS verständlich, nämlich "daß felsige Bachschluchten und **Steinbrüche** des milderen Vorlandes [des Bayer. Waldes - Anm. des Verf.] die günstigsten Uhuhabitats stellen" (SCHERZINGER 1987). Die Bedeutung der Steinbrüche für den Uhu wird auch für den gesamt-bayerischen Raum noch dadurch unterstrichen, daß nach FICHTEL (1989, mdl.) etwa jeder zweite Uhu Bayerns in Steinbrüchen horstet.

Am Beispiel des Bayerischen Waldes erläutert SCHERZINGER (ebd.), warum Steinbrüchen eine derart herausragende Rolle zufällt: "Das Angebot an Naturfelsen und Steinbruchwänden ist in Abhängigkeit von der Seehöhe sehr ungleich verteilt. Die Masse strukturell geeigneter Felsgebiete findet sich in Kamm- und Hanglagen höherer Berge. Diese sind durch geschlossene Waldungen, unbedeutende Gewässer, anhaltende Schneedecke und eine generell geringe Beutedichte charakterisiert. Im milderen Talbereich nehmen Wald- und Felsanteile ab, Gewässerqualität und Beuteangebot aber zu. Bis auf die Felsen der Bachschluchten gibt es in dieser Höhenlage kaum geeignete Felsbildungen. [...] **Das anthropogene Felsangebot der Steinbrüche [spielt] eine hervorragende Rolle**, da diese in der offenen Kulturlandschaft begünstigter Seehöhe liegen. [...] Die geeignetsten Steinbrüche [treffen] mit der höchsten Beutedichte zusammen" (SCHERZINGER 1987).

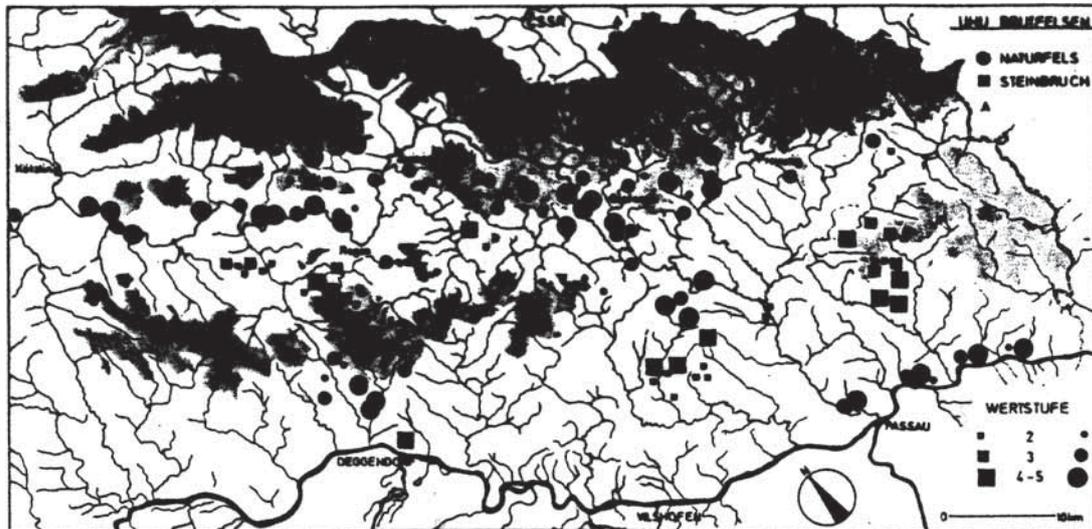
Einen anschaulichen Vergleich zwischen potentiellen Habitaten und tatsächlichem Vorhandensein des Uhus unter Berücksichtigung der Steinbrüche zeigt [Abb.1/15](#) (S. 50).

Welche Bedingungen muß ein potentielles Brut habitat - z.B. ein Steinbruch - konkret erfüllen? Weniger die Gesamthöhe einer Felswand als vielmehr ihre Gliederung durch Bänder oder Simse ist für die Eignung als Brutfelsen ausschlaggebend, wobei "der Uhu [...] nicht zwischen natürlichem und anthropogenem Brutfelsenangebot unterscheidet" (SCHERZINGER 1987). Der freie Anflug zum Brutfelsen muß gegeben sein, ebenso sollte aber auch ein ausreichendes Deckungsangebot in unmittelbarer Nähe, für den Tageseinstand, bestehen. Wie bei zahlreichen Felsbrütern werden vor allem überwiegend südexponierte Felsen bevorzugt, nordexponierte Felsen häufig vollständig gemieden. Die Nähe zu Gewässern und der Reichtum an Grenzlinien wirkt sich ebenfalls positiv aus.

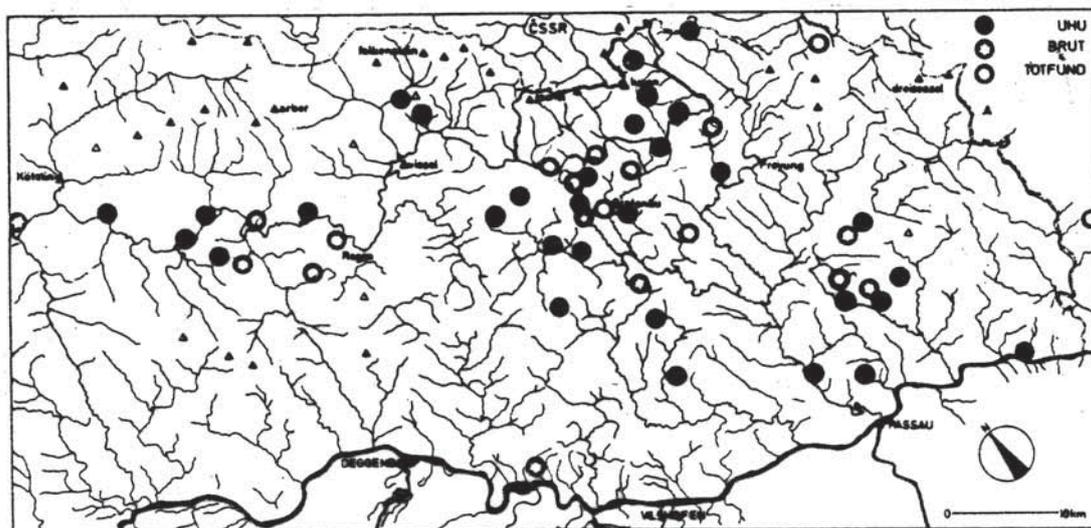
Hervorzuheben ist in diesem Zusammenhang, daß SCHERZINGER weder den bäuerlichen Materialentnahmestellen ("meist ganz von Wald umgeben, vielfach auch völlig zugewachsen" - ders. 1987) noch den großen Schotterbrüchen eine Bedeutung als potentielle Uhu-Brutplätze zumißt. Nur Werksteinbrüche, in denen "große Granitquader abgesprengt und ausgebeutete Steinbrüche wieder einer natürlichen Sukzession mit Pionierpflanzen überlassen werden, liefern optimale Bedingungen für den Uhu."

Als besonders negativ wertet der Autor

- die Verfüllung und Zuschüttung von Steinbrüchen;
- die Nutzung von Steinbrüchen als Bade- oder Fischteich;
- Kletterrouten, Wanderwege und Skiloipen in unmittelbarer Nähe des Brutareals;
- die Nähe von Siedlungen zu potentiellen Brutbiotopen.



Angebot zur Brut geeigneter Naturfelsen und Steinbrüche im erweiterten NP-Vorfeld. Berücksichtigt wurden nur Wertstufen 2–5 (subjektiv). Durch Rasterung sind die 700-m- (Grenze permanenter Schneedecke im Winter) und 850-m-Höhenlinie (Biotopminderung durch hohen Waldanteil und geringe Beutedichte) hervorgehoben. Das Angebot der wenig geeigneten Montanstufe (über 850 m NN) wurde nur punktuell eingetragen.



Uhuubeobachtungen im erweiterten NP-Vorfeld (1972–1985; einschließlich Totfunden). Die Vorkommen konzentrieren sich auf das Flußsystem von Regen und Donau sowie auf die Steinbrüche bei Paterndorf, Tittling und Hauzenberg.

Abbildung 1/15

a und b: Koinzidenz zwischen Uhuubeobachtungen und geeigneten Lebensräumen im erweiterten Vorfeld des Nationalpark Bayerischer Wald (1972 - 1985) (SCHERZINGER 1987)

Welche Bedeutung Störungen anthropogenen Ursprungs bei der Besiedelung zukommt, zeigt die Tatsache, daß zahlreiche von der Ausstattung und von der Nähe zu Ausbreitungszentren optimale Bereiche nicht besiedelt werden, wenn sie Störungen unterworfen sind. Dagegen werden suboptimale Areale angenommen, wenn sie störungsfrei sind (SCHERZINGER 1987). Der Autor erwähnt, daß hingegen aktiver Steinbruchbetrieb vom Uhu u.U. sogar zur Brutzeit toleriert werden kann, "solange der Brutfels nicht von Personen betreten wird" (SCHERZINGER 1987). Dies erfordert störungsfreie Restflächen, wie sie z.B. in den schotterverarbeitenden Großbetrieben nicht gewährleistet werden können.

Der Uhu ist nicht als Leit-, sondern als **Schlüsselart** anzusehen. Da er durch die Empfehlungen zur Pflege von Steinbrüchen (Kap.4.2.4) vermutlich einer zu starken Störung ausgesetzt wäre, sind Pflegeeingriffe in den vom Uhu besiedelten Steinbrüchen mit Ausnahme unbedingt notwendiger Maßnahmen (z.B. Entbuschung der Simse) von Mitte Januar bis Mitte Oktober zu unterlassen.

1.5.1.2 Wanderfalke (*Falco peregrinus*)

Der Rückgang des Wanderfalken läßt sich auf eine Reihe von Ursachen zurückführen: Anthropogene Eingriffe (Aushorstung, intensive Freizeitnutzung wie z.B. Klettern, Verlust des Lebensraumes - HÖLZINGER 1987) sowie der ehemals hohe Einsatz von DDT in der Landwirtschaft sind dafür ebenso verantwortlich wie interspezifische Konkurrenz um Brutplätze (Uhu, Kolkkrabe) sowie Prädation durch Marder oder Uhu. Zumindest in Baden-Württemberg kann jedoch inzwischen - v.a. durch die Aktivitäten der Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz (AGW) - eine positive Bestandsentwicklung festgestellt werden.

Der Jahresvogel Wanderfalke besiedelt in Bayern außerhalb der Alpen nur zwei Regionen. Die höchste Individuenzahl findet sich in den bis zu 70m hohen Felsen der aufgelassenen Buntsandsteinbrüche am Main. Hier bestätigt sich einmal mehr die Tatsache, daß der Wanderfalke markante Felsen und Felsformationen bevorzugt als Brutplatz annimmt (HEPP 1982), wenn diese auch nicht - wie in Baden-Württemberg - vorwiegend nach Osten oder Nordosten, sondern nach Südosten exponiert sind. Felswände und -galerien dienen dem Wanderfalken nicht nur als Brutplatz, sondern auch als Rupfkäuzeln oder Schlaffelsen. Für die Wahl des Horstplatzes ausschlaggebend ist in den meisten Fällen die Höhe des Felsens sowie das Vorhandensein "störungsfreier, gegen Tropfwasser und Schnee geschützter, geräumiger Plattformen" (HÖLZINGER 1987). Auch künstliche Horstplätze werden angenommen, wenn dem subjektiven "Sicherheitsbedürfnis" des Wanderfalken Rechnung getragen wird (ebd.), also ein mindestens 15cm starker Unterbau (dann auch freitragend) vorhanden ist. Horstbauten nach dem neuesten Stand der Technik beschränken sich jedoch nicht nur allein auf das Heraussprengen oder den Einbau von Nischen, sondern berücksich-

tigen auch Drainage (Einbau wasserableitender Rollkiesaufschüttungen) sowie den Schutz vor Tropfwasser und Schnee-Einwehungen (HEPP 1982, HÖLZINGER 1987). Detaillierte Beschreibungen der Anlage von Kunsthorsten finden sich bei HEPP (1982) und SCHILLING & ROCKENBAUCH (1985). Auf Beklettern besiedelter Felsen reagiert der Wanderfalke äußerst empfindlich, teils sogar mit Aufgabe des Horstes (ROCKENBAUCH 1965 in HÖLZINGER 1987). Ungezielte Behelligungen wie "Störung durch Forstbetrieb, Sprengung im Steinbruch, Straßenbauarbeiten" (SCHILLING & ROCKENBAUCH 1985) können in gewissen Grenzen offenbar toleriert werden.

Voraussetzung für eine Bestandserholung in Bayern sind die Aktionen der AGW (Bewachung der Horste, Schaffung künstlicher Horste, Prophylaxe gegen Prädatoren und Parasiten) sowie eine konsequente Unterschutzstellung besiedelter Horstfelsen und Steinbrüche. Das Angebot an attraktiven Felswänden könnte durchaus noch erhöht werden, da auch die Bruchwände der Muschelkalkbrüche des Würzburger Raums enorme Höhendifferenzen überwinden und aus diesem Grund für den Wanderfalken attraktiv sein müßten. In vielen Fällen schreiben die Sicherheitsvorschriften vor, daß die Bermen, die die Abbauwand unterteilen, aus Gründen der Standfestigkeit erhalten werden müssen, so daß die Möglichkeit, eine Steilwand zu schaffen, nicht wahrgenommen werden kann.

Der Wanderfalke ist nicht als Leit-, sondern als **Schlüsselart** anzusehen. Da er durch die Empfehlungen zur Pflege von Buntsandsteinbrüchen (Kap.4.2.4.7) vermutlich einer zu starken Störung ausgesetzt wäre, sind Pflegeeingriffe in den vom Wanderfalken besiedelten Steinbrüchen von Mitte Januar bis Mitte Oktober zu unterlassen.

1.5.1.3 Flußregenpfeifer (*Charadrius dubius*)

Der Ausbau und die Begradigung der Flüsse verursachen einen starken Bestandsrückgang des Flußregenpfeifers, der deswegen in Bayern zu den gefährdeten Arten (RL-Status 3) zählt. In Südbayern besiedelt er überwiegend noch seine natürlichen Habitate, d.h. vegetationsarme Kies- und Sandbänke an Flußläufen; in Nordbayern weichen im Gegensatz dazu 90% der Population auf Sekundärhabitats wie Kies- und Sandgruben sowie Steinbrüche aus (ORNITHOLOG. GES/ LFU 1987 - vgl. Abb. 1/16, S. 52).

Der Flußregenpfeifer benötigt nur leicht reliefierte, vegetationsarme Areale oft nur geringer Flächenausdehnung; bereits Versuche mit 400m² führten zur erfolgreichen Ansiedlung eines Flußregenpfeifer-Pärchens (FURRINGTON & HÖLZINGER 1975, zit. in HÖLZINGER 1987). Auf das Substrat bzw. die Korngröße des Materials scheint der Flußregenpfeifer recht flexibel zu reagieren: Neben den natürlichen Standorten Sand und Kies nimmt er - beispielsweise in Steinbrüchen - sowohl recht grobes (Gipsbruch Sulzheim - BANDORF & LAUBENDER 1982) als auch grusiges (Basaltbruch Zeilberg bei Voccawind - eigene Beobachtung) Material an.

Obwohl der Flußregenpfeifer Flachwasserzonen für die Nahrungssuche benötigt, müssen Nistplätze nicht unbedingt in unmittelbarer Nähe zum Wasser liegen: "Fehlen im näheren Nistbereich günstige Ernährungsbedingungen, werden oft mehrere Kilometer entfernte günstige Nahrungsgebiete aufgesucht" (HÖLZINGER 1987).

Der Flußregenpfeifer läßt sich von Abbaumaßnahmen, die um ihn herum ablaufen, nur wenig beeindrucken, vorausgesetzt allerdings, daß die von ihm beanspruchte Fläche während des Sommers nicht betreten und bearbeitet wird.

Der Abbau leistet durch die ständige Neuschaffung vegetationsarmer Areale eine wichtige Voraussetzung dafür, daß die Attraktivität einer Fläche für den Flußregenpfeifer erhalten bleibt. Zwar kann auch der Steinbruchbetrieb durch Störungen Beeinträchtigungen nach sich ziehen, doch wirken sich Freizeitaktivitäten wesentlich negativer aus. HÖLZINGER (1987) veranschaulicht dies anhand von Kiesabbaugebieten. Dabei hebt er zwei Aspekte be-

sonders hervor: Zum einen wird "die überwiegende Mehrzahl der [...] Abbaugelände nicht für Biotop- und Artenschutzmaßnahmen sichergestellt, sondern für verschiedene Freizeitaktivitäten [...] verplant", was schwerwiegende Lebensraumveränderungen für den Flußregenpfeifer mit sich bringt. Zum anderen stören Badende und sonstiger Freizeitbetrieb den Flußregenpfeifer in seinem Brutgeschäft.

Da für die meisten Steinbrüche eine derartige Umwandlung in intensiv genutzte Freizeitgebiete allein schon mangels ausreichend groß dimensionierter Wasserflächen nicht in Frage kommt, stehen in Steinbrüchen die Chancen, den Flußregenpfeifer als Brutvogel zu halten, relativ gut, vorausgesetzt, daß entsprechende Nahrungsbiotope nicht allzuweit entfernt sind und die Sukzession sich nicht über ein für den Flußregenpfeifer tolerierbares Stadium hinausentwickelt.

Der Flußregenpfeifer ist **für bestimmte Landkreise als Leitart** zu betrachten.

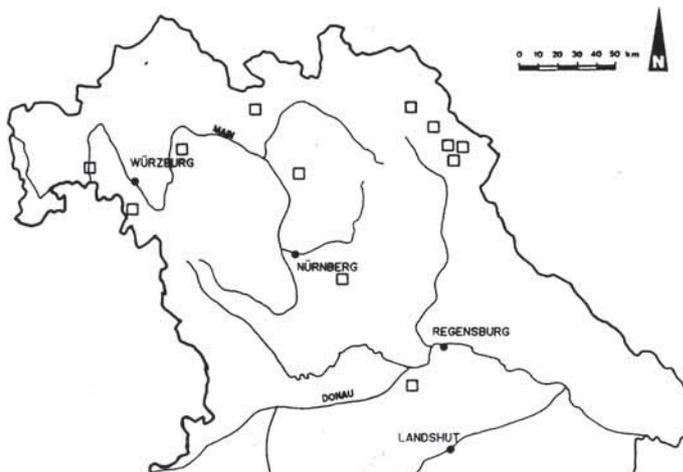


Abbildung 1/16

Vorkommen des Flußregenpfeifers (*Charadrius dubius*) in bayerischen Steinbrüchen (Darstellung auf Basis der TK 1 : 25.000), Quelle: Bayer. Biotopkartierung, Stand Juni 1989

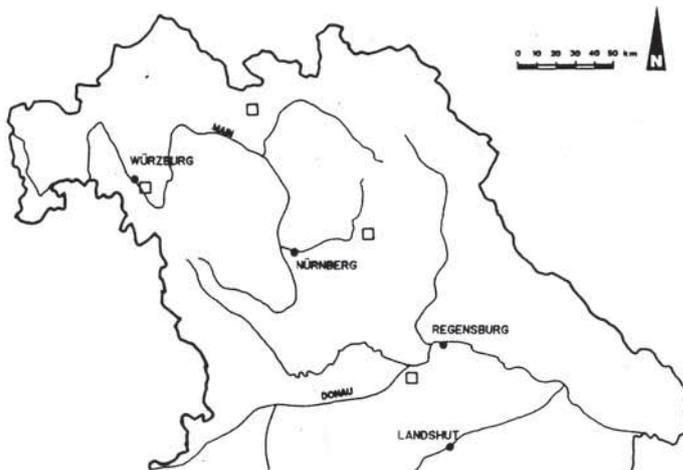


Abbildung 1/17

Vorkommen des Steinschmätzers (*Oenanthe oenanthe*) in bayerischen Steinbrüchen (Darstellung auf Basis der TK 1 : 25.000), Quelle: Bayer. Biotopkartierung, Stand Juni 1989

1.5.1.4 Steinschmätzer (*Oenanthe oenanthe*)

Die Population des Steinschmätzers ist seit etwa 1950 stark rückläufig, wobei diese Tendenz weiterhin anhält (HÖLZINGER 1987). In der Roten Liste Bayern wird er deswegen in die Kategorie der stark gefährdeten Arten (RL-Status 1) eingeordnet. In Bayern ist der Steinschmätzer als Brutvogel vor allem in den Main-nahen Gebieten Unterfrankens und in der Hochrhön noch beheimatet. Kleinere brütende Populationen oder einzelne Paare wurden auch noch in Mittelfranken und Oberfranken beobachtet. Im übrigen Bayern sind die ehemaligen Brutvorkommen vermutlich erloschen (BANDORF & LAUBENDER 1982, ORNITHOLOG. GES./ LFU 1987).

Neben dem Einfluß von Umweltchemikalien, widrigen Klimafaktoren und negativen Entwicklungen im Winterquartier stellt die Zerstörung des Lebensraumes den größten Bedrohungsfaktor dar: Durch die Flurbereinigung von Acker- und Wiesengebieten sowie in Weinbergen sind infolge der damit bis in die jüngste Zeit verbundenen Ausräumung der Landschaft sehr viele Brutgebiete zerstört worden. "Geeignete Neststandorte, wie Natursteinmauern und Lesesteinhaufen, sowie Singwarten in einer ehemals reich strukturierten Kulturlandschaft sind verschwunden" (HÖLZINGER 1987).

"Der Steinschmätzer bevorzugt als Bruthabitat offenes, trockenes, vegetationsarmes und steiniges Gelände von Felsfluren, Geröllhalden, Heideflächen, [...] Abbaugeländen, hier vor allem Kies- und Sandgruben, Steinbrüche; [...] vegetationsfreie Flächen zur Nahrungssuche und höher gelegene Singwarten müssen vorhanden sein. Süd- bis Südost-Hanglagen werden allen in anderen Richtungen exponierten Hängen vorgezogen" (HÖLZINGER 1987). **Aufgelassene Steinbrüche kommen den Habitatansprüchen des Steinschmätzers also in der Regel sehr entgegen.** Zudem sind Steinbrüche geeignet, zwei der wesentlichen Gefährdungsfaktoren abzumildern: einerseits sind Steinbrüche weitgehend frei

vom direkten Einfluß der Agrochemikalien, andererseits entpuppen sich sowohl südexponierte als auch kesselförmig angelegte Steinbrüche als "Wärmefallen", die dem Steinschmätzer deutlich bessere klimatische Bedingungen bieten als das Umland (vgl. Abb. 1/17, S. 52).

Regelmäßige Vorkommen von Steinschmätzern in Steinbrüchen und auf deren Halden sind aus den Landkreisen Rhön-Grabfeld und Würzburg (Unterfranken) belegt. Vorkommen von Brutpaaren, die sich möglicherweise im Steinbruch befinden, wurden außerdem aus Bayreuth und Wunsiedel (Oberfranken) sowie Cham und Amberg-Salzbach (Oberpfalz) gemeldet. Der Steinschmätzer ist bayernweit als **Leitart** zu betrachten.

1.5.1.5 Heidelerche (*Lullula arborea*)

Die Heidelerche hat ihr Hauptvorkommen nördlich der Donau. Im Bayerischen Wald sowie im Fichtelgebirge - wie allgemein in etwas höheren Lagen - bestehen deutliche Verbreitungslücken (ORNITHOLOG.GES/ LFU 1987).

Der Bestand der Heidelerche ist seit langem rückläufig. Ursachen dafür sind in erster Linie der Einsatz von Umweltchemikalien und die Zerstörung der primären Lebensräume. Die Heidelerche ist ein "Charaktervogel der sandigen Kiefernwälder", der ferner "in Wacholderheiden mit Kiefernflug oder in von lichtem Wald umstandenen Sand- und Kiesgruben vorkommt" (ORNITHOL.GES/ LFU 1987).

Laut HÖLZINGER (1987) bevorzugt die Heidelerche "trockene, lichte und schütter bewachsene steppenartige Lebensräume [...], Viehweiden, Kahlschläge [...] Brachländereien sowie Weinberge und aufgelassene Kiesgruben. Einzelstehende Büsche und Bäume sind unabdingbare Habitat-Elemente" (ebd.).

Nicht nur in den erwähnten Kies- und Sandgruben, sondern auch in aufgelassenen Steinbrüchen (s. Abb. 1/18, S. 53) ist die Heidelerche in Nordbayern zwar ein seltener, jedoch regelmäßiger Gast (Bayer.

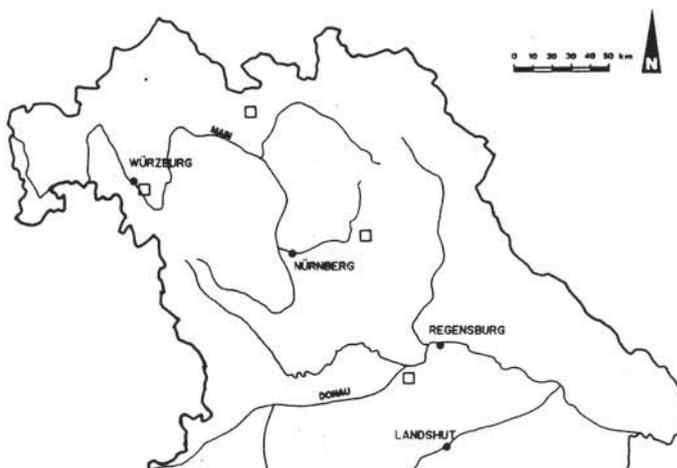


Abbildung 1/18

Vorkommen der Heidelerche (*Lullula arborea*) in bayerischen Steinbrüchen (Darstellung auf Basis der TK 1 : 25.000), Quelle: Bayer. Biotopkartierung, Stand Juni 1989

Biotopkartierung, Stand Juni 1989). An dieser Stelle darf nicht verschwiegen werden, daß gerade der Gesteinsabbau Lebensräume der Heidelerche zerstört, doch scheint sie - zumindest in gewissem Umfang - in der Lage zu sein, die dadurch entstandenen Ersatzbiotope zu besiedeln, wobei sie wie der Steinschmäter von den günstigen klimatischen Bedingungen sowie dem nahezu chemikalienfreien Umfeld profitiert.

Die regelmäßigen Vorkommen von Heidelerchen in Steinbrüchen und auf deren Halden sind belegt aus Haßberge und Würzburg (Unterfranken), Bayreuth (Oberfranken) und Kelheim (Niederbayern). Vorkommen von Brutpaaren, die sich möglicherweise im Steinbruch befinden, wurden außerdem aus Kronach und Wunsiedel (Oberfranken) gemeldet. Die Heidelerche ist **für bestimmte Landkreise als Leitart** zu betrachten.

1.5.1.6 Zippammer (*Emberiza cia*)

In ganz Bayern existiert nur zwischen Miltenberg und Erlenbach eine kleine Population der Zippammer mit etwa 8-10 Paaren (BANDORF & LAUBENDER, 1982). Die Zippammer besiedelt steile bis sehr steile, west- bis süd-exponierte Buntsandsteinhänge, bewachsene und unbewachsene Geröllhalden und senkrechte Felswände mit intensiver Besonnung (BANDORF & LAUBENDER 1982). Die Zippammer nistet zwischen Felsen am Boden oder auch in Spalten, teils auch in niedrigem Gebüsch, wobei sie zu starke Sonneneinstrahlung meidet (BANDORF & LAUBENDER (1982). Die Jungvögel halten sich nach dem Verlassen des Nestes in dichter Bodenvegetation, später in Büschen oder kleinen Bäumchen auf (BRÄU 1991 unpubl.). Ein Paar der Zippammer konnte in einem Steinbruch nachgewiesen werden (Bayer. Biotopkartierung, Stand Juni 1989). Auch in Baden-Württemberg wurden Geröllhalden in aufgelassenen Steinbrüchen als Habitat angenommen (HÖLZINGER 1987). Für die **Landkreise Miltenberg, Würzburg und Main-Spessart** kann die Zippammer als **Leitart** betrachtet werden.

1.5.1.7 Sonstige Vogelarten

Nach BANDORF & LAUBENDER (1982) wurde der Brachpieper (*Anthus campestris*) mehrfach in Steinbrüchen und anderen Abbaugeländen beobachtet. Auch im Rahmen der Biotopkartierung wurden zwei aktuelle Sichtungen aus Steinbrüchen gemeldet. Bei insgesamt etwa 10 Brutpaaren in Unterfranken (Schätzung BANDORF & LAUBENDER 1982) stellen Abbaugelände also wesentliche Ausweich-Habitats dar, wobei das trocken-heiße Klima der Sommermonate sowie schütterer oder kurzrasige Vegetation ausschlaggebend sind.

Auch der Neuntöter scheint Steinbruchstandorte gerne anzunehmen. Vereinzelt werden auch Vorkommen des Wiedehopfs (*Upupa epops*) aus Steinbrüchen gemeldet.

Bedeutend erscheint außerdem auch die Aussage von PLACHTER (1984), daß die Bestände des Auerhuhns (im außeralpinen Bereich) noch nicht hinreichend durch Schutzgebiete gesichert sind. Für diese Vogelart können Steinbrüche zumindest Teilfunktionen übernehmen: WURZEL (1989, mdl.) beobachtete im Fichtelgebirge Auerhühner in den beerenstrauchreichen Oberhängen von Steinbrüchen, die sie zur Nahrungsaufnahme und auch zur Aufnahme von kleinen Steinkörnern aufsuchten.

1.5.2 Reptilien

Im Vorfeld des Bayerischen Waldes (Abgrenzung des Untersuchungsgebietes s. Kap.1.5.3, S. 55 "Amphibien") wurden neben der Zauneidechse (*Lacerta agilis*) auch die Schlingnatter (*Coronella austriaca*) und die Ringelnatter (*Natrix natrix*) des öfteren in Steinbrüchen und auf Steinbruchhalden nachgewiesen (ASSMANN et al. 1985, unpubl.).

1.5.2.1 Schlingnatter (*Coronella austriaca*)

"Optimalbiotope zeichnen sich durch eine heterogene Vegetationsstruktur aus, wobei ein kleinräumiges Mosaik aus Einzelbäumen, Gebüschgruppen, grasigen Partien und vegetationsfreien Flächen deren Lebensraum kennzeichnen" (GLANDT 1986 in

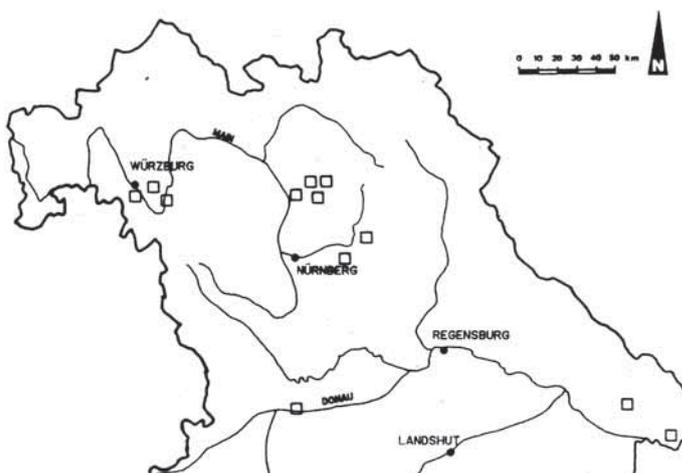


Abbildung 1/19

Verbreitung der Schlingnatter (*Coronella austriaca*) in bayerischen Steinbrüchen (Darstellung auf Basis der TK 1 : 25.000), Quelle: Bayer. Biotopkartierung, Stand Juni 1989

BRÄU 1991, unpubl.). Anderen Autoren zufolge bevorzugt die Schlingnatter "relativ dicht bewachsenes Gelände, Waldränder, verbuschte Geröllhalden, Weinberge" (BAEHR, M. 1987) und meidet einerseits geschlossenen Wald, andererseits großflächige Bereiche mit ausschließlich niedrigwüchsiger Vegetation. Sie erbeutet überwiegend Zauneidechsen, in mesophileren Bereichen auch Blindschleichen. Sie kommt daher vor allem an Eidechsenstandorten, d.h. in südexponierten Lagen vor (BAUER 1987). Vegetationsfreie Stellen und Steinhäufen werden als Sonnenplätze, Steinplatten und Felsblöcke als Unterschlupf angenommen (BRÄU 1991, unpubl.).

Einzelne Schlingnatter-Paare stellen mit 1-5ha (BLAB 1980 zit. in ASSMANN et al. 1985) Arealansprüche, die von Steinbrüchen gut gedeckt werden können. In Baden-Württemberg lagen vier von insgesamt 54 Fundstellen der Schlingnatter in Steinbrüchen (BAUER 1987). Die Fundstellen in Bayern zeigt [Abb.1/19](#) (S. 54).

1.5.2.2 Smaragdeidechse (*Lacerta viridis*) und Äskulapnatter (*Elaphe longissima*)

Die Smaragdeidechse und die Äskulapnatter sind ausgesprochen thermophile Arten; ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt im Mittelmeerraum. In Bayern stoßen Äskulapnatter und Smaragdeidechse an den Donauhängen bei Jochenstein an ihre nördliche Verbreitungsgrenze. Primärer Lebensraum beider Arten waren Blockhalden und kahle Felspartien, die durch die erodierende Tätigkeit der Donau und das nachfolgende Abrutschen der Hänge entstanden. Sowohl Äskulapnatter als auch Smaragdeidechse konnten von FRÖR (1986) in aufgelassenen Steinbrüchen, die in den Komplex der Jochensteiner Hänge integriert sind, festgestellt werden.

1.5.2.3 Kreuzotter (*Vipera berus*)

Meldungen von Funden der Kreuzotter in Steinbrüchen liegen vor allem aus dem Fichtelgebirge und den angrenzenden Naturräumen gehäuft vor, ein Befund, in dem sich der Schwerpunkt der Verbreitung insgesamt spiegelt (VÖLKL 1986). Den Untersuchungen VÖLKLs zufolge präferiert die Kreuzotter im Fichtelgebirge Waldschläge und Waldsäume mit Zwergstrauchbewuchs (*Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Calluna vulgaris*). Die Fundortmeldungen aus Steinbrüchen lassen sich daher leicht damit erklären, daß entsprechende Vegetationsausbildungen auch häufig an der Steinbruchoberkante zu beobachten sind. Während sich ausgewachsene Kreuzottern vor allem von Kleinsäugern ernähren, sind junge Schlangen dagegen auf Frösche und Eidechsen angewiesen, die ebenfalls - wie durch Fundortmeldungen der bayerischen Biotopkartierung belegt - häufig in Steinbrüchen anzutreffen sind.

Auch in der Rhön finden sich zahlreiche Vorkommen der Kreuzotter in Steinbrüchen (SCHOLL, mdl., zit. in TRAUTNER & BRUNS 1988).

1.5.3 Amphibien

Bei der Besiedelung von neuen Standorten spielen in erster Linie jene Arten eine Rolle, die ein ausgeprägtes Wanderverhalten zeigen. Neben den bekannten vagabundierenden Arten wie der Gelbbauchunke besiedeln dagegen auch Arten mit ausgeprägter Laichplatztreue Feuchtstandorte in Steinbrüchen. Zum einen kann bei verspätetem Aufbruch aus dem Winterquartier die allgemeine Gewässerorientierung die Orientierung hin zum angestammten Laichplatz überwiegen, zum anderen führen vor allem Jungtiere Wanderungen aus, die ein Vielfaches der durchschnittlichen Radien der Jahreslebensräume betragen können (BLAB 1986). BLAB folgert aus der raschen Besiedelung neu entstandener Gewässer, daß "diese Tiere [...] bereits in den für eine Fortpflanzung bis dahin (da gewässerfrei) ungeeigneten Landstrichen vorhanden" gewesen seien (ebd.).

Die einzelnen Arten stellen unterschiedliche Ansprüche an ihren Lebensraum, d.h. an Laichgewässer, Sommer- und Winterquartier, wobei nicht zwangsläufig das Laichgewässer den Minimumfaktor darstellen muß (M.BAEHR 1987). Die Bedeutung der Steinbrüche liegt daher nicht nur darin, daß sie Laichplätze zur Verfügung stellen, sondern daß ihre meist reiche Strukturierung in den direkt an die Gewässer angrenzenden Bereichen sie für die Amphibien auch als Sommer- und Winterlebensräume qualifiziert. Die Ansprüche der einzelnen Arten an Laichgewässer, Sommer- und Winterlebensraum umreißt Tab. 1/18 (S. 56). Alle Amphibienarten - mit Ausnahme des Alpensalamanders - benötigen Gewässer zur Ablage des Laiches. Darüber hinaus verbringen eine Reihe von Amphibienarten auch den Rest des Jahres überwiegend im Wasser, während andere Arten ein auf dem Land gelegenes Sommer- und Winterquartier beziehen, das häufig in unmittelbarer Nähe zum Laichgewässer gelegen ist.

Die Mehrzahl der Steinbrüche beherbergt nur eine Amphibienart, doch immerhin sind auch Steinbrüche bekannt, in denen bis zu sieben Arten registriert wurden. Die Arten sind jedoch nicht in allen Naturräumen gleichermaßen vertreten. In den von ASSMANN (1985, unpubl.) untersuchten Naturräumen (Hinterer Bayerischer Wald, Vorderer Bayerischer Wald (teilweise), Lallinger Winkel (teilweise), Wegscheider Hochfläche, Passauer Abteiland und Neuburger Wald) fehlen Kammolch, Kreuz- und Wechselkröte sowie Grünfrösche, obwohl von der Verbreitung in angrenzenden Landschaftsräumen her hauptsächlich Kammolch und Kreuzkröte auch in Steinbrüchen erwartet werden könnten. ASSMANN (ebd.) vermutet, daß die Silikatgesteine limitierend auf einzelne Arten wirken können, da ARNOLD (1983) eine Schädigung von Erdkröten und Molchen bei einem pH-Wert von 4,4 nachweisen konnte, wobei der Kammolch am meisten betroffen war. Dieser pH-Wert wird in einigen Steinbruchgewässern des Bayerischen Waldes sogar noch unterschritten, wie Messungen von THIELE (1989, mdl.), die bei einem pH von 3,7 lagen, bestätigen. Bei der Beurteilung von Steinbrüchen anhand der Anzahl

Tabelle 1/18

Ansprüche von Amphibienarten an Laichplatz und Sommerlebensraum; Wanderverhalten der Arten und Akzeptanz von Sekundärlebensräumen (Steinbrüchen)

	I				II			III	IV
	1	2	3	4	1	2	3		
Gelbbauchunke	-	x	-	x	-	x	x	xx	xx
Erdkröte	x	(x)	(x)	(x)				(x)	x
Kreuzkröte	-	x	-	x	-	x		x	x
Wechselkröte	-	x	-	x		x			(x)
Geburtshelferkröte	-	x	-	x				-	xx
Knoblauchkröte	x	-	(x)	(x)		x		-	-
Bergmolch	x	x	-	-					x
Teichmolch	x	x	x	x					x
Fadenmolch	x	-		(-)	x				(x)
Kammolch	x	(-)	x	x			x	x	x
Grasfrosch	x	-	x					(x)	(x)
Grünfrosch	x	-	x				x		x
Laubfrosch	x	-	x						-
Feuersalamander	-	-	-	-	x	-	-		(-)

xx: sehr hoch
x: positiv bzw. hoch
(x): bedingt positiv bzw. mittel
(-): bedingt negativ bzw. gering
-: negativ bzw. ungeeignet

<u>I Laichgewässer</u>	<u>II Sommerquartier</u>	<u>III Vagilität</u>
1: stabil, groß	1: mesophiler Laubwald	
2: ephemere, klein	2: Offenbiotope	<u>IV Eignung der Steinbrüche als</u>
3: Bewuchs	3: im Wasser	<u>Sekundärhabitat für die</u>
4: Besonnung		<u>genannte Art</u>

der vorgefundenen Amphibienarten ist daher dem Fehlen einzelner Amphibienarten in bestimmten Naturräumen Rechnung zu tragen: drei Amphibienarten an einem Laichplatz des hinteren Bayerischen Waldes können - bezogen auf den Naturraum - bereits als artenreicher Bestand gelten (ASSMANN 1985). In Nordbayern (Lkr. Rhön-Grabfeld) ebenso wie am Südrand der Fränkischen Alb konnten dagegen bis zu 7 Amphibienarten in einem einzigen Steinbruchgewässer nachgewiesen werden (WEID, im Druck, DEININGER & MAYER 1987).

Bis auf den Alpensalamander, den Fadenmolch und den Moorfrosch konnten sämtliche Amphibienarten in den bayerischen Steinbrüchen nachgewiesen werden (s. Tab. 1/19, S. 57). Auf der Grundlage der Bayer. Biotopkartierung (Stand Juni 1989) läßt sich die Gelbbauchunke als erfolgreichster Besiedler der Steinbrüche charakterisieren. Sie wurde in 87 von 180 mit Gewässern ausgestatteten Steinbrüchen registriert. Etwas weniger "erfolgreich" waren Bergmolch (in 60 Steinbrüchen), Teichmolch und Erd-

kröte (in je 57 Steinbrüchen) sowie Grasfrosch (in 50 Steinbrüchen).

Es sind vor allem drei Faktoren, die potentielle Steinbruchhabitats für Amphibienarten unbesiedelbar machen oder zumindest ihre Attraktivität drastisch herabsetzen:

- Fischbesatz;
- Steilufer;
- natürliche Sukzession (für Pionierarten und Spezialisten).

KRACH (1990) weist darauf hin, daß immer noch zuwenig erkannt wird, "daß gerade das unregelmäßige Austrocknen, nicht die regelmäßige Wasserführung, solche Steinbruchlachen für die doch insgesamt nicht häufigen Spezialisten reserviert und die Bildung von Laichtraditionen der Allerweltsarten, v.a. aber der direkten Larvenkonkurrenz Erdkröte, zumindest einschränkt."

Tabelle 1/19

Häufigkeit des Vorkommens von Amphibienarten in 180 potentiell geeigneten bayerischen Steinbrüchen (nach Bayer. Artenschutzkartierung, Stand März 1990, PLACHTER 1983)

Lateinischer Artname	Deutscher Artname	Fundorte
<i>Bombina variegata</i>	Gelbbauchunke	87
<i>Triturus alpestris</i>	Bergmolch	60
<i>Triturus vulgaris</i>	Teichmolch	57
<i>Bufo bufo</i>	Erdkröte	57
<i>Rana temporaria</i>	Grasfrosch	50
<i>Bufo calamita</i>	Kreuzkröte	22
<i>Rana "esculenta"</i>	"Wasserfrosch"	20
<i>Triturus cristatus</i>	Kammolch	20
<i>Hyla arborea</i>	Laubfrosch	10
<i>Alytes obstetricans</i>	Geburtshelferkröte	6
<i>Salamandra salamandra</i>	Feuersalamander	6
<i>Pelobates fuscus</i>	Knoblauchkröte	2
<i>Bufo viridis</i>	Wechselkröte	1
<i>Rana dalmatina</i>	Springfrosch	1

1.5.3.1 Gelbbauchunke (*Bombina variegata*)

Die Gelbbauchunke ist während der ganzen Vegetationsperiode über am Wasser anzutreffen. Sie ist eine ausgesprochene Pionierart mit deutlich vagabundierendem Verhalten und trifft nicht selten als eine der ersten Arten in ephemeren Steinbruchgewässern ein. Bevorzugt werden flache und belichtete Klein- und Kleinstgewässer. Bereiche mit dichter aquatischer oder amphibischer Vegetation werden meist gemieden, einzelne vertikale Strukturen dagegen beim Abbläichen benötigt (BLAB 1986, HÖLZINGER 1987).

Die Gelbbauchunke konnte in 87 von 180 potentiell geeigneten Steinbrüchen beobachtet werden; damit ist sie unter den Lurchen der erfolgreichste Besiedler. In einigen Naturräumen Bayerns stellen Steinbrüche Habitate für die individuenreichsten Populationen im Umkreis dar und sind daher von überregionaler Bedeutung (vgl. ABSP). Die Gelbbauchunke ist in weiten Teilen Bayerns als **Leitart** zu betrachten.

1.5.3.2 Kreuzkröte (*Bufo calamita*)

Die Kreuzkröte besiedelte ursprünglich Wildflußlandschaften mit hoher Dynamik, an die sie durch ihr Wandervermögen angepaßt war. Wildflußlandschaften existieren heute nicht mehr, daher stellen Sekundärbiotope mit hoher, anthropogen induzierter Dynamik den heutigen Verbreitungsschwerpunkt dar (COMES 1987). Die Kreuzkröte ist relativ unempfindlich gegen Trockenheit. Als ausgesprochener Laichplatzvagabund trifft sie häufig als erste an neuentstandenen Kleingewässern ein. Sie stellt sehr geringe Ansprüche an Größe und Ausstattung der Gewässer. Unabdingbar sind dagegen flache Uferbereiche und ausgeprägte Flachwas-

serzonen, die der Sonneneinstrahlung ausgesetzt sind. Da die Larvenentwicklung sehr rasch vor sich geht, werden auch austrocknende Gewässer regelmäßig als Laichplatz angenommen. Vegetation wird nur in sehr geringem Umfang toleriert. Obwohl sie sandige Böden bevorzugt (wo sie sich eingraben kann), ist sie auch in Steinbrüchen relativ häufig (BAUER 1987, BAEHR 1987, BLAB 1986 a).

Die Kreuzkröte ist in Bayern in 22 von 180 potentiellen Lebensräumen in Steinbrüchen kartiert worden. In zahlreichen Landkreisen sind Steinbrüche als Schlüsselhabitate, die Art selbst als **Leitart** anzusehen (vgl. ABSP, s. Tab. 1/39, S. 86).

1.5.3.3 Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*)

Die Geburtshelferkröte findet sich vorwiegend an sonnenexponierten, vegetationsarmen Gewässern. Kiesiger bzw. steiniger Untergrund und vegetationsarme Umgebung werden bevorzugt. In unmittelbarer Nachbarschaft zum Gewässer benötigt die Geburtshelferkröte entweder grabbaren Untergrund (Sand) oder Unterschlupfmöglichkeiten zwischen Steinen oder Geröll, wohin sie sich in Trockenzeiten (v.a. während des Sommers) zurückziehen kann. Die Geburtshelferkröte ist ausgesprochen laichplatztreu (BLAB 1986, HÖLZINGER 1987) und wenig vagil.

Wenn auch neuere Untersuchungen (Artenschutzkartierung Bayern, WEID 1991) die Aussage von PLACHTER (1983), daß alle bayerischen Populationen der Geburtshelferkröte ausschließlich in Basaltsteinbrüchen abbläichen, nicht bestätigen, so stellen doch Steinbruchgewässer nach wie vor ein Schlüsselbiotop (vgl. ABSP) für diese nur in Nordbayern verbreitete Art dar. Die Geburtshelferkröte konnte an 29 Fundorten nachgewiesen werden, da-

von lagen sieben, also ein Viertel der Vorkommen, in Steinbrüchen. Die Anzahl rufender Tiere ist dort auch regelmäßig am höchsten und erreicht bis zu 30 Individuen.

Die Geburtshelferkröte ist in ihrem Verbreitungsareal in Nordbayern als **Leitart** anzusehen (vgl. Tab. 1/38, S. 85).

1.5.3.4 Kammolch (*Triturus cristata*)

Der Kammolch verbringt den größten Teil des Jahres im Wasser. Er bevorzugt größere, perennierende, vornehmlich besonnte Gewässer mit ausgeprägter submerser Vegetation (BLAB 1986, HÖLZINGER 1987).

Der Kammolch ist in 19 von 180 potentiellen Lebensräumen in Steinbrüchen kartiert worden. In zahlreichen Landkreisen sind Steinbrüche als Schlüsselhabitate, die Art selbst als **Leitart** anzusehen (vgl. ABSP, s. Tab. 1/39, S. 86).

1.5.4 Insekten

1.5.4.1 Libellen

Libellen - besonders Großlibellen - sind hervorragende Flieger und zu ausgedehnten Flügen befähigt. Manche Arten, hauptsächlich die der Fließgewässer und Moore, zeigen kein ausgesprochenes Wanderverhalten, obwohl nicht auszuschließen ist, daß einzelne Individuen weite Strecken überwinden. Andere Arten hingegen unternehmen weite Wanderflüge, so z.B. *Libellula depressa*, *Libellula quadrimaculata*, *Sympetrum flaveolum* und *S. vulgatum* (SOUTHWOOD 1962, zit. in DRACHENFELS 1983). Mehreren Untersuchungen zufolge sind selbst standorttreue Arten in bis zu 10km Entfernung zum nächsten potentiellen Brutbiotop festgestellt worden (SCHMIDT, E. 1964, zit. in DRACHENFELS 1983).

Nach den Untersuchungen von BRÄU (1990) ist die Habitateignung von Gewässern für Libellen von der Größe der Gewässer (s. Kap.2.5.1.2), dem Anteil an Flachuferbereichen, der Deckung der Unterwasservegetation sowie der amphibischen Krautschicht abhängig. Mit zunehmendem Anteil an Flachuferbereichen und zunehmender Deckung der amphibischen Vegetation steigt die Artenzahl. Bei der Unterwasservegetation scheint ein Wert von etwa 50% für die Libellen optimal zu sein. Die Ergebnisse lassen dagegen keine Rückschlüsse auf die Qualität der Artenzusammensetzung, d.h. auf den Anteil gefährdeter oder seltener Arten zu.

In den bayerischen Steinbrüchen konnten 33 von 67 heimischen Libellenarten beobachtet werden (s. Tab. 1/20, S. 59), allen voran die Blaugrüne Mosaikjungfer (*Aeshna cyanea*), die zu den anspruchslosesten und anpassungsfähigsten Großlibellen gehört (BELLMANN 1987). In der Reihenfolge ihrer Häufigkeit an Steinbruchgewässern nennt die Bayer. Biotopkartierung weiterhin die Hufeisen-Azurjungfer (*Coenagrion puella*), den Plattbauch (*Libellula depressa*) und die Becher-Azurjungfer (*Enallagma cyathigerum*). Die genannten Arten sind allgemein

weit verbreitet. Doch es finden sich auch Seltenheiten an den Steinbruchgewässern, z.B. die Gebänderte Heidelibelle (*Sympetrum pedemontanum*) oder der Südliche Blaupfeil (*Orthetrum brunneum*). Letzterer ist "eine ausgesprochen südliche Libelle" (BELLMANN 1987) mit Vorkommen vor allem in Süddeutschland. Der Südliche Blaupfeil bevorzugt flache, sich schnell erwärmende Gewässer; er tritt in manchen Steinbrüchen gemeinsam mit der Kleinen Pechlibelle (*Ischnura pumilio*) und dem Plattbauch auf. Das Kleine Granatauge (*Erythromma viridulum*), eine mediterrane Art (BELLMANN 1987), stellt sich ebenfalls - wenn auch selten - in Steinbrüchen ein.

In einigen Naturräumen scheinen die artenreichsten Vorkommen in sekundären Abbaustandorten zu liegen. Als Beispiele seien die Rhät- und Keupersandsteinbrüche der südlichen Haßberge und einige wasserführende Kalkbrüche der nördlichen Frankenalb genannt. So wurden in den Steinbrüchen bei Eichelberg/Burgpreppach (HAS), NO Voccawind (HAS), ONO Neuses (HAS) und NO Sattelmansberg (FO) zwischen 11 und 18 Libellenarten nachgewiesen (Bayer. Biotopkartierung, Stand: Juni 1989, WEBER 1990), mithin also Zahlen, die in anderen Lebensräumen vergleichbarer Ausdehnung in diesen Gebieten kaum erreicht werden.

1.5.4.2 Schmetterlinge

(In Zusammenarbeit mit J. Weidemann)

Mindestens 67 gefährdete Großschmetterlingsarten sind zumindest gebietsweise von Felsbandhabitaten abhängig (BLAB 1984). Nach dem weitgehenden Verwalden und Verwachsen der kleineren bis mittelgroßen Fels- und Felsheidestandorte in den nordbayerischen niederen Mittelgebirgen kommt den offenen felsigen Sekundärstandorten, insbesondere alten Abbauwänden und Kalkabbauhalden eine umso höhere relative Bedeutung zu. Für manche Arten sind sie sogar essentiell.

Von PETERSEN (1984) wurden in zwei aufgelassenen niedersächsischen Kalkbrüchen (10,4ha und 25ha groß) insgesamt 328 Arten (Tagfalter, Spinner, Eulen) nachgewiesen, das sind etwa 40% der in Niedersachsen bodenständigen Lepidopteren. Ein Drittel der Arten findet sich auf der Roten Liste. Eine wesentliche Erkenntnis dieser Untersuchung ist, daß nicht die Wirtspflanzen den Minimumfaktor für die Besiedelung von Abbaustellen durch Schmetterlinge darstellen, da sie häufig und allgemein weit verbreitet sind, sondern andere Faktoren ausschlaggebend sein müssen. Die hohen Artenzahlen und die hohe Diversität sind laut PETERSEN in dem reichhaltigen Struktur- und Wirtspflanzenangebot sowie den günstig ausgeprägten Ökotonen begründet, die in der umgebenden Landschaft durch zahlreiche Ursachen im Rückgang begriffen sind.

In den bayerischen Steinbrüchen sind Arten der mesophilen Waldränder und Säume wie auch Arten xerothermer Standorte vertreten und nehmen einen gleichermaßen hohen Anteil ein (Auswertung der bayer. Biotopkartierung, Stand Juni 1989). Der hohe Anteil der mesophilen Wald(rand-)

Tabelle 1/20

Libellen in Steinbrüchen (Auswertung der Bayer. Biotopkartierung, Stand Juni 1989, MANDERY 1988); Statuszuordnung nach "Rote Liste gefährdeter Tiere in Bayern" (LFU 1992)

RL-Status 2	
Kleines Granatauge	<i>Erythromma viridulum</i>
Kleine Binsenjungfer	<i>Lestes virens</i>
Gebänderte Heidelibelle	<i>Sympetrum pedemontanum</i>
RL-Status 3	
Torf-Mosaikjungfer	<i>Aeshna juncea</i>
Blauflügel-Prachtlibelle	<i>Calopteryx virgo</i>
Speer-Azurjungfer	<i>Coenagrion hastulatum</i>
Fledermaus-Azurjungfer	<i>Coenagrion pulchellum</i>
Kleine Pechlibelle	<i>Ischnura pumilio</i>
Glänzende Binsenjungfer	<i>Lestes dryas</i>
Gefleckte Heidelibelle	<i>Sympetrum flaveolum</i>
Gemeine Winterlibelle	<i>Sympetma fusca</i>
Stüdlicher Blaupfeil	<i>Orthetrum brunneum</i>
RL-Status 4R	
Braune Mosaikjungfer	<i>Aeshna grandis</i>
Gebänderte Prachtlibelle	<i>Calopteryx splendens</i>
Große Heidelibelle	<i>Sympetrum striolatum</i>
RL-Status 4S	
Westliche Keiljungfer	<i>Gomphus pulchellus</i>
ohne Status	
Blaugrüne Mosaikjungfer	<i>Aeshna cyanea</i>
Herbst-Mosaikjungfer	<i>Aeshna mixta</i>
Große Königslibelle	<i>Anax imperator</i>
Hufeisen-Azurjungfer	<i>Coenagrion puella</i>
Becher-Azurjungfer	<i>Enallagma cyathigerum</i>
Große Pechlibelle	<i>Ischnura elegans</i>
Gemeine Binsenjungfer	<i>Lestes sponsa</i>
Weidenjungfer	<i>Lestes viridis</i>
Kleine Moosjungfer	<i>Leucorrhinia dubia</i>
Plattbauch	<i>Libellula depressa</i>
Vierfleck	<i>Libellula quadrimaculata</i>
Großer Blaupfeil	<i>Orthetrum cancellatum</i>
Frühe Adonislibelle	<i>Pyrrhosoma nymphula</i>
Glänzende Smaragdlibelle	<i>Somatochlora metallica</i>
Schwarze Heidelibelle	<i>Sympetrum danae</i>
Blutrote Heidelibelle	<i>Sympetrum sanguineum</i>
Gemeine Heidelibelle	<i>Sympetrum vulgatum</i>

arten überrascht zunächst. Zwei Gründe können für das Vorkommen dieser ökologischen Gruppe verantwortlich gemacht werden: zum einen besitzen Steinbrüche häufig gemeinsame Grenzlinien mit Waldbeständen - sei es, daß sie in Wäldern angelegt sind, sei es, daß sie in unmittelbarer Nähe zu Wald-rändern liegen. Zum anderen können bereits länger aufgelassene Steinbrüche selbst Gebüsch- und (Vor-) Waldstrukturen aufweisen, die sich vor allem aus Weichhölzern zusammensetzen, die zahlreichen Arten als Raupenfutterpflanze dienen. Mit Großem

Fuchs (Raupenfutterpflanze u.a. *Salix caprea*, *Populus tremula* - diese und alle folgenden Angaben nach EBERT 1991), Großem Eisvogel (Raupenfutterpflanze *Populus tremula*) und Kleinem Eisvogel (*Lonicera xylosteum*), Trauermantel (Raupenfutterpflanze u.a. *Salix caprea* und schmalblättrige Weiden), Großem Schillerfalter (Raupenfutterpflanze *Salix caprea*) und Kleinem Schillerfalter (Raupenfutterpflanze *Populus tremula*, *Salix caprea*) konnten gefährdete Vertreter dieser ökologischen Gruppe festgestellt werden.

Genauso stark vertreten sind die xerothermen Offenlandarten. Sie erreichen in Deutschland die Nordgrenze ihrer Verbreitung und sind meist auf ausgesprochene Wärmeinseln beschränkt. Sie benötigen verhältnismäßig hohe Temperaturen, hohe Sonneneinstrahlung, milde Wintertemperaturen und geringe Niederschläge. "Diese Bedingungen sind [...] vor allem über kalkhaltigen und flachgründigen Böden realisiert" (BLAB & KUDRNA 1982). **Ausschlaggebender Faktor für die Ansiedlung speziell thermophiler Arten in Steinbrüchen ist daher in erster Linie das von der Umgebung abweichende Mikroklima. Die hohe Hitzeeinstrahlung während des Tages, die auf den in Steinbrüchen z.T. unbewachsenen Böden nicht durch eine Vegetationsschicht gemindert wird, sowie die Abgabe der gespeicherten Wärme in der Nacht rufen submediterrane Klimacharakteristika hervor. Außerdem spielt der Windschutz, wie er in vielen Steinbrüchen geboten wird, eine wesentliche Rolle** (WEIDEMANN 1992, mdl.). Er ist im Larvalstadium von entscheidender Bedeutung, jedoch auch für Imagines von Arten mediterraner und submediterraner Herkunft, die im Winter keine absolute Winterruhe halten (im Gegensatz zu z.B. borealen Arten) und an frostfreien Tagen auf Nahrungssuche gehen (WEIDEMANN 1992, mdl.).

In Abhängigkeit von der Vegetationsentwicklung bzw. der Sukzession findet auch bei den Faltern eine Artenverschiebung statt. In relativ frühen Sukzessionsstadien, die von *Sedum album* beherrscht werden, kann der Apollofalter (*Parnassius apollo*) auftreten; in vergleichbaren Sukzessionsstadien mit *Festuca* ist die Berghexe (*Chazara biseis*) anzutreffen. Mit Zunahme der Leguminosen, u.a. *Lotus corniculatus*, *Hippocrepis comosa* und *Onobrychis viciifolia*, treffen verschiedene Bläulinge und Blutröpfchen (Zygänen) ein. Ältere Entwicklungsstadien, die bereits Krüppelschlehen aufweisen, können Habitatfunktionen für den Segelfalter (*Iphiclides podalirius*) und eine Reihe weiterer seltener Arten (z.B. die Zygäne *Aglaope infausta*) übernehmen (WEIDEMANN 1992, mdl.). Im Gegensatz zu den mesophilen Waldarten kann hier der Steinbruch wesentliche Biotopfunktionen übernehmen, die durch Pflegemaßnahmen zu optimieren sind. Die Einnischung von Schmetterlingen in Steinbruchhabitats wird anhand des Apollofalters und des Segelfalters beispielhaft aufgezeigt. Die in Tab. 1/21 (S. 61) genannten Arten können als qualitätsbestimmend angesehen werden.

- **Apollo (*Parnassius apollo*)**

Der Apollo ist in Bayern - neben dem Alpenraum - nur noch im Fränkischen Jura lokal verbreitet. In den letzten Jahren ist ein erschreckender Rückgang dieser Art zu beobachten (KAUFHOLD 1990, mdl.), wobei dieser nicht nur auf Bayern beschränkt ist, sondern auch in Baden-Württemberg (EBERT 1991) festgestellt werden mußte. BLAB & KUDRNA (1982) fordern daher, die verbliebenen außeralpinen Restpopulationen dieser Art umgehend unter Schutz zu stellen. EBERT (1991) nennt als Lebensraum heute nur noch anthropogene Standorte wie "aus Naturstein aufgeschichtete Bahn- und

Straßenböschungen und Abraumhalden von Steinbrüchen, auf die nach Verlust der ursprünglichen Lebensräume ausgewichen wurde" (ebd.). Diese Analyse trifft wortwörtlich auch für die bayerischen Verhältnisse zu. Hauptursache für den Rückgang des Apollofalters auf den primären Standorten sind Lebensraumveränderungen, insbesondere Vergrasung von lückiger Krautvegetation und Verbuschung bzw. Bewaldung früher offener Standorte (EBERT 1991).

Der Apollo ist ein Streubrüter, der seine Eier an dürre Grashalme, überhängende Steine und trockene Stengel der Raupenfutterpflanze heftet. Die bevorzugte Futterpflanze der Apolloraupen ist der Weiße Mauerpfeffer (*Sedum album*), doch wird auch die Große Fetthenne (*Sedum telephium*) angenommen; für das Gedeihen der Raupen sind ausgesprochene Massenbestände notwendig. Dabei werden zumindest in Nordbayern durch Gräser leicht beschattete bzw. windberuhigte *Sedum*-Vorkommen bevorzugt (WEIDEMANN 1990, mdl.). Die Aufenthaltsorte der Imagines lassen sich pflanzensoziologisch häufig dem TEUCRIO-BOTRYOS-MELICETUM CILIATAE zuordnen. Auch als Imago saugt der Falter an den Blüten des Weißen Mauerpfeffers (*Sedum album*), daneben "sind es vor allem rote und violettrote Blütenpflanzen wie Disteln, z.B. *Carduus nutans* und *Cirsium eriophorum*, Flockenblumen, z.B. *Centaurea jacea* und *Origanum vulgare*, die bevorzugt von den Faltern zur Nahrungsaufnahme aufgesucht werden" (EBERT 1991). Die Männchen scheinen bevorzugt an offenen, also nicht verbuschten Hang- bzw. Böschungskanten zu patrouillieren (eigene Beobachtung). Die Abraumhalden der Plattenkalkbrüche der Frankenalb kommen den Habitatansprüchen des Apollo in jeder Hinsicht entgegen. Massenbestände des Weißen Mauerpfeffers (*Sedum album*) finden sich regelmäßig auf meist mittelgrobem bis feinem, oft plattigem Abraummateriale in mehr oder minder ebener Lage (nicht in grobem Blockschutt auf Böschungen). Auf diesen Standorten schreitet die Sukzession aufgrund der im allgemeinen vegetationsfeindlichen Bedingungen nur sehr langsam vorwärts; daher konnten sich in einigen Steinbruchkomplexen stabile, individuenreiche Populationen etablieren, ohne daß bis heute eine Pflege oder Neuschaffung entsprechender Standorte nötig gewesen wäre. Den Imagines bieten sowohl die Bestände des Weißen Mauerpfeffers als auch die Pflanzenbestände älterer Sukzessionsstadien, wie sie entweder auf länger aufgelassenen Haldenplateaus, auf Steinbruchsohlen oder in angrenzenden extensiv genutzten Magerrasen bestehen, optimale Nahrungshabitate. Die Halden sind meist trapezförmig und in mehreren Ebenen angelegt, so daß Hang- und Böschungskanten in reichem Maße vorhanden sind.

Der Apollofalter ist eine **Leitart** der Kalkbrüche. Von ihm besiedelte Steinbrüche besitzen höchste naturschutzfachliche Bedeutung.

- **Berghexe (*Chazara briseis*)**

Die Berghexe ist ein in Bayern inzwischen vom Aussterben bedrohter Falter, dessen Lebensraum vor allem in Xerobrometen und Mesobrometen, die

Tabelle 1/21

Typische Schmetterlingsarten in Steinbrüchen (Bayer. Biotopkartierung, Stand Juni 1989, EBERT 1991, WEIDEMANN 1992, mdl.); Statuszuordnung nach "Rote Liste gefährdeter Tiere in Bayern" (LfU 1992)

Frühe Sukzessionsstadien unterschiedlicher Ausprägung, v.a. in S-expon. Steilbereichen			
RL-Status:	1	<i>Chazara briseis</i>	Berghexe
	2	<i>Hipparchia semele</i>	Rostbinde
	2	<i>Parnassius apollo</i>	Apollo
Frühe, leguminosen-dominierte Sukzessionsstadien			
RL-Status:	1	<i>Agrodiaetus damon</i>	Grünblauer Bläuling
	2	<i>Meleageria daphnis</i>	Zahnflügel-Bläuling
	2	<i>Plebicula dorylas</i>	Wundklee-Bläuling
	4	<i>Cupido minimus</i>	Zwerg-Bläuling
	-	<i>Colias australis</i>	Hufeisenklee-Gelbling
	-	<i>Hemaris tityus</i>	Skabiosen-Schwärmer
	-	<i>Zygaena carneolica</i>	
	-	<i>Zygaena ephialtes</i>	
	-	<i>Zygaena purpuralis</i>	
an <i>Thymus</i>			
	2	<i>Maculinea arion</i>	Ameisen-Bläuling
	-	<i>Zygaena pimpinellae</i>	
an <i>Euphorbia cyparissias</i>			
		<i>Celerio euphorbiae</i>	Wolfsmilch-Schwärmer
Xerotherme Magerrasen und Säume mit Felsfluren oder Felsköpfen			
RL-Status:	2	<i>Lycaeides argyrognomon</i>	Kronwicken-Bläuling
	2	<i>Melitaea didyma</i>	Roter Scheckenfalter
	3	<i>Pyrgus alveus</i>	Sonnenröschen-Würfel-Dickkopffalter
	-	<i>Pyrgus armoricanus</i>	Zweibrütiger Würfel-Dickkopffalter
	-	<i>Pyrgus malvae</i>	Kleiner Würfel-Dickkopffalter
		<i>Spialia sertorius</i>	Roter Würfel-Dickkopffalter
Schlehen-dominierte Sukzessionsstadien			
RL-Status:	2	<i>Iphiclides podalirius</i>	Segelfalter
	2	<i>Nordmannia acaciae</i>	Akazien-Zipfelfalter
	3	<i>Strymonidia spini</i>	Kreuzdorn-Zipfelfalter
Steinbrüche als Teilhabitate innerhalb komplexer Lebensraumsprüche			
RL-Status:	4	<i>Lasiommata maera</i>	Braunauge, Rostbinde
	4	<i>Lasiommata megera</i>	Mauerfuchs
	4	<i>Papilio machaon</i>	Schwabenschwanz

von offenen Felsfluren und kleinen Erosionsstellen durchsetzt sind, zu finden war. In Thüringen kommt die Berghexe heute noch auf Kalkmagerrasen vor, die einen hohen Anteil an Rohböden aufweisen (WEIDEMANN 1992, mdl., QUINGER et al. 1991). Auf derartigen Flächen, die häufig auch noch kleine Mulden aufweisen, profitiert die Berghexe ebenso wie in den Abbaustellen von dem für sie günstigeren Mikroklima.

Während der Apollofalter frühe Sukzessionsstadien mit *Sedum album*-Fluren bevorzugt, ist die Berghexe zwar ebenfalls frühen Sukzessionsstadien zuzuordnen, v.a. aber auf *Festuca spec.* (v.a. *ovina agg.*) zu finden. Laut WEIDEMANN (1992, mdl.) konnte die Berghexe bis in die 70er Jahre hinein als typische

Art der kleinen Werkkalkbrüche gelten. Wesentlich für das Aussterben der Berghexe innerhalb kurzer Zeit auf beinahe allen bekannten Standorten war die Aufgabe der Brüche.

Die durch den Abbau entstehenden offenen Stellen über felsigem Untergrund waren den Sukzessionsvorgängen ausgesetzt und verbuschten, so daß die Habitate nicht mehr den Ansprüchen der Berghexe entsprachen. Seit 1978 ist sie in der nördlichen Frankenalb und inzwischen auch in Mainfranken verschollen. Restpopulationen befinden sich noch in den Brüchen um Solnhofen.

Steinbrüche, die von der Berghexe besiedelt werden, besitzen höchste naturschutzfachliche Bedeutung. Die Art ist als **Leitart** zu betrachten.

Tabelle 1/22

Habitatansprüche ausgewählter Heuschreckenarten (DETZEL o.J.)

Offene, sich stark aufheizende Flächen	
<i>Chorthippus brunneus</i>	(Brauner Grashüpfer)
<i>Chorthippus mollis</i>	(Verkannter Grashüpfer)
<i>Tetrix bipunctata</i>	(Zweipunkt-Dornschrecke)
<i>Oedipoda caerulea</i>	(Blaufügelige Ödlandschrecke)
<i>Oedipoda germanica</i>	(Rotflügelige Ödlandschrecke)
<i>Metriopectera bicolor</i>	(Zweifarbige Beißschrecke)
Leicht bewachsene, heiße Flächen	
<i>Stenobothrus lineatus</i>	(Heidegrashüpfer)
<i>Platycleis albopunctata</i>	(Westliche Beißschrecke)
Gebüschstrukturen	
<i>Pholidoptera griseoaptera</i>	(Gewöhnliche Strauchschrecke)
<i>Nemobius sylvestris</i>	(Waldgrille)
<i>Gomphocerus rufus</i>	(Rote Keulenschrecke)

- **Segelfalter (*Iphiclides podalirius*)**
(Bearbeitet von B. Quinger in Zusammenarbeit mit M. Bräu)

Im Gegensatz zum Apollofalter und der Berghexe ist der Segelfalter ein Bewohner fortgeschrittener Sukzessionsstadien und stellt höhere Ansprüche an die Komplexsituation seines Lebensraumes. Sein primäres Habitat ist auf strukturreichen, (krüppel-)schlehenreichen Schafhutungen (MESO- und XEROBROMION) mit hohem Strahlungsgenuß zu suchen. Die Eiablage erfolgt überwiegend an Krüppelschlehen, meist dicht über dem Erdboden (Mikroklima! - WEIDEMANN 1989, mdl.). Höhere Schlehen werden meist nur in ausgesprochenen Hitzestaussituationen (vor Felswänden) angenommen. Der ausgewachsene Falter bevorzugt bei der Partnersuche "sonnige Bergkuppen und Felsnasen, also Komplexe aus MESOBROMION/XEROBROMION, ALYSSO-SEDONALBI. [...] Freistehende Bäume dienen hier dem Segelfalter-Männchen als Ausschau- und Ruheplatz" (EBERT 1991). In den Flugpausen werden v.a. Kiefernzweige aufgesucht (ebd.). Neben einer Reihe anderer Pflanzen saugt der Falter auch an mehreren typischen Pflanzen des Kalkschutts (bzw. der anthropogenen Halden), z.B. an *Vincetoxicum hirundinaria* (EBERT 1991), *Echium vulgare* und *Cirsium spec.*

Sein Auftreten als Imago in seit längerer Zeit aufgegebenen Kalkbrüchen des südlichen Frankenjura und des Muschelkalks sowie in Urkalkbrüchen südwestlich von Marktredwitz ist durch die Biotopkartierung hinreichend belegt. Von früheren Entwicklungsstadien (Ei, Larve) liegen keine Beobachtungen vor. **Kalkbrüche und -halden können zumindest teilweise die Habitatansprüche des Segelfalters abdecken, insbesondere dann, wenn prägnante, stark besonnte Felsstrukturen vorhan-**

den sind. Angesichts der verschiedenen und räumlich nicht unbedingt identischen Teilhabitate läßt sich der hohe Flächenanspruch des Falters (50ha - DRACHENFELS 1983) erklären. Abgesehen von den ausgedehnten Steinbruchkomplexen in der Südlichen Frankenalb können kleinere Steinbrüche vermutlich nur in Zusammenhang mit Magerrasen eine Lebensraumfunktion für den Falter übernehmen. Der Segelfalter kann mit Sicherheit für die Urkalkbrüche, möglicherweise auch für die Kalkbrüche des Südlichen Frankenjura und des Muschelkalks als Leitart angesehen werden.

1.5.4.3 Heuschrecken

Viele Heuschrecken sind flugfähig. Einige davon sind sehr vagil, beispielsweise *Chorthippus mollis*, *Ch. brunneus*, *Ch. longicornis* und *Oedipoda caerulea* (HEUSINGER 1980, zit. in DRACHENFELS 1983). Bezüglich der Ansprüche an die Habitatstrukturen führt DRACHENFELS aus, daß "viele Heuschreckenarten ein kleinräumiges Mosaik unterschiedlich strukturierter Vegetation benötigen, wo sie je nach Alter, Wetter und Jahreszeit jeweils optimale Bereiche aufsuchen können" (DRACHENFELS 1983). Nach DETZEL lassen sich Standortbedingungen beschreiben, deren Vorhandensein für bestimmte Arten Vorbedingung ist (s. Tab. 1/22, S. 62). Die Betrachtung zeigt, daß die beschriebenen Standortbedingungen mit dem Alter des Steinbruchs, respektive dem Fortschreiten der Sukzession verknüpft sind.

Nach Untersuchungen von HEUSINGER (1988) in Steinbrüchen und auf Steinbruchhalden der Fränkischen Alb (Lkr. Weißenburg-Gunzenhausen) stellen Steinbrüche in Gebieten, in denen noch großflächige Trockenrasen vorhanden sind, für Heuschrecken eher ein Besiedelungshinder-

nis als einen potentiellen Siedlungsraum dar: Kalkbrüche bzw. "geeignete Teilbereiche wie Abraumhalden oder aufgelassene Abtragungen werden nach selbst zehn oder mehr Jahren nach Aufgabe der Nutzung bzw. nach Ablagerung des Abraummateri als i.d.R. nur von wenigen Arten als Ersatzlebensraum angenommen" (HEUSINGER 1988).

Den Unterschied zwischen naturnahen Trockenstandorten und durch Abbau entstandenen Trockenstandorten unterstreicht die in beiden Biotopen gefundene mittlere Artenzahl: Demnach wurde auf primären Trockenstandorten eine mittlere Artenzahl von 18,2 Heuschreckenarten nachgewiesen, auf sekundären Standorten hingegen nur von 3,6! Der Autor kommt zu folgendem Schluß: "Besonders hinsichtlich der trockenheitsliebenden Heuschreckenarten der Kalkmagerrasen stellen die großflächigen Kalksteinbrüche im Weißjura eine nicht zu vernachlässigende Beeinträchtigung dar.

Bei Lage der Abbaugelände im Bereich südexponierter Hanglagen der Juratäler können die Abbaubereiche bis weit über den Stilllegungszeitpunkt hinaus als Barrieren für die Ausbreitung bzw. für die Vernetzung von Beständen schlecht kolonisierender Heuschreckenarten wirken" (HEUSINGER 1988).

In Bereichen, in denen Trockenrasen oder natürliche Pionierstandorte fehlen, kann dagegen Steinbrüchen eine echte Refugialfunktion zukommen (*Platycleis albopunctata* im Landkreis Forchheim - SACHTELEBEN 1992, briefl.).

Die Auswertung der Bayerischen Biotopkartierung zeigt, daß die in Steinbrüchen vorkommenden Heuschreckenarten im allgemeinen weit verbreitet sind (s. Tab. 1/23, S. 64). Allerdings gibt es eine bemerkenswerte Ausnahme: Gerade intensiv besonnte, vegetationslose Flächen auf der Sohle und den Halden können Habitate für spezialisierte, z.T. stark gefährdete Arten darstellen. Die Rotflügelige Ödlandschrecke (*Oedipoda germanica*), die vor allem im Bereich des Muschelkalks in Steinbrüchen vorkommen kann, ist ein Beispiel dafür.

- **Rotflügelige Ödlandschrecke**
(*Oedipoda germanica*)
(Bearbeitung: M. Bräu)

Die Rotflügelige Ödlandschrecke verfügte früher wohl über ein geschlossenes Verbreitungsgebiet, das die Steppenheiden der Fränkischen Platten vom Taubertal über das mittlere Maintal bis zur Fränkischen Saale umfaßte und in den Miltenberger Raum und die südliche Frankenalb hinein reichte. Heute existieren nur noch sehr wenige, individuenarme Restvorkommen, die fast alle an den Maintalhängen (Landkreise Würzburg und Main-Spessart) zu finden sind. Sie kommt auch mehrfach in Steinbrüchen des Altmühltals vor (SACHTELEBEN, 1992 mdl.).

Die Rotflügelige Ödlandschrecke ist eine xerothermophile Art vegetationsarmer, steiniger oder felsiger Standorte. HARZ (1957) bezeichnet sie als Charakterart von Kalkstein-Geröllhalden und offenen Steppenheiden auf Kalk. So ist es nicht zu verwundern, daß sie auch aufgelassene Muschelkalkbrüche

besiedelt, solange die Sukzession dort nicht zu weit fortgeschritten ist.

Oedipoda germanica ist als **Leitart** für die Muschelkalkbrüche Unterfrankens zu betrachten.

1.5.4.4 Laufkäfer

Im südlichen Teil des Landkreises Weißenburg-Gunzenhausen wurden sieben Lebensräume - darunter auch zwei Abraumhalden - auf ihre Laufkäferfauna hin untersucht, und zwar auf zwei Halden, von denen die eine nach SSW, die andere nach NNO ausgerichtet war (im zitierten Text "LR 6" bzw. "LR 7").

"Die Artenzahl ist in beiden untersuchten Lebensräumen relativ groß, selbst im nordexponierten LR7. [...] Dies ist vermutlich die Folge des gemeinsamen Vorkommens von xerophilen Arten, von mesophilen Feldarten und Waldarten, aber auch von leicht hygrophilen Feldarten, die auf stärker wechselfeuchten, lehmigen Stellen vorkommen. Die Vielfältigkeit der Mikrohabitate ist jedenfalls auf den Abraumhalden besonders groß. Offenbar hat die Exposition einen sehr bedeutenden Einfluß auf die Artenzusammensetzung. Die untersuchte NW-exponierte Halde [...] wird ganz entscheidend von mesophilen Waldarten geprägt [...], die [südexponierte] Halde dagegen mehr von xerophilen Feldarten" (M. BAEHR 1987). Für die Abraumhalden zieht der Autor folgendes Resümee: "Die ökologische Diversität der einzelnen Lebensräume und die Vielgestaltigkeit der Abraumhalden ist noch weit größer (als die der Wacholderheiden - Anm. d. Verf.), damit auch ihre Gesamtartendiversität. Seltene Arten treten ebenfalls auf.

Im Gegensatz zu den Wacholderheiden ist die Gefahr der Biotopveränderung bzw. -zerstörung durch äußere Einwirkungen hingegen noch größer. Auch die Veränderung durch die natürliche Vegetationsukzession ist vermutlich stärker und verläuft sicherlich rascher als auf den Wacholderheiden. Abraumhalden unterschiedlichster Exposition und in den verschiedensten Sukzessionsstufen dürften im Landkreis häufig sein. Um die auf ihnen vorhandene Artenvielfalt zu erhalten, muß jedoch vermutlich eine große Anzahl von einzelnen Lebensräumen geschützt werden" (M.BAEHR 1987). Nach M. BAEHR **sind Steinbruchhalden nach den Niedermooren die im Landkreis hochwertigsten Lebensräume für Laufkäfer**, die damit einen höheren Wert haben als selbst Wacholderheiden und kurzrasige Schafweiden.

Vom selben Autor stammt die Untersuchung eines Gipsbruchs bei Tübingen (Baden-Württemberg), der verschiedene hinsichtlich Klima, Feuchte und Vegetation variierende Standorte aufwies. Diese Untersuchung erbrachte eine im Verhältnis zur Fläche des Bruchs (4ha) hohe Artenzahl an Laufkäfern (M.BAEHR 1985). Unter den 82 gefundenen Arten befanden sich eine Reihe sehr seltener Arten (*Bembidion inustum*, *B. lunulatum*, *Nothiophilus pusillus*, *Metoponus rupicola*, *Amara cursitans*, *A. munic-*

Tabelle 1/23

Heuschrecken in Steinbrüchen (Auswertung der Bayer. Biotopkartierung, Stand Juni 1989, HESS 1989, mdl.; Habitattyp-Indizes nach BELLMANN 1985; RL-Statuszuordnung nach "Rote Liste gefährdeter Tiere in Bayern", LfU 1992)

RL-Status 1	
Rotflügelige Ödlandschrecke	<i>Oedipoda germanica</i> ¹⁾
RL-Status 2	
Blauflügelige Ödlandschrecke	<i>Oedipoda caerulescens</i> ¹⁾
RL-Status 3	
Warzenbeißer	<i>Decticus verrucivorus</i>
Plumpschrecke	<i>Isophya pyrenaea</i>
Feldgrille	<i>Gryllus campestris</i> ²⁾
Westliche Beißschrecke	<i>Platycleis albopunctata</i> ¹⁾
RL-Status 4	
Nadelholz-Säbelschrecke	<i>Barbitistes constrictus</i> ³⁾
Sumpfgrashüpfer	<i>Chorthippus montanus</i> ³⁾
Gefleckte Keulenschrecke	<i>Myrmeleotettix maculatus</i> ²⁾
Sichelschrecke	<i>Phaneroptera falcata</i> ²⁾
Heidegrashüpfer	<i>Stenobothrus lineatus</i> ²⁾
ohne RL-Status	
Nachtigall-Grashüpfer	<i>Chorthippus biguttulus</i>
Brauner Grashüpfer	<i>Chorthippus brunneus</i> ²⁾
Gemeiner Grashüpfer	<i>Chorthippus longicornis</i>
Verkannter Grashüpfer	<i>Chorthippus mollis</i> ¹⁾
Kleine Goldschrecke	<i>Chrysochraon brachyptera</i>
Rote Keulenschrecke	<i>Gomphocerus rufus</i>
Roesels Beißschrecke	<i>Metrioptera roeseli</i>
Zweifarbige Beißschrecke	<i>Metrioptera bicolor</i> ¹⁾
Kurzflügelige Beißschrecke	<i>Metrioptera brachyptera</i>
Waldgrille	<i>Nemobius sylvestris</i>
Bunter Grashüpfer	<i>Omocestus viridulus</i>
Strauschschrecke	<i>Pholidoptera griseoaptera</i>
Säbel-Dornschröcke	<i>Tetrix subulata</i> ³⁾
Zweipunkt-Dornschröcke	<i>Tetrix bipunctata</i> ¹⁾
Gemeine Dornschröcke	<i>Tetrix undulata</i>
Langfühler-Dornschröcke	<i>Tetrix tenuicornis</i> ²⁾
Grünes Heupferd	<i>Tettigonia viridissima</i>
Zwitscherschröcke	<i>Tettigonia cantans</i> ³⁾
1) an warmtrockene Standorte streng gebunden	
2) warmtrockene Standorte bevorzugend	
3) feuchte Standorte bevorzugend	

palis), darunter auch solche, deren Nachweis in Baden-Württemberg erst zum zweiten Mal gelang (*Metoponus melleti*, *Bradycellus czikii*). Die Gründe für das Vorhandensein einer reichhaltigen und diversen Laufkäferfauna liegen "in den klimatischen, besonders den Feuchtigkeitsunterschieden, auf die sehr viele Laufkäfer besonders fein reagieren. Wichtig sind ferner die Unterschiede in Zusammensetzung und Dichte der Vegetation, dies insbesondere, da die Anzahl der herbivoren Arten [...] sehr groß ist" (M. BAEHR 1985).

BRUNS (1987) konnte aufgrund von Untersuchungen in Kalkbrüchen der Schwäbischen Alb eine deutliche Abhängigkeit zwischen dem Anteil der Roh- und Offenbodenarten und dem Alter der untersuchten Standorte nachweisen. Der Anteil der Roh- und Offenbodenarten nimmt mit zunehmendem Alter des Steinbruchs bzw. mit dem Fortschritt des Sukzessionsprozesses erwartungsgemäß ab. Die Sukzession der Vegetation und die Veränderung der Laufkäferzusammensetzung gehen Hand in Hand. Auf kiesig-sandigen Rohböden konnte MADER

Tabelle 1/24

Seltenen und gefährdete Ameisen in Steinbrüchen (UHLENHAUT 1987, Bayer. Biotopkartierung, Stand Juni 1989; RL-Zuweisung nach "Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns", LfU 1992)

RL-Status 1	
<i>Anergates atratulus</i> # <i>Camponotus lateralis</i> # <i>Formicoxenus nitidulus</i> #	<i>Plagiolepis pygmaea</i> # <i>Polyergus rufescens</i> <i>Strongylognathus testaceus</i> #
RL-Status 2	
<i>Leptothorax nigriceps</i>	
RL-Status 3	
<i>Myrmica sabuleti</i>	<i>Lasius myops</i> #
RL-Status 4R	
<i>Formica sanguinea</i>	
RL-Status 4S	
<i>Leptothorax tuberum</i>	
ohne RL-Status	
<i>Leptothorax acervorum</i> <i>Leptothorax muscorum</i> <i>Myrmica laevinodis</i>	<i>Myrmica ruginodis</i> <i>Myrmica scabrinodis</i>
# : in Muschelkalkbrüchen	

(1985) einen Rückgang der Laufkäferdiversität schon ab dem fünften Jahr nach der Nutzungsauflassung feststellen.

1.5.4.5 Bienen und Wespen

Im Vergleich zu Sand- und Kiesgruben ist das Artenspektrum von Bienen und Wespen in Steinbrüchen geringer. Grabende Arten, die die Hauptarten-gruppe in Sand- und Kiesgruben stellen, finden - möglicherweise mit Ausnahme von leicht erodierbaren und sandigen Substraten in Sandsteinbrüchen - keine geeigneten Nisthabitate. Es sind daher vor allem oberirdisch nistende Arten (Mauerbienen, Mörtelbienen) vertreten (WESTRICH 1989).

In Sandsteinbrüchen ist dagegen die Nischenbreite deutlich höher, bedingt zum einen durch die zahlreichen "Fäulen", die durch leicht erodierbares und grabbares Material gebildet werden, zum anderen durch den ebenfalls leicht grabbaren sandigen Boden. Dies bestätigen Beobachtungen, die in den Jahren 1928 bis etwa 1940 in den Steinbrüchen bei Ebelsbach und deren Umfeld (Lkr. Haßberge) gemacht wurden (Bearbeiter unbekannt). Dabei wurden rund 160 Arten festgestellt, darunter zahlreiche Arten, die heutzutage bereits ausgestorben sind (z. B. *Andrena carbonaria*, *Halictus pallens*, *Nomada mutica*, *Sphecodes maialis*) oder unmittelbar vom Aussterben bedroht sind (z.B. *Andrena agilissima*, *Andrena lepida*, *Andrena rosae*, *Halictus coarctatus*, *Halictus maior*, *Halictus quadricinctus*, *Halictus subfasciatus*).

1.5.4.6 Ameisen

BAUSCHMANN (1987) untersuchte die Ameisenfauna am Vogelsberg in Hessen. Neben verschiedenen anderen Lebensräumen wurden dabei auch Basaltbrüche untersucht. In ihnen konnten 16 Ameisenarten, davon 5 Arten der Roten Liste, festgestellt werden. Damit lag der Lebensraum "Steinbruch" in bezug auf den Artenreichtum etwa im "Mittelfeld" aller untersuchten Lebensraumtypen, in bezug auf den Anteil der "Rote-Liste"-Arten im oberen Drittel (das Artenmaximum wurde in Hecken und Waldrändern mit 27 Arten erreicht, die höchste Anzahl von "Rote-Liste"-Arten auf Trockenhängen mit 9 Arten).

In Bayern existieren Untersuchungen über Ameisen nur für den Landkreis Hof sowie fragmentarisch im Rahmen der Biotopkartierung (s. Tab. 1/24, S. 65).

Eine weitergehende Interpretation - etwa zur Frage, ob das Vorkommen der vom Aussterben bedrohten Ameisenarten auf Muschelkalkbrüche beschränkt ist - muß aufgrund des mangelnden Datenmaterials unterbleiben. Auf die besondere Bedeutung von Ameisenarten für die Larvalentwicklung bestimmter Bläulinge kann an dieser Stelle nur hingewiesen werden (Bläulinge leben im Raupenstadium symbiontisch oder parasitisch in Ameisenkolonien. Die Ameisenart *Myrmica sabuleti* spielt beispielsweise die Rolle des Wirtes für die Raupe von *Maculinea arion*, BLAB & KUDRNA 1982).

1.5.5 Spinnen

Die von M. BAEHR (1987) auf die Laufkäfer hin untersuchten Standorte der Südlichen Frankenalb wurden von M. BAEHR (1988) auf ihre Spinnenfauna hin untersucht. Bezüglich Artenreichtum und Zusammensetzung der Lebensformen ergeben sich Parallelen zwischen einer südexponierten, unbeweideten Wacholderheide und einer südwestexponierten Abraumhalde. Trotz Unterschiede in der Zahl der Charakter- bzw. seltenen Arten ist die SW-exponierte Abraumhalde zumindest bedingt als Ersatzbiotop für einen unbewirtschafteten Xerothermstandort zu werten.

Die SW-exponierte Abraumhalde beherbergt 63 Arten, davon einen Neufund für Bayern und eine Reihe seltener und gefährdeter Arten (s. Tab. 1/25, S. 67); die NW-exponierte Abraumhalde hingegen ist mit 47 Arten etwas weniger artenreich und umfaßt auch ein geringeres Spektrum an seltenen Arten (M. BAEHR 1988).

Untersuchungen im Bayerischen Wald (UHLENHAUT 1985, unpubl.) lassen die Folgerung zu, daß sowohl die Individuen - als auch die Artenzahl in den dortigen Steinbrüchen deutlich geringer ist als in anderen Untersuchungsgebieten. Der Autor führt dies auf den feuchtkühlen Charakter der Region sowie auf die feuchten und sauren Böden zurück, auf denen grundsätzlich weniger Bodenspinnen zu erwarten sind.

UHLENHAUT (unpubl.) untersuchte in den Jahren 1986/87 im Rahmen einer faunistischen Kartierung im Landkreis Hof acht Steinbrüche (Schiefer, Diabas) auf ihre Spinnenfauna. Die Brüche befanden sich zum Zeitpunkt der Aufnahmen in unterschiedlichen Sukzessionsstadien, die von fast vegetationslosem Zustand bis zur Vorwaldgesellschaft in Teilen des Abbaubereiches reichten. Seit längerem aufgelassene Brüche zeichnen sich i.d.R. durch hohe Diversität aus, die auf ein breites Nischenangebot für die einzelnen Arten schließen lassen. In einem aufgelassenen Bruch konnten 75 Arten nachgewiesen werden, im Schnitt fanden sich pro Bruch knapp 60 Arten. Besonders hervorzuheben ist der Anteil an xerophilen und hygrophilen Arten. In einigen Brüchen erreichte der Anteil an stenök auf diese Situationen angewiesenen Arten beachtliche Anteile. Neben den regional seltenen Arten (vor allem xerophile Arten) und mehreren Arten der Roten Liste Bayerns gelang UHLENHAUT der Zweitnachweis einer bis dahin nur in der Schwäbischen Alb nachgewiesenen Art (*Euophris thorelli*) in drei der untersuchten acht Steinbrüche. Ein Erstnachweis für Deutschland gelang durch den Fund von *Zelotes puritanus* auf der Wojaleite und in einem Steinbruchgelände (Tab. 1/26, S. 67). Aufgrund seiner Ergebnisse folgert UHLENHAUT, daß "zumindest bezüglich der Kleintierfauna auch kleine Biotope wie z.B. [...] der Steinbruch bei Döbra hochdifferenzierte Artengesellschaften aufweisen und als Rückzugslebensräume für seltene und gefährdete Species dienen" (ebd.).

Auch DELLING & HIEBSCH (1982) stellten im Rahmen ihrer Untersuchungen in einem seit länge-

rem aufgelassenen Quarzporphyrbruch am Rand der Leipziger Tieflandbucht einige bemerkenswerte Spinnenarten fest. Der Nachweis von *Centromerus leruthi* erfolgte in Mitteleuropa erst fünf Mal; selten sind ebenso die Arten *Atypus affinis* und *Wideria mitrata*.

Während sich die bisher genannten Erhebungen mit dem Spinneninventar an sich beschäftigten, untersuchte MADER (1985) auch die zeitliche Dimension des Besiedelungsablaufes durch Spinnen. Danach lassen sich drei Besiedelungswellen unterscheiden. In der ersten Besiedelungswelle sind hauptsächlich Zwerg- und Baldachinspinnen vertreten, während die zweite (im dritten und vierten Jahr) und dritte Welle (im siebten Jahr) von Glattbauch- und Wolfspinnen dominiert wird. Die Erstbesiedler sind i.d.R. Pionierarten, häufige Arten des offenen Geländes und Argonauten, die Arten der folgenden Besiedelungsschübe meist schon Spezialisten mit Verbreitungsschwerpunkt auf sandigen oder vegetationslosen Böden. Die Artenvielfalt (Diversität) nimmt wie die Artenzahl im Verlauf des Beobachtungszeitraumes (14 Jahre) zu (MADER 1985).

1.6 Technik und Entwicklung des Abbaus

Dieses Kapitel gibt einen kurzen Abriss der Entwicklung des Abbaus, sowohl bezüglich der wirtschaftlichen Aspekte als auch der technischen Rahmenbedingungen. Die Betrachtung unterscheidet dabei in erster Linie zwischen Werksteinbrüchen und Brüchen, die der Massengütergewinnung dienen. Im Anschluß daran erfolgt ein kurzer Überblick über den Verwendungszweck der abgebauten Materialien.

1.6.1 Historische Entwicklung des Abbaus

Die Bedeutung der unterschiedlichen Steinbruchtypen und deren wirtschaftliches Umfeld haben sich im Lauf der Geschichte stark gewandelt. Im Mittelalter stand die Werksteingewinnung im Mittelpunkt des Abbaugeschehens, heute dagegen hat die Gewinnung von Schottern und von zur Weiterverarbeitung bestimmten Grundstoffen die Werksteingewinnung mengenmäßig weit überflügelt. Besonders seit 1945 nahm die Menge der für Schotter und für Grundstoffgewinnung abgebauten Massenrohstoffe rapide zu. Gleichzeitig vergrößerten sich aufgrund technischer Möglichkeiten die durchschnittliche Flächenausdehnung und die Fördermenge der einzelnen Steinbrüche. Heute beläuft sich die von den Abbaugebieten (Steinbrüche, Kies-, Sand- u. Lehmabbau) beanspruchte Fläche in Bayern auf etwa 0,2% der Gesamtfläche, wobei der Wert in den einzelnen Regierungsbezirken zwischen 0,1% und 0,56% schwankt (LORENZ 1985). Gebietsweise, z.B. im Fürstensteiner Granitmassiv oder im Eichstätter Plattenkalk, können Brüche und Haldenflächen sogar mehrere Prozent der jeweiligen Gemeindeflächen beanspruchen. Der jährliche Zuwachs der von Steinbrüchen beanspruchten Fläche liegt nach

Tabelle 1/25

Seltene und gefährdete Spinnen auf einer SW-exponierten Abraumhalde der Südlichen Frankenalb (B. BAEHR 1988); RL-Zuweisung nach "Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns" (LfU 1992)

RL-Status 1	
<i>Micaria dives</i>	
RL-Status 3	
<i>Callilepis schuszeri</i> <i>Erigonoplus globipes</i>	<i>Trochosa robusta</i>
RL-Status 4R	
<i>Alopecosa accentuata</i>	<i>Zodarion germanicum</i>

Tabelle 1/26

Seltene und gefährdete Spinnen in Steinbrüchen im Lkr. Hof (UHLENHAUT 1987, unpubl.); RL-Zuweisung nach "Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns" (LfU 1992)

RL-Status 2	
<i>Meioneta equestris</i> <i>Theonoe minutissima</i>	<i>Zelotes puritanus</i>
RL-Status 3	
<i>Alopecosa aculeata</i> <i>Drepanotylus uncatus</i>	<i>Trochosa robusta</i> <i>Walckenaeria kochi</i>
RL-Status 4R	
<i>Zora silvestris</i>	
RL-Status 4S	
<i>Euophris thorelli</i> <i>Jacksonella falconeri</i>	<i>Peponocranium orbiculatum</i>
ohne RL-Status	
<i>Agroeca proxima</i> <i>Altella bipunctata</i> <i>Argenna subnigra</i> <i>Clubiona diversa</i> <i>Enoplognatha thoracica</i> <i>Harpactea rubicundra</i> <i>Lepthyphantes obscurus</i>	<i>Mecophisthes peusi</i> <i>Metopobactrus prominutus</i> <i>Pardosa hortensis</i> <i>Phlegra fasciata</i> <i>Trematocephalus cristatus</i> <i>Zora nemoralis</i>

Angaben des Industrieverbands Steine und Erden bei ca. 60 ha (REITER 1989, mdl.). Für einige Abbaumaterialien liegen die Abbauzentren in Bayern, beispielsweise beim Abbau von kristallinen und karbonatischen Naturwerksteinen (BMBau 1982).

Während Massengüter, also Schotter und zur Weiterverarbeitung bestimmte Gesteine, sehr "transportempfindlich" sind (d.h. aufgrund der hohen Transportkosten sind lange Wege unrentabel), fällt dieser Aspekt bei Werksteinen nicht oder kaum ins Gewicht. Besondere Werksteinqualitäten werden auch über sehr weite Strecken transportiert, wenn sie dem Zeitgeschmack, der jeweiligen Mode entsprechen.

Demzufolge unterscheidet sich die Entwicklung der Werksteinherstellung deutlich von den Trends in der Massengütergewinnung. Die Naturwerksteingewinnung in Deutschland erlebte bereits Anfang dieses Jahrhunderts eine Blütezeit, in der beispielsweise Granit bis nach Nordamerika oder Argentinien verschifft wurde. Auch während des "Dritten Reiches" war einheimischer Naturwerkstein nicht zuletzt aus ideologischen Gründen sehr gefragt; hohe Nachfrage bestand vor allem nach Muschelkalk. Das Inkrafttreten der EWG-Verträge 1959 markiert einen deutlichen Einbruch, da durch sie der Schutz von einheimischen Produkten mittels Außenzöllen außer Kraft gesetzt wurde. Die Folge war, daß ein-

heimische Produkte wegen des starken Wettbewerbsdrucks durch kostengünstigere Produkte anderer Länder - vor allem Italiens - nicht mehr konkurrenzfähig waren (GRAFELMANN 1989, mdl.).

Am Beispiel der Betriebe des Bayerischen Waldes läßt sich fast exemplarisch die Entwicklung seit Beginn der 70er Jahre aufzeigen: Die Zahl der Beschäftigten der Steine- und Erden-Industrie ging zwischen 1969 und 1977 von 3.217 auf 2.285 zurück; die Zahl der Betriebe sank beträchtlich. Auch hielt die Rationalisierung auf breiter Front Einzug: Waren im Ulmer Raum in einzelnen Betrieben gegen Ende der 50er Jahre oft mehr als 80 Steinlader beschäftigt (KNOBLOCH 1967), so verrichten heute einige wenige Facharbeiter, ausgerüstet mit modernsten Lade- und Transportgeräten, die Arbeit.

Durch das landschaftsgebundene Bauen sowie die starke Verwendung von Naturwerksteinprodukten im Außenbereich kann die Werksteinindustrie heute wieder mehr Produkte absetzen (GRAFELMANN 1989, mdl.). Ein Indiz für diese momentan relativ günstige Situation ist die erneute Inbetriebnahme stillliegender Brüche, z.B. im Fichtelgebirge (WURZEL 1989, mdl.).

1.6.2 Technik des Abbaus

Es sind vor allem zwei Einflußgrößen, die heute die Abbautechnik bestimmen: zum einen sicherheitstechnische Vorschriften und Erwägungen, zum anderen Abbautechnik (Sprengtechnik) und Verwendungszweck des abgebauten Materials.

Die Sicherheitsvorschriften beinhalten Aussagen zum Abstand zur nächstliegenden Bebauung, der aus sprengtechnischen Gründen einzuhalten ist (300m), und zum Abstand der Bruchwand zu benachbarten Grundstücken und Nutzungen (5m zu Nachbargrundstücken, 10m zu Flurwegen, Waldrändern und Hecken, 20m zu Straßen). Außerdem ist die Abbruchwand durch Bermen zu gliedern; die maximal durch eine Steilwand abzufangende Höhe beträgt 12 m.

Die **Werksteingewinnung** hat die Gewinnung qualitativ hochwertiger, möglichst großer Einheiten zum Ziel, die erst im Verlauf der Weiterverarbeitung zerkleinert und auf Formate zugeschnitten werden. Heute erfolgt diese meist mit dem Brennstrahlverfahren, das nach dem Raketenprinzip funktioniert. Dabei wird eine 1.200°C heiße Flamme mit Ultraschallgeschwindigkeit auf das Gestein gerichtet, dessen Oberfläche durch die Wärmeausdehnung Schicht für Schicht abplatzt. Dadurch entsteht ein Spalt, der breiter als die Brennerflamme ist. Bei diesem Verfahren wird der Lärmpegel eines startenden Flugzeugs erreicht. Das Gestein selbst wird über den Spalt hinaus nicht geschädigt oder deformiert (BAYER. HANDWERKSTAG e.V. 1989, MERKENSCHLAGER jun. 1989, mdl.).

Das Brennstrahlverfahren hat das "Gassenschießen" abgelöst, ein Sprengverfahren, bei dem mit nur gering brisantem Sprengstoff (meist Schwarzpulver) eine Gasse in den Felsen getrieben wurde, wobei nicht selten Sprengrisse und Deformationen in den

hochwertigen Gesteinslagern entstanden, die diese für eine Weiterverarbeitung unbrauchbar machten (hoher Abraumanteil). Vereinzelt trifft man auf eine noch ältere Technik, das Abkeilen, wobei Keillöcher gebohrt werden und die Spaltung mit Federkeilen erfolgt (Werksteingewinnung aus Kalktuff, Poling).

Der Mechanisierung der Weiterverarbeitung sind durch die speziellen Ansprüche Grenzen gesetzt; sie ist daher arbeitsintensiv. Die Weiterverarbeitung erfolgt vielfach bereits an Ort und Stelle, d.h. in abgebauten Bereichen der Steinbruchsohle. Typische Produkte sind Groß- und Kleinsteinpflaster (DIN 18502) sowie Bordsteine (DIN 482). "Großsteinpflaster werden von Hand mittels Preßlufthammer und Kantkeilen aus größeren Blöcken auf das vorgegebene Maß gespalten. Klein- und Mosaiksteinpflaster werden mit Hilfe von sogenannten Pflastersteinspaltmaschinen hergestellt" (BAYER. HANDWERKSTAG e.V. 1989).

Die oft kleinflächig wechselnde Qualität des Gesteins kann ein schwerwiegendes Problem darstellen. Unvorhersehbare Qualitätsdifferenzen erschweren die Abbauplanung: Geringwertiges Material ist nicht zu gebrauchen, muß aber trotzdem zur Seite geräumt werden; der Abbau folgt selektiv der besten Gesteinsqualität, was durchaus innere Erschließungsprobleme nach sich ziehen kann. Die Suche nach geeigneten Gesteinsqualitäten ist aufwendig und endet nicht immer erfolgreich (KUSSER 1989, mdl.). Dies ist nicht geeignet, die Kosten zu mindern oder eine langfristige Abbauplanung zu ermöglichen.

Auch bei **Brüchen**, die der Gewinnung von **Schotter** oder **technischen Grundstoffen** dienen, hat sich die Abbautechnik seit 1950 verändert. Früher orientierte sich der Einsatz von Sprengstoffen an vorhandenen Spalten und Klüften im Gestein ("Lassenschüsse" - MEDERAKE 1984, "Kesselschüsse" - KNOBLOCH 1967). "Das Sprengverfahren prägte auch das Aussehen der Bruchwand. Diese war entsprechend den Unfallverhütungsvorschriften auf weniger als 60° abgebösch und wies immer wieder Absätze auf, die durch Kesselschüsse entstanden waren und dann als Standplatz innerhalb der Bruchwand dienten" (KNOBLOCH 1967). Seit Mitte der 50er Jahre ist die Großbohrlochsprengung verbreitet, bei der parallel zur Abbruchkante Bohrlöcher in den Fels getrieben und mit Sprengstoff gefüllt werden.

Diese Abbauweise erfordert im Gegensatz zur früher üblichen (s.o.) eine sorgfältigere Abbauplanung und eine Unterteilung der Abbruchwand durch Sohlen bzw. Bermen. Während der Abstand der Sohlen zueinander in den Anfängen des Großbohrlochverfahrens bis zu 50m betrug, verringerte sich die Höhendifferenz bis heute aus Gründen der Betriebssicherheit und der Wirtschaftlichkeit teilweise bis auf 12m. Im Gegensatz zum Kesselschießen konnten die Bruchwände steiler gestellt werden, die Abbruchwände sind einheitlicher und weniger stark gegliedert (KNOBLOCH 1967). Der weitere Ablauf ist weitgehend von der innerbetrieblichen Situation

Tabelle 1/27

Verwendungszweck des abgebauten Steinbruchmaterials (BMBau 1982, VOGEL 1990, BMWi 1979)

	Zement	Schotter	Gips	Werkstein	Sonstiges
Granit	-	x	-	x	-
Serpentin	-	x	-	-	-
Basalt/Diabas	-	x	-	(x)	-
Kalkstein	x	x	-	x	x
Kalkmergel	x	-	-	-	x
Keupersandstein	-	-	-	x	-
Buntsandstein	-	-	-	x	-
Gips	-	-	x	-	-
Nagelfluh	-	(x)	-	(x)	-
Grauwacke	-	x	-	(x)	-
Marmor	-	x	-	(x)	x
Schiefer	-	-	-	-	(x)

x : Nutzung
 - : keine Nutzung
 (x) : ehemals bzw. nur in geringem Umfang genutzt

abhängig; i.d.R. nehmen Bagger oder Schaufellader das lose Gestein ("Haufwerk") auf, das von Großlastwagen bzw. Muldenkippern zu einer Brecheranlage transportiert wird. In der Folge wird das Material klassiert, d.h. nach Größenklassen sortiert, oder je nach Verwendungszweck weiterverarbeitet (z.B. gemahlen). Die möglicherweise wechselnde Qualität des Ausgangsgesteins wird durch die Aufarbeitung weitgehend aufgefangen. Der optimalen inneren Erschließung und der langfristigen Abbauplanung kommt eine hohe Bedeutung zu.

1.6.3 Verwendungszweck der abgebauten Materialien

Nicht jedes Ausgangsgestein kann gleichermaßen für jeden Verwendungszweck eingesetzt werden. Das hat einerseits qualitative, andererseits wirtschaftliche Gründe.

Tab. 1/27 (S. 69) gibt einen Überblick über die Verwendungszwecke der wichtigsten Gesteine.

Natursteine aller verwendeten Ausgangsgesteine finden heute in gebrochener Form (Schotter) zu 80% im Wegebau, zu 5% im Bahnbau, zu 3% im Wasserbau Verwendung (12% andere Verwendungszwecke).

Zur Zementgewinnung können ausschließlich Kalkgesteine genutzt werden; 75% des für diesen

Zweck gebrochenen Materials werden zu Portlandzement weiterverarbeitet (CaCO₃-Gehalt 75-80Gew.%). Für die Herstellung von Weißzement und Branntkalk werden Kalksteine mit über 90Gew.% für Sonderzwecke in der chemischen, Eisen- und Stahlindustrie sehr reine Kalksteine mit über 96Gew.% benötigt. Dolomit wird hauptsächlich zur Gewinnung von Sinterdolomit in der Feuerfest-Industrie gebrochen (BMBau 1982). Eine Besonderheit bildet der Suevit des Nördlinger Rieses: er wird zu Traß (Spezialzement) verarbeitet.

Ein Drittel der Gipssteinproduktion geht ungebrannt an die Zementindustrie, wo er als Abbindeeregler dient; 90% des ungebrannten Gipses werden als Baugips, auch in Form von Gipsbauplatten weiterverwendet. 10% finden als Spezialgips (Keramische Industrie, Medizin, Orthopädie) Verwendung (BMBau 1982).

Eine Reihe von abgebauten Gesteinen dient Spezialzwecken: Quarz (Vorkommen am Pfahl, Pegmatitstöcke der Oberpfalz) wird in der chemischen, keramischen und in der Glasindustrie verwendet, Specksteine (einziges abbauwürdiges Vorkommen: bei Göpfersgrün) dienen in hochwertiger Form als Rohstoffe in der Elektrokeramik, in der kosmetischen und pharmazeutischen Industrie, in geringwertiger Form als Füllstoffe beispielsweise in der Papierfabrikation (BMBau 1982).

Tabelle 1/28

Durchschnittlicher Nährstoffgehalt ausgewählter Gesteine in % (die Werte entsprechen jedoch nicht gleich den verfügbaren Mengen!), (MÜCKENHAUSEN 1977, GIGON 1983, BRADSHAW et al. 1982, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1979)

	Kalkstein	Basalt	Sandstein	Granit	Serpentin
CaO	48,0 - 80	8,95	0,1 - 5,5	1,99	3,20
K ₂ O	0,33	1,52	1,31 - 4,5	4,11	0,08
P ₂ O ₅	0,04	0,45	0,08	0,19	k.A.
MgO		6,20	0,70	0,55	33,00
MnO		0,31	k.A.	0,11	
N ₂ O		3,10	0,20	3,50	

1.7 Für die Existenz wesentliche Lebensbedingungen

Dieses Kapitel behandelt die wesentlichen Standortbedingungen, die für die Etablierung und Existenz der charakteristischen Phyto- und Zoozönosen verantwortlich sind. Neben den Standortfaktoren im engeren Sinn (Nährstoffe, Wasser, Klima) werden auch Faktoren angesprochen, die nicht im engeren Sinn als Standortfaktoren zu bezeichnen sind, ihrerseits jedoch Einfluß auf die funktionalen Zusammenhänge nehmen (z.B. Störungsfrequenz).

1.7.1 Ausgangsgestein, Bodenbildung und Nährstoffverfügbarkeit

1.7.1.1 Auswirkungen auf die Pflanzenwelt

Ein einheitliches Charakteristikum sämtlicher Steinbrüche ist die Nährstoffarmut des Substrats (vgl. Tab. 1/28, S. 70), besonders im Hinblick auf die Versorgung mit Stickstoff, da die Gesteine keinen pflanzenverfügbaren Stickstoff enthalten. Diese Nährstoffarmut bezieht sich i.d.R. nicht auf Phosphor. Obwohl Phosphat meist in einer für Pflanzen zunächst nur schwer verfügbaren Form vorliegt (MÜCKENHAUSEN 1977, POSCHLOD & MUHLE 1985), sind am Beginn der primären Sukzession im Vergleich zu späteren Entwicklungsstadien die höchsten Mengen an Phosphor bzw. Phosphatverbindungen im Boden vorhanden (VITOUSEK & WALKER 1987). Das prinzipielle Vorhandensein von Nährstoffen ist hingegen nicht mit deren Verfügbarkeit gleichzusetzen.

Die Nährstoffverfügbarkeit wird entscheidend vom pH-Wert des Ausgangsgesteins geprägt: "Die Mineralstoffvorräte des Bodens hängen weitgehend von der Konzentration der Wasserstoffionen ab. Diese beeinflussen die Einstellung des Ionenfließgleichgewichts: Sehr saure Böden sind arm an Kationen wie an lebenswichtigen Kalium-, Kalzium- und Magnesium-Ionen. Phosphor wird als schwer verfügbares Fe- und Al-Phosphat festgelegt" (STEUUBING & SCHWANTES 1981). Auch die Verfügbarkeit von Stickstoff ist pH-abhängig: Stickstoff kann in unterschiedlichen Formen vorliegen (Ammonium-, Nitrat- und Nitrit-Ionen), die von verschiedenen Pflanzen unterschiedlich gut aufgenommen werden können.

Die Nitrifizierung, d.h. die Oxidation von Ammonium-Ionen zu meist besser verfügbaren Nitrit- und Nitrat-Ionen, wird durch einen niedrigen pH-Wert des Bodens verzögert (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1979).

Da die Bodenbildung nur sehr langsam vor sich geht, wirkt sich außerdem am Beginn der Sukzession das Fehlen von kolloidalen Ton- und Humus-Komplexen negativ auf die Nährstoffverfügbarkeit aus. "Die Funktion der kolloidalen Ton- und Humuskomplexe beruht [...] in der Adsorption der Nährmetalle und der Stabilisierung der Ionenverhältnisse in der Bodenlösung; sie stellt schließlich noch einen gewissen Schutz vor Auswaschung dar" (STEUUBING & SCHWANTES 1981).

Stickstoff und teilweise auch Phosphor-Verbindungen gelangen durch Eintrag - Verwehung von angrenzenden Intensivstandorten, Erosion, Niederschläge (im Mittel etwa 10 kg/haxJahr - SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1979: 234, andere Quellen nennen bis zu 50 kg N/haxJahr), Eintrag mit den Werksfahrzeugen - in den Steinbruch. Doch erst im Verlauf der Bodenbildung und der Sukzession werden diese Nährstoffe in nennenswerter Menge angereichert und pflanzenverfügbar. Dafür sind einerseits die Anreicherung organischer Substanz (95% des Gesamtstickstoffs ist organisch gebunden - SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1979: 225) und die Zunahme von Ton-Komplexen durch chemische Verwitterung verantwortlich, zum anderen die Belebung des Bodens durch Mikroorganismen, die elementaren Stickstoff aus der Luft in pflanzenverfügbare Stickstoffverbindungen umwandeln können.

Einen wesentlichen Anteil an der Bodenentwicklung haben die Leguminosen, die mit Hilfe ihrer Knöllchen-Bakterien freien Stickstoff fixieren können (BRADSHAW et al. 1982); auch Blaualgen tragen zur N-Fixierung bei. Die Mineralisierung von Stickstoff unterliegt verschiedenen Umweltfaktoren; sie kann durch Bodentrockenheit, wie sie in südexponierten Steinbrüchen nicht selten vorkommt, oder unter anaeroben Bedingungen bei Wassersättigung herabgesetzt sein (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1979: 228).

Da Bodenbildung und Nährstoffversorgung vom Ausgangsgestein abhängig sind, werden im folgen-

den einige ausgewählte Gesteinsarten bezüglich dieser Faktoren charakterisiert.

(1) Karbonatgesteine

Die Verwitterung der Karbonatgesteine geht nur äußerst langsam vor sich, da zunächst durch physikalische Verwitterung eine Oberflächenvergrößerung stattfinden muß, damit die Karbonate gelöst und weggeführt werden können. Die nicht-karbonatischen Anteile bleiben als bodenaufbauende Bestandteile zurück (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1979). Je höher der Karbonatanteil ist, um so geringer ist also unter gleichen Ausgangsbedingungen die Bodenbildung pro Zeiteinheit. "Auffallend flachgründig sind deshalb [...] die Rendzinen aus rückstandsarmen, ungliederten Massenkalken (=diagenetisch veränderten Schwamm- und Korallenriffen)[...] Dies gilt insbesondere für dolomitisierte Massenkalke. Rendzinen aus Schichtkalken, die leichter mechanisch zerfallen, sind gewöhnlich tiefgründiger und erlangen schneller einen höheren Tonanteil. Die Tonanreicherung ist zusätzlich beschleunigt, wenn Mergelschichten zwischen den Kalkbänken einen höheren Nichtcarbonanteil in den Feinschutt einspeisen. Am schnellsten schließlich schreiten Karbonatlösung und Rückstandsanreicherung bei weichen, rasch zerfallenden Kalkmergeln voran [...]" (REHFUESS 1981: 44f.). Die Bodenbildung vollzieht sich über Karbonat-Syroseme zu Rendzinen. Durch die hohe Konzentration von Kalzium- und Magnesium-Ionen (sowie durch Trockenheit) kann die Aufnahme von Kalium eingeschränkt sein. Phosphor ist bei höheren pH-Werten als Ca-Phosphat gebunden und schwer löslich. Auch Mangan und Eisen liegen nur in oxidiertem und damit für Pflanzen in nur schwer aufnehmbare Form vor (REHFUESS 1981: 49).

Eine Vorstellung vom zeitlichen Ablauf der Stickstoff- und Kohlenstoffanreicherung auf Karbonatböden geben die Untersuchungen von POSCHLOD & MUHLE (1985): demnach war nach 10 Jahren nach der Auflassung in den obersten fünf Zentimetern der Kohlenstoffgehalt von etwa 0,3% auf 1% gestiegen, der Gesamtstickstoff von etwa 0,01% auf 0,1%. In einem bereits seit 50 Jahren aufgelassenen Steinbruch wurden unter einem lückigen Kiefernwald Werte von 10% (Kohlenstoff) und 0,4% (Stickstoff) gemessen (ebd.).

Die Bodenzusammensetzung im Kalkbruch kann sich - vor allem bei hohen Mergel-Anteilen - von den flachgründigen Rendzinen umgebender Standorte durch einen höheren Lehmantel unterscheiden. Den flachgründigen, wasserdurchlässigen Böden naturnaher Standorte können tiefgründige, schwere und wasserstauende Böden auf der Sohle des Bruchs gegenüberstehen, so daß die Sohle nicht als standörtliches Pendant für Rendzinen aufgefaßt werden darf (vgl. KLOTZ 1990).

(2) Gips

Offengelegter Gips ist bei Austrocknung starken Schrumpfungsprozessen, bei Nässe Quellungsprozessen ausgesetzt, Vorgänge, die sich auf verdichteten Böden (Befahren) verstärkt bemerkbar machen. Bereits bei geringen Niederschlägen entstehen stau-

nasse Bereiche, in Trockenzeiten bilden sich ausgeprägte Schwundrisse. Die starken Extreme bedingen die Vegetationsfeindlichkeit des Standort.

(3) Vulkanische Förderprodukte (Basalte, Diabas)

Auf silikatischen, doch basenreichen Ausgangsgesteinen (Basalt, Diabas) entwickeln sich über das Initialstadium des Silikat-Syrosems basenreiche Ranker. Die Basenversorgung ist im allgemeinen gut (REHFUESS 1981). Bei Basalt schreitet die physikalische Verwitterung nur sehr langsam vorwärts, die entstehenden Böden sind flachgründig (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1979: 17). Daher ist ihre Speicherkapazität für pflanzenverfügbares Wasser nur gering.

(4) Sandsteine und Grauwacken

Aus den silikathaltigen, quarzreichen Sandsteinen gehen über Silikat-Syroseme basenarme Ranker hervor. Der pH-Wert der obersten Bodenschicht liegt zwischen 3 und 4, die Basenversorgung ist gering (REHFUESS 1981). Bei Sandsteinen können insbesondere die Nährstoffe Kalium (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1979: 216) und Magnesium (REHFUESS 1981) im Minimum sein.

(5) Granit

Granite und andere, mehr oder minder grobkörnige Tiefengesteine unterliegen einer starken physikalischen Verwitterung; ihre Mineralbestandteile setzen jedoch der chemischen Verwitterung einen hohen Widerstand entgegen, so daß tiefgründige, doch in ihrer Mineralzusammensetzung gegenüber dem Ausgangsgestein nur wenig veränderte Böden entstehen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1979: 17). Bei Graniten kann zwischen feldspatarmen und feldspatreichen Gesteinen unterschieden werden. Feldspat beinhaltet Ca^{++} -Ionen, so daß feldspatreiche Granite gleichzeitig reich an Kalzium-Ionen sind; im Verein mit der tiefgründigen physikalischen Verwitterung wirkt sich dies direkt auf die Zusammensetzung der Pflanzendecke aus (WURZEL 1990, mdl.). Die Bodenbildung verläuft über Silikat-Syroseme zu basenarmen Rankern oder zu Ranker-Podsolen. Der pH-Wert überschreitet selten den Wert 4, Magnesium befindet sich als Nährstoff häufig im Minimum (REHFUESS 1981).

(6) Serpentin

Serpentin besteht aus Mg-Fe-Silikaten mit einem hohen Gehalt an Mg^{++} -Ionen. Durch Verwitterung werden die Schwermetallionen Nickel, Chrom und Kobalt pflanzenverfügbar. Für die Nährstoffökologie hat dies die Auswirkungen, daß Mg^{++} -Ionen die Aufnahme von Kalium- und Kalzium-Ionen einschränken können (Kalzium-Mangel), daß weiterhin die mikrobiotische Nachlieferung von Stickstoff durch die Schwermetalle gehemmt sein kann, ebenso wie die Aufnahme von Spurenelementen (z.B. Molybdän). Gleichzeitig sind Serpentine relativ witterungsbeständig, so daß die natürliche Bodenbildung nur sehr langsam vor sich geht (VOGEL 1990). MUNTEAN (1979) konnte bei seinen Untersuchungen auf süd- bis südostexponierten Serpentinstandorten an Strahlungstagen auffallend hohe

Bodentemperaturen feststellen. Im Zusammenhang damit standen niedrige Luftfeuchtigkeit und - aufgrund der Flachgründigkeit des Standort - geringer Wassergehalt des Bodens. Alle genannten Faktoren bewirken, daß sich die Vegetation auf Serpentinstandorten von ihrer Umgebung - sowohl, was die Artenzusammensetzung, als auch, was die Wüchsigkeit betrifft - mehr oder minder deutlich abhebt (VOGEL 1990, GIGON 1983).

1.7.1.2 Auswirkungen auf die Tierwelt

Die Gesteinsart kann sowohl unmittelbar als auch mittelbar über die Ansiedlung einer Art mitbestimmen. Unmittelbar sind die Auswirkungen dann, wenn durch die unterschiedliche Strukturierung der verschiedenen Ausgangsgesteine (Standfestigkeit, Wasserdurchlässigkeit) unterschiedliche Standorte entstehen. Der Gesteinsart spielt bei Säugern, Reptilien und Vögeln eine untergeordnete Rolle; ihre Akzeptanz gegenüber dem Biotyp "Steinbruch" beruht i.d.R. darauf, daß bestimmte einzelne Strukturelemente oder eine Kombination verschiedener Strukturelemente vorhanden sind. Ausgangsgesteine mit z.T. geringer Standfestigkeit (Basalt, Kalkmergel) können zum Beispiel nicht in dem Umfang von Felsbewohnern besiedelt werden wie standfestere Gesteinsarten. Auch die Wasserdurchlässigkeit nimmt Einfluß auf die Faunenzusammensetzung, was sich in der scheinbar banalen Feststellung ausdrückt, "daß bei fehlenden Gewässern keine Libellen oder Amphibien bodenständig sind" (TRAUTNER & BRUNS 1988). Anders verhält es sich z.B. bei phytophagen Insektenarten. Sie sind meist auf bestimmte Pflanzenarten spezialisiert, deren Vorhandensein an bestimmte physico-chemische Standortfaktoren - und damit ans Ausgangsgestein - gebunden ist. Bei phytophagen spezialisierten Tierarten kann daher mit einer indirekten Bindung an bestimmte Gesteinsarten gerechnet werden. Die Bindung ist um so stärker, je höher der Spezialisierungsgrad einer Tierart auf eine oder wenige Pflanzenarten und je geringer die standörtliche Amplitude dieser Wirtspflanze(n) ist. Beispiel: die Raupe des Apollofalters (*Parnassius apollo*) ist auf Massenvorkommen von *Sedum album* angewiesen. Diese Sedum-Art kommt fast ausschließlich auf xerothermen Kalkstandorten vor. "Außerdem scheint die Gesteinsart direkt durch ihre chemische Zusammensetzung entscheidenden Einfluß auf die Besiedelung durch Tiere auszuüben. Dies ist z.B. bei den Gehäuseschnecken der Fall, die Kalk zum Aufbau ihrer Schale benötigen" (TRAUTNER & BRUNS 1988). Das Ausgangsgestein spielt auch insofern eine mittelbare Rolle, als es durch die Verwitterungsgeschwindigkeit auf den Fortschritt der Sukzession Einfluß ausübt und somit über den Zeitraum bestimmt, in dem z.B. Pionierarten optimale Bedingungen vorfinden.

1.7.2 Wasserhaushalt

Die Verfügbarkeit von Wasser unterscheidet sich nicht nur in Abhängigkeit vom Ausgangsgestein

und dem Stadium der Bodenbildung, sondern auch von Teillebensraum zu Teillebensraum.

- **Abraumhalde**

Abraumhalden haben - und dies um so mehr, je größer im Durchschnitt das abgelagerte Material ist - nur einen geringen Anteil an Feinerde, da diese durch die Niederschläge durch die Klüfte des gröberen Materials nach unten ausgewaschen wird. Dies bewirkt, daß nur sehr wenig Feuchtigkeit gespeichert werden kann, kapillare Kräfte nicht zum Tragen kommen. Zusätzlich führen die große Oberfläche und Windeinfluß zu einer starken Verdunstung. Haldenböschungen aus Grobmaterial stellen daher - neben den Standorten der Bruchwand - die trockensten Standorte eines Steinbruchs dar. Da das Haldenplateau meist durch Befahren verdichtet ist, außerdem dort vermehrt Feinanteile durch den Transportvorgang abgelagert sein können, ist das Haldenplateau weniger als die Haldenböschung von Austrocknung betroffen.

- **Abbruchwand**

Bei der Abbruchwand sind Gesteinsart und Textur bestimmend für die Wasserversorgung. Klüftige Gesteine weisen praktisch nur in Ritzen höhere Vegetation auf, da Ritzen der einzige Ort sind, wo sich Humus als Wasserspeicher sammeln kann, da sonst das Wasser durch die Klüfte abrinnt (Karbonatgesteine). Auf anderen Gesteinsarten (z.B. Granit, Sandstein) kann dagegen das Wasser oberflächlich ablaufen, so daß - hauptsächlich in schattigen Lagen - ständig feuchte Wandbereiche existieren.

- **Sohle**

Für die Wasserversorgung der Sohle spielen Durchlässigkeit des anstehenden Gesteins, Bindigkeit und Korngröße des aufliegenden Materials und Verdichtung desselben eine wesentliche Rolle.

- **Schuttkegel**

Schuttkegel besitzen meist - bedingt durch den höheren Anteil an erodiertem Feinmaterial - eine bessere Wasserversorgung.

Auch die Besiedelung durch Moose spielt bei der Wasserversorgung höherer Pflanzen eine Rolle. HÜBSCHMANN (zit. in WOLF 1985) führt dazu aus: "Moose und Flechten sind aufgrund der kapillaren Wasseraufnahme über die gesamte Oberfläche, wenn auch von Art zu Art unterschiedlich [...] befähigt, Niederschlagswasser festzuhalten und auf dem Weg der Verdunstung wieder freizugeben. Die Wasserkapazität einer Moosdecke steigt mit zunehmender Dichte und Höhe der Moospflänzchen. [...] Dadurch wird der oberflächliche Abfluß und die Erosion bei Niederschlägen, insbesondere nach längerer Trockenheit, und auch die Versickerung des Niederschlagswassers vermindert oder gar verhindert. Für die Wurzeln der Blütenpflanzen ist somit nach Austrocknung des Bodens weniger Wasser verfügbar. Andererseits konnte durch Laborversuche ermittelt werden, daß der Boden unter einer Mooschicht langsamer austrocknet als ohne Moosdecke" (ebd.). Für die Untersuchungsfläche - kiesig-sandiger Roh-

boden - kommt der Autor zu dem Ergebnis, daß die verdunstungshemmende Wirkung der Moos- und Flechtenvegetation erst nach Starkniederschlägen und bei vollständiger Bodendurchfeuchtung wirksam wird. "Wenn die Niederschläge nur wenig ergiebig sind und die Speicherfähigkeit der Moosdecke nicht überschreitet, bedingt die hohe Wasserkapazität der Moos- und Flechtendecke eine stärkere Ausprägung von Trockenphasen während der Vegetationszeit" (HÜBSCHMANN, zit. in WOLF 1985). Dichte Moos- und Flechtenschichten können also witterungsbedingte Streßsituationen, wie sie eine Trockenphase darstellt, noch verstärken.

1.7.3 Geländeklima

Das Kleinklima in Steinbrüchen weicht vom Klima in der Umgebung in mehr oder minder starkem Maße ab. Bestimmende Faktoren für das Klima in Steinbrüchen sind:

- Inklination
- Exposition
- Lage im Gelände
- Vorhandensein von Wasserflächen
- Verhältnis Grundfläche zu Randhöhe
- Wärmeleitfähigkeit des Ausgangsgesteins

WILMERS (1974) faßt die wichtigsten Faktoren zusammen: "Erniedrigend wirken auf die nächtlichen Temperaturen der Kaltluftfluß von den Hängen und der höheren Umgebung, die Herabsetzung des turbulenten Austauschs sowie die Verkürzung der Tageslänge durch verspäteten Sonnenaufgang und verfrühten Sonnenuntergang infolge der Horizonteinkung. Gegen die Absenkung der Temperaturen wirken die Verstärkung der atmosphärischen Gegenstrahlung durch die größere Abschirmung des Horizonts, damit die Verminderung der effektiven Ausstrahlung und die verstärkte Wärmezufuhr aus dem Boden tagsüber besonnter Hangbereiche [...]" (ebd.) und weiter: "Letztlich entscheidet das Verhältnis der Grundflächenausdehnung zur Randhöhe, und vor allem im Zusammenhang mit dem Ausmaß der direkten Besonnung auf Bereiche der Grube" (ebd.). Enge, aber trotzdem besonnte Gruben sind daher durchweg wärmer als ihre Umgebung; in engen, aber unbesonnten Gruben dagegen können "die Einwirkungen der Atmosphäre so zurücktreten [...], daß in der Grube ständig die langjährige Mitteltemperatur gemessen wird" (ebd.). Je höher die Grundflächenausdehnung im Verhältnis zur Randhöhe ist, desto größer ist - insbesondere bei Strahlungswetterlagen - der Temperaturgang. Kaltluftseen entstehen nachts vor allem dann, wenn der Steinbruch/ die Steinbruchsohle der tiefste Punkt im Gelände ist. Ist der Grubenboden nicht der tiefste Punkt, so kann die Kaltluft abfließen, so daß angenommen werden kann, daß auch in diesem Fall Brüche wärmer sind als ihre Umgebung.

Auch die Bodenentwicklung (und damit die Vegetationsentwicklung) in einem Steinbruch ist zu einem gewissen Teil vom Kleinklima bzw. seiner Exposition abhängig: auf nordexponierten Hängen fand POSCHLOD (1984, unpubl.) in Kalkbrüchen der Schwäbischen Alb einen bereits entwickelten Bo-

den (Mullrendzina-Syrosem), in südexponierten Lagen ist selbst nach mehreren Jahrzehnten keine Entwicklung des Rohbodens und damit keine Vegetation erkennbar. Beobachtungen, die dies untermauern, machte auch KUGLER (1989, unpubl.) in einem nordexponierten Steinbruch der Nördlichen Frankenalb.

Neben dem "Gesamt"-Klima eines Steinbruchs können einzelne Teillebensräume ein eigenes, spezifisches Klima entwickeln:

- **Abbruchwände**

Die rasche Aufwärmung von Felswänden ist eine Folge ihrer spezifischen Temperaturleitfähigkeit. Die Wärmeströme sind um so höher, je größer die spezifische Dichte eines Festmaterials ist.

- **Sohle**

Submediterrane Charakteristika kann das Mikroklima v.a. über anstehendem Fels oder Rohboden annehmen, die sich aus der hohen Einstrahlung während des Tages, verbunden mit einer Abgabe der Wärme während der Nacht (v.a. für Insekten von Bedeutung) ergeben. Gleichzeitig zeichnen sich Steinbrüche auch durch ihre Windgeschütztheit aus, was den submediterranen Charakter weiter verstärken kann (WEIDEMANN 1992, mdl.).

Wasserflächen in Steinbrüchen haben dagegen die ausgeglichendsten Temperatur-Tagesgänge und wirken daher langfristig ausgleichend (WILMERS 1974). Existieren in einem Steinbruch dauerhafte Seen, so kann die Verdunstung auslösender Faktor für die Ansiedlung hygrophiler Pflanzengesellschaften - vor allem auch von Moosen und Farnen - in schattseitigen Bereichen sein. Beobachtungen dieser Art lassen sich v.a. in den Granitbrüchen des Fichtelgebirges und des Bayerischen Waldes machen.

- **Abraumhalden**

Halden fallen durch ihr extremes Mikroklima auf: An der Oberfläche erfolgt die Ein- und Ausstrahlung beinahe ungehindert, d.h. extreme Hitze bei Sonnenbestrahlung und Kälte in der Nacht sind typische Charakteristika dieses Standortes. In den Sommermonaten wurden auf Halden in südexponierten Lagen extreme Temperaturverhältnisse registriert: Die Oberfläche von frei der Sonne ausgesetzten Halden erhitze sich auf über 60°C, kühlte während der Nacht dann auf 15°C ab. Ursache für diese weite Amplitude sind niedrige spezifische Wärmeleitfähigkeit und geringer Wassergehalt der Rohböden (FRANZ 1960, zit. in CZECH 1987). Andererseits entwickelt sich in den Klüften schon wenige Zentimeter oder Dezimeter unter der Oberfläche ein ausgeglicheneres Klima.

1.7.4 Gradienten und innere Grenzlinien

Die Raumstruktur ist für Tiere ein wesentlicher Faktor bei der Habitatwahl. In Steinbrüchen (v.a. älteren Werksteinbrüchen) finden sich unterschiedliche Standortfaktoren auf engstem Raum, die eine Fülle verschiedener Strukturen bedingen. **Die Benachba-**

Die Nutzung unterschiedlichster Faktorenkombinationen auf engem Raum kann als ein wesentlicher Grund für die Bedeutung von Steinbrüchen für die Tierwelt gelten. Nicht weniger bedeutsam ist die Tatsache, daß sich zwischen den einzelnen Extremen meist deutlich ausgeprägte Gradienten befinden. Dies ist deswegen besonders hervorzuheben, weil derartige Situationen aus der heutigen Kulturlandschaft annähernd vollständig verschwunden sind (zu den Folgen vgl. RINGLER 1980). Wesentliches Merkmal der verschiedenen Standorte in Steinbrüchen ist außerdem, daß sie häufig ineinander verschachtelt sind bzw. mosaikartig ineinandergreifen. Die Länge der inneren Grenzlinien ist also im Vergleich zu anderen Biotoptypen (erst recht im Vergleich zu intensiv genutztem Kulturland) meist überdurchschnittlich hoch. **Der "Limes diversus" als Produkt aus Standortunterschieden, Standortgefälle (Gradienten) und hohem Anteil innerer Grenzlinien muß als eine der herausragendsten und wertbestimmendsten Eigenschaften in Steinbrüchen angesehen werden.**

1.7.5 Nutzungseinflüsse

Die Nutzung ist aufs engste mit der Erscheinung des Biotoptyps "Steinbruch" verbunden (s. dazu Kap.1.1.1, S. 15, 1.1.2, S. 16, 1.6.2, S. 68). Sie ist im wesentlichen verantwortlich für die morphologische Erscheinungsform des Steinbruchs. Mit dem Steinbruchbetrieb gehen eine Reihe weiterer, nutzungsbedingter Einflüsse einher, z.B. Lärm- und Staubemissionen, Einträge nicht bodenständigen Materials, interne Materialumlagerungen (Halden) und Verdichtung des Substrats.

Auf manchen Standorten spielt die Störungsfrequenz für die Etablierung von **Pflanzengesellschaften** eine entscheidende Rolle, nämlich dort, wo Wuchsorte mehr oder minder regelmäßig überschüttet werden. Dies ist besonders auf den Abraumhalden durch Ablagerung neuen Materials, wie auch auf den Schuttkegeln und -halden unterhalb der Abbruchwände durch natürliche Erosion der Fall. Dies kann zum einen die Folge haben, daß sich - bei entsprechend häufiger Überschüttung - keine Pflanzen ansiedeln können, zum anderen, daß etablierte Gemeinschaften zerstört werden und die Sukzession wieder von neuem beginnt.

Nutzungseinflüsse spielen auch bei der Habitategnung von Steinbrüchen für **Tiere** eine Rolle. Brüche, in denen Massenrohstoffe gewonnen werden, hinterlassen i.d. R. ungegliederte Wandflächen, Werksteingewinnung hingegen vielfältig gegliederte Abbruchwände, die aus diesem Grund von einer Reihe von Felsbewohnern unter den Tieren genutzt werden können. Halden als Lebensraum für spezialisierte Arten sind ebenfalls hauptsächlich an die Werksteingewinnung gekoppelt. **In alten, aufgelassenen Brüchen ist der weitgehende Wegfall von Insektizideinflüssen sowie die relative Störungsarmut bedeutsam. Ersteres kann sich in einer entsprechend reichen Insektenfauna manifestieren, letzteres im Vorkommen störungsempfindlicher Arten.**

1.8 Bedeutung für Naturschutz und Landschaftspflege

In diesem Kapitel wird die Bedeutung für die Arten (Kap. 1.8.1), für Lebensgemeinschaften (Kap. 1.8.2), für die Landschaft (Kap. 1.8.3) und die Erd- und Heimatgeschichte (Kap. 1.8.4) kurz umrissen.

Eine wesentliche Einschränkung vorneweg: So hoch der Wert einzelner Steinbrüche für den Natur- und Artenschutz in manchen Fällen auch eingeschätzt wird, darf nicht übersehen werden, daß es sich dabei in der Regel entweder um seit langer Zeit aufgelassene Abbaustellen handelt oder um solche, die in engem Kontakt zu primären Habitaten stehen; die in ihnen präsenten Lebensgemeinschaften stellen nicht selten Relikt-Gemeinschaften einer ehemals reicheren Kulturlandschaft dar. Das Vorhandensein schutzwürdiger Lebensgemeinschaften in alten Steinbrüchen kann daher nicht als Argument für die Anlage neuer Steinbrüche herhalten.

1.8.1 Arterhaltung

Unter dem Begriff "Arterhaltung" sind im folgenden sowohl qualitative Momente (wobei als "Qualitätsmerkmal" die Seltenheit bzw. Gefährdung einer Art in Form ihres Rote-Liste-Status herangezogen wurde) als auch quantitative Momente (Artenzahl, doch ohne Flächenbezug) erfaßt. Im Gegensatz zu Kapitel 1.4 (S. 23) und 1.5 (S. 46), wo zur Erläuterung der Sachverhalte - wenn notwendig - auch außerbayerische Beispiele herangezogen wurden, stützen sich die in diesem Kapitel aufgeführten Daten ausschließlich auf bayerische Erhebungen.

1.8.1.1 Flora

Aufgrund ihrer unterschiedlichen Standorte und Standortbedingungen beherbergen Steinbrüche eine reichhaltige Flora. **Bezüglich des Artenreichtums liegen die Kalkbrüche an der Spitze mit bis zu 260 (Südl. Frankenalb) bzw. 282 Arten (Nördl. Frankenalb). Im Miltenberger Buntsandstein wurden 205 Arten kartiert, in den Granitbrüchen des Bayerischen Waldes bis zu 198 Arten.** Die absolute Artenzahl ist jedoch nur eine Komponente:

WARTNER (1983) konstatiert: "Im Raum Miltenberg und Treuchtlingen-Pappenheim findet sich jeweils ein Drittel aller für den Quadranten erfaßten Arten (in den Steinbrüchen - Anm. d. Verf.), um Hauzenberg sogar über die Hälfte aller in der weiteren Umgebung vorkommenden Pflanzen. Für die meist nur 2 - 4ha großen Steinbrüche ist dies gewiß ein bemerkenswertes Ergebnis." KUGLER (1989, unpubl.) konnte in ihrer Untersuchung **die Hälfte der für das Meßtischblatt ermittelten höheren Pflanzenarten in einem einzigen Steinbruch nachweisen.** Die relativ hohe Artenzahl in den aufgelassenen Steinbrüchen ist in erster Linie darauf zurückzuführen, daß nicht nur Florenelemente mit Verbreitungsschwerpunkt in Mitteleuropa in den Steinbrüchen vertreten sind, sondern in starkem Maß auch Pflanzen in den Steinbruch einwandern, die ein größeres Verbreitungsareal oder ihren Ver-

breitungsschwerpunkt jenseits des subatlantischen-subkontinentalen Areals haben. Sie profitieren von den extremen Standortbedingungen, die Steinbrüche bieten können.

Die Vegetation basenreicher Gesteine ist artenreicher als jene der Gesteine mit geringem Basenanteil (ELLENBERG 1982). Dies spiegelt sich auch in den Steinbrüchen wider. Aus der Artenzahl allein lassen sich daher keine Kriterien für die Schutzwürdigkeit von Flächen herleiten. Vergleiche dieser Art sind allenfalls bei Steinbrüchen mit gleichem Ausgangsgestein statthaft. Es wird in den wenigsten Fällen so sein, daß alle verschiedenen Florenelemente gleichzeitig und gleichmäßig in einem Steinbruch anzutreffen sind. Die Gesamtheit der verschiedenen Florenelemente spiegelt vielmehr eine Standortmanigfaltigkeit wider, die über das hinaus geht, was ein einzelner Bruch anbieten kann. Der Schutz eines Bruchs oder einzelner Brüche vor konkurrierenden Nutzungsansprüchen reicht also nicht aus, um den Ansprüchen des gesamten Arten- bzw. Vegetationsspektrums gerecht zu werden. Es gilt daher, möglichst viele unterschiedliche Standortbedingungen, d.h. letztlich möglichst viele Steinbrüche für den Arten- und Biotopschutz auszuweisen.

Das Wissen über die in Steinbrüchen vorkommenden regional und lokal seltenen Arten ist leider sehr unvollständig und bedarf dringend der Ergänzung. Als Indikator für die Seltenheit einer Art mußte bei der Erstellung der Tabellen 1/29 (S. 76) bis 1/32 (S. 79) sowie 1/4 (S. 23) und 1/35 (S. 80) dieses Kapitels auf die "Rote Liste gefährdeter Farn und Blütenpflanzen Bayerns" (1986) und die Angaben der einzelnen AutorInnen zurückgegriffen werden.

1.8.1.1.1 Kalk- und Dolomitbrüche

(siehe Tabelle 1/29, S. 76)

1.8.1.1.2 Gipsbrüche

(siehe Tabelle 1/30, S. 78)

1.8.1.1.3 Basaltbrüche

(siehe Tabelle 1/31, S. 78)

1.8.1.1.4 Sandsteinbrüche

(siehe Tabelle 1/32, S. 79)

In den i.d.R. trockeneren Brüchen tritt - vor allem in engem Kontakt zu den Trockenrasen des Maintales - eine reichhaltige Hieracien-Flora zum Vorschein (Tab. 1/33, S. 79).

1.8.1.1.5 Granitbrüche

(siehe Tabelle 1/34, S. 80)

Eine Besonderheit stellen die von SCHEUERER (1988, unpubl.) im Rahmen eines Gutachtens untersuchten Steinbrüche am Scheuchenberg (östlich von Regensburg) dar, da zahlreiche kalkliebende Arten hier auf den kristallinen Untergrund übergreifen.

1.8.1.1.6 Serpentinbrüche

(siehe Tabelle 1/35, S. 80, bearbeitet von J. VOGEL)

1.8.1.2 Fauna

Zur Bedeutung der Steilwände, denen ja auch die Abbruchwände der Steinbrüche zugerechnet werden müssen, schreibt BLAB (1986): "Ganz besondere Bedeutung erlangen Felssteilwände [...] als Bruthabitat für verschiedene Insekten (z.B. Mörtelbienen) und Vogelarten [...]. So finden sich heute die Horste aller bundesdeutschen Wanderfalkenpaare nur in herausragenden, das Landschaftsbild deutlich bestimmenden Felssteilwänden [...]; so zeigt eine Auswertung der Roten Liste der gefährdeten Großschmetterlinge nach ihrer Habitatzuordnung (PRETSCHER 1977), daß allein 67 gefährdete Falterarten [...] ausschließlich oder auch in Felsbandgesellschaften siedeln" (ebd.).

Welchen Beitrag zur Arterhaltung nicht nur die Steilwände, sondern der gesamte Steinbruch an sich leisten kann, zeigt exemplarisch die Untersuchung von Steinbrüchen im Landkreis Forchheim (Tab. 1/36, S. 81).

Dabei fällt auf, daß von jeder Tiergruppe immer mindestens ein Drittel der im gesamten Landkreis vertretenen Arten in Steinbrüchen präsent ist, teils die Anteile noch höher liegen. Dies ist angesichts der relativ geringen von Steinbrüchen eingenommenen Fläche eine beachtliche Tatsache.

Eine Auswertung relevanter Untersuchungen zeigt, daß die in Steinbrüchen vorkommenden Arten schematisch drei Kategorien zugeordnet werden können (vgl. auch Kap. 1.9.1, S. 84).

Kategorie 1: Arten, die - mit dem Bezugsrahmen Bayern - mit einem wesentlichen oder überwiegenden Teil der Population in Steinbrüchen vorkommen.

Kategorie 2: Arten, die bezogen auf einzelne Landkreise (entsprechend dem heutigen Kenntnisstand) mit einem überwiegenden Teil der Population oder mit den größten und vitalsten Populationen in Steinbrüchen vorkommen. Mangels weitergehender Differenzierung in den Landkreisbänden des ABSF muß in manchen Fällen diese Angabe auf Abbaugelände im allgemeinen bezogen werden. Arten dieser Kategorie können (zumindest in den jeweils genannten Landkreisen) als steinbruchtypisch angesehen werden. Für die Arterhaltung in den entsprechenden Landkreisen sind Steinbrüche von vorrangiger Bedeutung.

Kategorie 3: Arten, die nicht als steinbruchtypisch anzusehen sind, für die Steinbrüche jedoch möglicherweise Funktionen als Ausweichlebensraum übernehmen und deren Lebensräume in Steinbrüchen durch entsprechende Pflege optimiert werden können. Für die Arterhaltung in den entsprechenden Landkreisen sind die Steinbrüche zwar nicht vorrangig bedeutsam, sie leisten aber dennoch einen Beitrag zur Arterhaltung, der um so höher einzuschätzen ist, je seltener die einzelne Art ist.

Tabelle 1/29

Gefährdete, geschützte und regional seltene Arten in Kalkbrüchen

	Südliche Frankenalb	Nördliche Frankenalb	Muschelkalk	Marmor
RL-Status 1				
<i>Polycnemum arvense</i>	+			
RL-Status 2				
<i>Ajuga chamaepytis</i>	+			
<i>Nepeta cataria</i>	+			
<i>Hieracium zizianum</i>		+	+	
<i>Minuartia hybrida</i>			+	
<i>Althaea hirsuta</i>			+	
<i>Chenopodium vulvaria</i>			+	
<i>Xanthium strumarium</i>			+	
<i>Trinia glauca</i>			+	
RL-Status 3				
<i>Alyssum montanum</i>	+			
<i>Centaurium pulchellum</i>	+			
<i>Petrorhagia saxifraga</i>	+			
<i>Rosa micrantha</i>	+			
<i>Allium carinatum</i>	+			
<i>Orobanche lutea</i>	+			
<i>Scabiosa canescens</i>	+			
<i>Trifolium rubens</i>	+			
<i>Cirsium tuberosum</i>	+			
<i>Peucedanum carvifolia</i>	+			
<i>Aster amellus</i>	+			
<i>Legousia speculum-veneris</i>	+			
<i>Aster linosyris</i>	+			
<i>Inula hirta</i>	+			
<i>Dictamnus albus</i>	+			
<i>Saxifraga decipiens</i>	+			
<i>Seseli annuum</i>	+			
<i>Taxus baccata</i>	+	+		
<i>Dactylorhiza maculata</i>	+			+
<i>Thesium pyrenaicum</i>		+		
<i>Linum tenuifolium</i>		+		
<i>Galium cf. spurium</i>		+		
<i>Schoenoplectus lacustris</i>		+	+	
<i>Orchis militaris</i>		+		+
<i>Gentiana verna</i>		+		+
<i>Caucalis platycarpos</i>			+	
<i>Linum austriacum</i>			+	
<i>Epipactis purpurata</i>			+	
<i>Eryngium campestre</i>			+	
<i>Gentiana cruciata</i>			+	
<i>Anemone sylvestris</i>			+	+
<i>Botrychium lunaria</i>				+
<i>Carex praecox</i>				+
Regional seltene Arten				
<i>Carlina vulgaris</i>	+			
<i>Corydalis lutea</i>	+			
<i>Crepis alpestris</i>	+			
<i>Erysimum odoratum</i>	+			
<i>Carex ericetorum</i>	+			

Fortsetzung Tabelle 1/29				
	Südliche Frankenalb	Nördliche Frankenalb	Muschelkalk	Marmor
Regional seltene Arten				
<i>Euphorbia verrucosa</i>	+			
<i>Orthilia secunda</i>	+			
<i>Rosa arvensis</i>	+			
<i>Hypericum hirsutum</i>	+			
<i>Petrorhagia prolifera</i>	+			
<i>Teucrium montanum</i>	+			
<i>Phleum phleoides</i>	+			
<i>Pyrola rotundifolia</i>	+			
<i>Gymnocarpium robertianum</i>	+	+		
<i>Hieracium maculatum</i>	+	+		
<i>Teucrium botrys</i>	+	+	+	
<i>Cirsium eriophorum</i>	+	+	+	
<i>Carlina vulgaris</i>	+		+	
<i>Saxifraga tridactylites</i>		+	+	
<i>Cerastium brachypetalum</i>		+	+	
<i>Carduus acanthoides</i>		+		
<i>Myosotis ramosissimum</i>		+		
<i>Senecio nemorensis</i>		+		
<i>Carduus nutans</i>		+		
<i>Verbascum phlomoides</i>		+		
<i>Allium vineale</i>		+		+
<i>Lactuca virosa</i>			+	
<i>Lactuca perennis</i>			+	
<i>Monotropa hypopitys</i>			+	
<i>Bryonia dioica</i>			+	
<i>Cerastium pumilum</i>			+	
<i>Ajuga genevensis</i>				+
<i>Neslia paniculata</i>				+
<i>Globularia elongata</i>				+
<i>Salvia pratensis</i>				+
Geschützte Arten				
<i>Aquilegia vulgaris</i>	+			
<i>Veronica spicata</i>	+			
<i>Cephalanthera rubra</i>	+			
<i>Dianthus carthusianorum</i>	+			
<i>Epipactis atrorubens</i>	+	+	+	+
<i>Gentianella ciliata</i>	+	+	+	+
<i>Gymnadenia conopsea</i>	+	+		+
<i>Daphne mezereum</i>	+	+		+
<i>Gentianella germanica</i>	+			+
<i>Listera ovata</i>	+			+
<i>Pulsatilla vulgaris</i>		+		+
<i>Primula veris</i>		+	+	
<i>Epipactis helleborine</i>		+	+	
<i>Juniperus communis</i>		+		
<i>Centaureum erythraea</i>		+		
<i>Cephalanthera damasonium</i>		+		
<i>Carlina acaulis</i>		+		
<i>Lilium martagon</i>			+	
1 : Südliche Frankenalb: POSCHLOD (1987, unpubl.), WARTNER (1983), Bayer. Biotopkartierung (Stand Juni 1989), ABSP, HERRE (1990, briefl.)				
2 : Nördliche Frankenalb: KUGLER (1989, unpubl.), SACHTELEBEN (1990, mdl.), Bayer. Biotopkartierung (Stand Juni 1989), ABSP				
3 : Muschelkalk: MEIEROTT (1989, mdl.), Bayer. Biotopkartierung (Stand Juni 1989), ULLMANN (1985)				
4 : Marmor (Fichtelgebirge und Umfeld): Bayer. Biotopkartierung (Stand 1989), ABSP				

Tabelle 1/30

Gefährdete, geschützte und regional seltene Arten in Gipsbrüchen

RL-Status 1	
<i>Adonis flammea</i>	Flammen-Adonisröschen
RL-Status 3	
<i>Consolida regalis</i>	Acker-Rittersporn

Tabelle 1/31

Gefährdete, geschützte und regional seltene Arten in Basaltbrüchen (MEIEROTT 1989, mdl.)

RL-Status 3	
<i>Centaureum pulchellum</i>	Kl. Tausendgüldenkraut
<i>Antennaria dioica</i>	Katzenpfötchen
<i>Arnica montana</i>	Berg-Wohlverleih
<i>Pedicularis sylvatica</i>	Wald-Läusekraut
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	Seebirse
Regional seltene Arten	
<i>Juncus ranarius</i>	Frosch-Birse
<i>Filago arvensis</i>	Acker-Filzkraut
<i>Cerastium glutinosum</i>	Bleiches Hornkraut
Geschützte Arten	
<i>Digitalis grandiflora</i>	Großblütiger Fingerhut
<i>Dactylorhiza maialis</i>	Breitblättr. Knabenkraut

1.8.2 Lebensgemeinschaften

Pioniergesellschaften sind in frühen Sukzessionsphasen in Steinbrüchen häufig in ihrer typischen Ausbildung anzutreffen. Dies ist insofern von Bedeutung, als Ereignisse, die entsprechende Standorte natürlicherweise schaffen würden, heute fast nicht mehr auftreten oder allenfalls nur noch sehr kleinflächige Rohbodenstandorte erzeugen. Ausgedehnte Bestände von *Melica ciliata* einschließlich der typischen Begleiter finden sich in der Südlichen Frankenalb daher nur noch in aufgelassenen Kalkbrüchen (GEIM 1989, mdl.). Auch die Pioniergesellschaften kalkarmer Standorte (FLAGINI-VULPIETUM, AIRO CARYOPHYLLEAE-FESTUCETUM OVINAE, AIRETUM PRAECOCIS) finden sich nicht selten großflächig in Steinbrüchen ein - hauptsächlich in Sandsteinbrüchen, doch auch in Basaltbrüchen. Serpentinbrüche können eine äußerst seltene Serpentinflora-Gesellschaft beherbergen.

Auch in späteren Sukzessionsstadien treten u.U. Pflanzengemeinschaften auf, die in der Region als selten oder gefährdet angesprochen werden müssen: Dazu gehören beispielsweise "Hochmoorinitiale" in den Brüchen des Mittleren Keupers (WEBER 1990), sekundäre Schwinggras- und sekundäre Erlenbruchwälder im Fichtelgebirge (WURZEL 1989, mdl.) sowie das CERASTIETUM PUMILI (MEIEROTT

1989, mdl.) in den Muschelkalkbrüchen Mainfrankens.

Tabelle 1/37 (S. 82) gibt einen provisorischen und vorläufigen Überblick über qualitätsbestimmende Pflanzengesellschaften in Steinbrüchen.

1.8.3 Landschaftsbild

Die Einschätzung von Steinbrüchen nicht nur hinsichtlich ihrer optischen Wirkung auf Natur und Landschaft wird entscheidend vom Standpunkt (und den Vorurteilen!) des Betrachters geprägt. Die angeführten Zitate geben einen repräsentativen Querschnitt über die vorhandene Meinungsvielfalt.

- Einen der frühesten "Berichte" über Steinbrüche verfaßt EOBANUS HESSUS 1532 in lateinischen Hexametern.

"Kaum dreitausend Schritte entfernt, so nahe gelegen schuf der Natur wohlwollende Güte so wertvolle Schätze, So ergiebig ist sie, so reich das Vermögen des Waldes. Denn wo dieser allmählich hebt zu steileren Höhen Da wird das Innere durchzogen von Felsengebilden.

Alle die Hügel sind sozusagen ein einziger Steinblock, Denn gehäuft sind Steinbruchnischen nach jeglicher Richtung.

Die Brecher bringen hervor Naturtheater und Wände

Tabelle 1/32

Gefährdete, geschützte und regional seltene Arten in bayerischen Sandsteinbrüchen

	Keupersandstein	Buntsandstein
RL-Status 1		
<i>Filago vulgaris</i>		+
<i>Campanula cervicaria</i>		+
RL-Status 2		
<i>Diphasium issleri</i>	+	
<i>Cryptogramma crispa</i>	+	
<i>Aira praecox</i>		+
<i>Diphasium complanatum s.s.</i>	+	
RL-Status 3		
<i>Drosera rotundifolia</i>	+	
<i>Digitalis purpurea</i>	+	
<i>Lycopodiella inundata</i>	+	
<i>Huperzia selago</i>	+	
<i>Pedicularis sylvatica</i>	+	
<i>Trifolium fragiferum</i>	+	
<i>Sorbus torminalis</i>	+	
Regional seltene Arten		
<i>Blechnum spicant</i>	+	
<i>Lycopodiella inundata</i>	+	
<i>Spagnum div. spec.</i>	+	
<i>Carex canescens</i>	+	
<i>Carex stellulata</i>	+	
<i>Juncus squarrosus</i>	+	
<i>Juncus bufonius</i>	+	
<i>Juncus bulbosus</i>	+	
<i>Polystichum lobatum</i>	+	+
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	+	+
<i>Vulpia myuros</i>	+	+
<i>Carex paniculata</i>	+	
<i>Pyrola minor</i>	+	
<i>Orthilia secunda</i>	+	
Geschützte Arten		
<i>Lycopodium clavatum</i>	+	
<i>Lycopodium annotinum</i>	+	
<i>Polystichum lonchitis</i>	+	
<i>Neottia nidus-avis</i>		+
1 : Keupersandsteinbrüche (MEIEROTT 1989, mdl., WEBER 1990, Bayer. Biotopkartierung, Stand Juni 1989, ABSP)		
2 : Buntsandsteinbrüche (WARTNER 1983), Bayer. Biotopkartierung, Stand Juni 1989, ABSP		

Tabelle 1/33

Hieracien der trockenen Keupersand-Steinbrüche Bayerns (MEIEROTT 1989, mdl.)

<i>Hieracium bauhini</i>	<i>Hieracium pilosella</i>
<i>Hieracium brachiatum</i>	<i>Hieracium pilosellinum</i>
<i>Hieracium fallacinum</i>	<i>Hieracium piloselloides</i>
<i>Hieracium lachenalii</i>	<i>Hieracium praecox</i>
<i>Hieracium maculatum</i>	<i>Hieracium tauschii</i>
<i>Hieracium murorum</i>	

Tabelle 1/34

Gefährdete, geschützte und regional seltenen Arten in Granitbrüchen

	1	2	3
RL-Status 2			
<i>Galium tricornerutum</i>		+	
<i>Diphysium complanatum s.s.</i>	+		+
<i>Diphysium issleri</i>	+		+
<i>Hieracium zizianum</i>		+	
RL-Status 3			
<i>Montia fontana</i>	+	+	
<i>Centaureum pulchellum</i>		+	
<i>Filago minima</i>		+	
<i>Gypsophila muralis</i>		+	
<i>Huperzia selago</i>			+
<i>Teesdalia nudicaulis</i>			+
<i>Lycopodiella inundata</i>	+		
<i>Antennaria dioica</i>			+
<i>Arnica montana</i>	+		+
<i>Lithospermum arvense</i>			+
<i>Lychnis viscaria</i>	+		+
Regional seltene Arten			
<i>Alopecurus aequalis</i>	+	+	
<i>Centaureum erythraea</i>		+	
<i>Filago arvensis</i>		+	
<i>Hieracium pilosellinum</i>		+	
<i>H. fallacinum</i>		+	
<i>H. tauschii</i>		+	
<i>H. bauginii</i>		+	
<i>Calamagrostis villosa</i>			+
<i>Euphorbia verrucosa</i>	+		
<i>Carex pulicaris</i>			+
<i>Erica carnea</i>			+
Geschützte Arten			
<i>Digitalis grandiflora</i>	+		+
<i>Lycopodium annotinum</i>	+		+
<i>Dianthus deltoides</i>	+		+
1 : BRÄU & LIPSKY (1988, unpubl., für Bayerischen Wald), Bayer. Biotopkartierung, Stand Juni 1989, ABSP			
2 : SCHEUERER (1988, unpubl., für den Scheuchenberg bei Regensburg), Bayer. Biotopkartierung, Stand Juni 1989, ABSP			
3 : WURZEL (1989, mdl., Fichtelgebirge), Bayer. Biotopkartierung, Stand Juni 1989, div. ABSP-Landkreisbände			

Tabelle 1/35

Gefährdete, geschützte und regional seltene Arten in bayerischen Serpentin-Brüchen (VOGEL 1990)

RL-Status 3	
<i>Asplenium adulterinum</i>	<i>Huperzia selago</i>
<i>Asplenium cuneifolium</i>	
Regional seltene Arten	
<i>Genista germanica</i>	<i>Lychnis vulgaris</i>
<i>Polygala chamaebuxus</i>	<i>Utricularia vulgaris</i>
<i>Alyssum alyssoides</i>	
Geschützte Arten	
<i>Arnica montana</i>	<i>Polystichum lonchitis</i>

Tabelle 1/36

In Landkreis Forchheim in Steinbrüchen festgestellte Tiergruppen (SACHTELEBEN 1990, mdl.)

Tiergruppe	Artenzahl	1	2
Vögel	44	34	9
Amphibien	8	57	2
Reptilien	4	66	2
Libellen	15	37	3
Heuschrecken	21	49	2
Tagfalter	52	52	14

1 : Anteil an der Gesamtzahl der im Landkreis vorkommenden Arten dieser Tiergruppe (%)
2 : Anteil der Arten mit RL-Status (absolut)

aus nur einem Block, gewaltig und nirgends gespalten und nirgends verletzt, es sei denn, wo Felsabstürze entstehen beim Abbau.

Voller Gewalt wird das steinerne Herz des Gebirges behauen.

Keile zerreißen mit großer Kraft den spaltenden Felsen, Teilen ihn ab in verschiedene Klötze und in rohe Quader.

Mit schweren Hämmern zu ebnen sind diese, Zu Steinen der Mauer zu formen durch kundige Hand."

(HESSUS 1532; Übersetzung von v.FREYBERG 1977, verändert)

Wie aus den zitierten Abschnitten hervorgeht, bedeuten Steinbrüche für den Autor eine wertvolle und wichtige Ressource für Baumaterial, ohne das der Städtebau (nicht nur des Mittelalters) nicht denkbar gewesen wäre. Im Bewußtsein dieser Tatsache stellen sich ihm die Steinbrüche - modern gesprochen - nicht als negativer Eingriff dar.

- Auch GRADMANN (1910) äußert sich positiv über Steinbrüche: "ein verlassener Steinbruch (kann) so malerisch wirken [...] wie eine natürliche Felswand, man muß ihn nur der Natur überlassen, die den Abraum schon begrünen wird" (GRADMANN 1910, zit. in WARTNER 1982).
- Doch bereits 1926 fällt in einem Artikel von W. PFEIFFER im Zusammenhang mit der Beschreibung von Steinbrüchen der Begriff von der "häßlichen Wunde im Landschaftsbild" (der sich seither in fast jedem Artikel wiederfindet). PFEIFFER belegt dies anhand von Photographien besonders exponierter Abbaustellen in Baden-Württemberg. Er regt an, Steinbrüche an weniger auffallenden Stellen anzulegen ("am besten im Wald") und empfiehlt gar, Material aus Steinbrüchen, die keine Rücksicht auf Landschaft und Landschaftsbild nehmen, zu boykottieren.
- LINCK verdeutlicht bereits 1956, daß für die Beurteilung eines Steinbruchs der Standpunkt des Betrachters entscheidend ist: "Jeder Steinbruch ist [...] für den Geologen ein Aufschluß, ein Fenster, das Einblick in den Bau und die Geschichte der Erde gewährt. [...] der Land-

schaftsschutz [...] sieht sie im allgemeinen als landschaftsschädigend [...]."

- "Ein Naturdenkmal, von einer besonderen Farbenbuntheit, ist der Schilfsandsteinbruch mit den darüberliegenden Berggipsschichten auf der westlichen Seite des Berges (gemeint ist der Schwanberg - Anm. d. Verf.) [...] die mannigfachen Schichten des Berggipses ergeben ein Farbenspiel von seltener Schönheit", begeistert sich ZWÖSTA (in PAMPUCH 1959).

Schon aus diesen kurzen Zitaten wird deutlich, daß es sehr unterschiedliche Einschätzungen zum Thema "Steinbruch und Landschaftsbild" gibt. Dies ist nicht verwunderlich, da diese Einschätzung Lern- und Sozialisationsprozessen unterliegt und somit also nicht "Ergebnis einer autonomen Entscheidung ist, sondern einer verinnerlichten gesellschaftlichen Norm" (NOHL 1990). Welche Faktoren bestimmen jedoch, was als "schön" und was als "häßlich" empfunden wird? Dazu sollen zunächst der Prozeß und die Ebenen des Wahrnehmens dargestellt werden; die Aufnahme und Verarbeitung des Landschaftsbildes läßt mehrere Ebenen erkennen (nach MINISTER F. UMWELT U. RAUMORDNUNG 1987):

- **Perzeptive Sinnschicht**
Wahrnehmung der gegenständlichen, objektiven Landschaft mit Hilfe der Sinnesorgane und der Rezeptoren
- **Symptomatische Sinnschicht**
Entschlüsselung von Zusammenhängen; dies erfordert i.d.R. Vorkenntnisse über die zu deutenden Zeichen (Erfahrungen). Hier trifft der Satz zu, daß man nur das sieht, was man weiß, z.B. Zusammenhänge zwischen Steinbruch und Baustoffsubstanz oder im speziellen Fall des Solnhofener Plattenkalks, Steinbruch und Lithographie.
- **Symbolische Sinnschicht**
Verknüpfung mit subjektiven Assoziationen. Ein Steinbruch kann beispielsweise als Symbol für von sich selbst überlassener Natur im positiven Sinn, von "Wildnis" stehen.

Dies verdeutlicht, daß sich hinter dem Begriff "Landschaftsbild" sehr viel mehr verbirgt als nur formal-ästhetische Gesichtspunkte. Vielmehr

Tabelle 1/37

Beispiele für qualitätsbestimmende Pflanzengesellschaften (Leitgesellschaften) in Steinbrüchen (Artengemeinschaften bzw. Artengruppen beziehen sich auf die Tab. 1/10, S. 28, bis 1/12, S. 31)

<p>Kalk- u. Dolomitbrüche</p> <ul style="list-style-type: none"> • MELICETUM CILIATAE • CERASTIETUM PUMILI • Artengemeinschaften mit präalpinem, submediterran-mediterranem bzw. mediterranem Verbreitungsschwerpunkt (Artengruppen von <i>Crepis alpestris</i>, <i>Althaea hirsuta</i>) • Assoziationen des CAUCALIDION • Assoziationen des SISYMBRION • Davallseggen- und Pfeifengrasreiche • Initialvegetation
<p>Sandsteinbrüche</p> <ul style="list-style-type: none"> • Artengemeinschaften mit nordischem, nordisch-eurasischem, submediterran-mediterranem oder submediterran-subatlantischem Verbreitungsschwerpunkt (Artengruppen von <i>Cryptogramma crispa</i>, <i>Pyrola rotundifolia</i>, <i>Filago vulgaris</i>, <i>Cornus sanguinea</i>) • Moorinitiale • Zwergbinsengesellschaften und deren Fragmente • Assoziationen des THERO-AIRION • <i>Diphasium issleri</i>
<p>Granitbrüche</p> <ul style="list-style-type: none"> • Artengemeinschaften mit nordisch, nordisch-kontinentalem, nordisch-eurasischem, nordisch-präalpinem und submediterran-mediterranem Verbreitungsschwerpunkt (Artengruppen von <i>Eriophorum angustifolium</i>, <i>Alopecurus geniculatus</i>, <i>Ranunculus sceleratus</i>, <i>Nardus stricta</i>, <i>Filago arvensis</i>) • Farn-Synusien • Oligo- und mesotrophe Ufergesellschaften • Sekundäre Schwinggrasen • Amphibische Gesellschaften und Gesellschaften wechselfeuchter/-nasser Standorte wie das RANUNCULETUM SCELERATI • Erlenbruchwaldähnliche Bestände und sekundäre Erlenbruchwälder • <i>Diphasium issleri</i> • Magerrasen-Fragmente
<p>Basalt- u. Diabasbrüche</p> <ul style="list-style-type: none"> • Assoziationen des THERO-AIRION • Orchideenreiche Initialgesellschaften • Zwergbinsengesellschaften • Moos- und Farnsynusien
<p>Serpentinbrüche</p> <ul style="list-style-type: none"> • Serpentinfarn-Gesellschaften

fließen auf anderen Ebenen funktionale und assoziative Zusammenhänge mit ein.

Es ist somit nicht ausreichend, sich bei der Bewertung - in diesem Falle des Landschaftsbildes - auf einen formal-ästhetischen Standpunkt zurückzuziehen. Doch auch noch in der neueren Literatur finden sich Ansätze, die sich eine rein formal-ästhetische Bewertung zu eigen machen. Es ist nicht auszuschließen, daß es sich dabei um ein Symptom für ein extrem ausgeprägtes Ordnungsdenken handelt. GERMAN fordert in diesem Sinn sehr bezeichnend: "[wir haben] heute die Verpflichtung, auch unseren

Nachkommen eine gesunde, harmonische und gepflegte Landschaft zu hinterlassen bzw. nach unumgänglichen Veränderungen diese wieder ordentlich hervorheben" (GERMAN 1975, Hervorhebung durch die Verf.). Hinter dieser Forderung verbergen sich Maßnahmen wie "landschaftsgerechte Auffüllung" oder "landschaftschirurgische Maßnahmen", da nach Meinung des Autors natürlicher Pflanzenwuchs auf ehemaligen Materialentnahmestellen "höchstens ein Notbehelf" (ebd.) sei. WARTNER (1982) kommentiert treffend: "So nivelliert man vorhandene Vielfalt in Grund und Boden."

Welche konkreten Faktoren machen gerade aufgelassene Steinbrüche interessant und attraktiv?

- Kleine Brüche vermitteln eine ausgeprägte Raumwahrnehmung. Diese kommt zustande, wenn die Wandhöhe mindestens 1/3 - 1/6 des Steinbruchdurchmessers beträgt (WEYMANN et al. 1988). Durch konkave Abgrabungsformen entsteht als weitere "Attraktion" häufig eine Raumwirkung, wie sie aus griechischen Theatern vertraut ist.
- Die Strukturen in aufgelassenen Brüchen wechseln kleinflächig. Für das Auge entsteht so eine hohe Reizdichte. Daher läßt sich die Fläche meist nicht auf "einen Blick" erfassen. Dies stachelt die Neugier an und regt dazu an, die Fläche weiter zu erkunden.
- Viele aufgelassene Steinbrüche besitzen Wasserflächen in unterschiedlicher Größe. NOHL (in StMELF 1987) konnte in seinen Befragungen feststellen, daß Wasserflächen beinahe "automatisch" zu einer größeren Wertschätzung eines Landschaftsausschnittes führen.

Abbaustellen geraten -nicht zuletzt, weil die Durchschnitgröße der Abbaustellen seit etwa 1960 ständig zunimmt- sehr leicht ins Zentrum der Kritik. Die Abbau- und Rekultivierungszeiträume von teilweise 60 Jahren und mehr sind nur noch sehr schwer überblickbar und tragen nicht dazu bei, Ressentiments abzubauen. Auch die Maßnahmen der Landschaftspflege zur Verringerung des optischen Störeffekts können angesichts der ausgewiesenen Flächen von nicht selten 60 - 100ha darüber nicht hinwegtäuschen.

Der Akzeptanz von in Betrieb befindlichen Großanlagen sind also deutliche Grenzen gesetzt. Dagegen fällt es relativ leicht, sich in bezug auf aufgelassene Steinbrüche von dem Begriff der "Wunde in der Landschaft" zu lösen (speziell mit dem Wissen, daß es sich dabei um Rückzugsräume für zahlreiche Tier- und Pflanzenarten handelt). Dazu könnte auch eine gezielte Aufklärung beitragen, die sowohl die symptomatische als auch die symbolische Singsicht anspricht. Statt mit großem Aufwand Steinbrüche "landschaftschirurgisch" (GERMAN 1975) an die Umgebung anzupassen, sollte durch verstärkte Aufklärung darauf hingewirkt werden, die Akzeptanz von Steinbrüchen zu erhöhen.

1.8.4 Erd- und Heimatgeschichte

Neben natürlichen Felswänden stellen Steinbrüche die einzigen flächigen Aufschlüsse von Festgesteinen dar, die Einblicke in das erdgeschichtliche Geschehen geben. Die Geowissenschaften profitieren in mehrfacher Hinsicht von diesen künstlichen Aufschlüssen (LEITZ 1990, mdl.):

- Die geologische Kartierung stützt sich in großen Teilen auf Informationen, die durch Steinbrüche erschlossen werden. Die geologische Karte beruht auf der flächigen Interpolation der punktuell erhobenen Daten. Wie in anderen Wissenschaften auch muß es aus Aspekten der Nachprüfbarkeit angelegen sein, nicht nur geologische

Schlüsselstellen, sondern einen großen Teil der Aufschlüsse zu bewahren und zugänglich zu erhalten.

- Flächige Aufschlüsse dienen der Aus-, Fort- und Weiterbildung. Riffbildungen, Transgressionen, Faltungen u.a.m. lassen sich vor Ort erleben und nachvollziehen. Steinbrüche sind für Geologen Bildungsstätten, für die kein Ersatz geschaffen werden kann.
- Nach wie vor warten eine Reihe von Phänomenen, deren Manifestation sich in Steinbrüchen besichtigen läßt, auf ihre Aufklärung. Hier liegt der Schlüssel zu neuen Erkenntnissen über die Erdgeschichte.

Neben der Geologie profitieren auch Palaeobotanik und -zoologie und liefern wesentliche Erkenntnisse über das Leben in vorgeschichtlicher Zeit. Neben zahlreichen anderen Funden sei an dieser Stelle auf die spektakuläre Entdeckung des Archaeopteryx in den Plattenkalkbrüchen von Solnhofen und Pappenheim verwiesen, jenem "missing link" in der Entwicklungsgeschichte vom Reptil zum Vogel. Die Bedeutung des Fundes weist über palaeozoologische Grenzen hinaus, konnte doch auf diese Weise die Evidenz der Darwin'schen Evolutionstheorie, auf die sich unser heutiges Weltbild stützt, unterstrichen werden.

Aus der Sicht von TRUNKO & FREY (1983) sollten daher Steinbrüche, die

- charakteristische Schichtfolgen zeigen;
- bedeutende Fossilfundstellen darstellen;
- bedeutende Aufschlüsse für Forschung und Lehre darstellen;
- Spuren tektonischer Bewegung verdeutlichen.

als flächige Naturdenkmale unter Schutz gestellt werden. SÖHNGEN (1976) weist auf einen zusätzlichen, kulturell-technischen Aspekt hin: Manche Steinbrüche stellen aufgrund der in ihnen angewandten Abbaumethode ein kulturelles Denkmal dar. Ein Beispiel dafür ist der (noch in Betrieb befindliche) Kalktuffbruch einer Firma bei Polling: hier werden in Handarbeit und mit Geräten, die annähernd ein halbes Jahrhundert alt sind (GEIGER 1989, mdl.), Kalktuffplatten gebrochen und bearbeitet.

Neben der Bedeutung für Geologie und Paläowissenschaften ist auch die heimatgeschichtliche Bedeutung vieler Steinbrüche nicht zu unterschätzen. Aus einem Steinbruch entstanden Häuser, Burgen, ganze Städte. Das anstehende Gestein nahm unmittelbar Einfluß auf Hausbau und -konstruktion, auf die Dorf- und Stadtlandschaft. Dies ist heute noch vor allem in weiten Teilen Frankens sehr gut nachvollziehbar. Durch die Aufgabe von Steinbrüchen (v.a. Keuper- und Buntsandstein), die im regionalen oder auch nur örtlichen Kontext eine bedeutende Rolle gespielt haben, steht die Baudenkmalpflege heute oft vor dem Problem, daß die entsprechenden Steinqualitäten für eine Restaurierung nicht mehr oder nur unter erschwerten Bedingungen zu beschaffen sind (REUTER 1989, mdl.).

Für den Bau verwendbare Steine bildeten außerdem einen natürlichen Reichtum. Besondere Steinqualitäten wurden - meist auf dem Wasserweg - über große Entfernungen transportiert. Der Stephansdom in Wien ist dafür ein eindrucksvolles Beispiel: das Baumaterial stammt aus den Grünsandsteinbrüchen bei Regensburg. Die Liste der unter Schutz zu stellenden Steinbrüche von TRUNKO & FREY (1983, s.o.) müßte also zumindest um das Kriterium "heimatgeschichtlich bedeutende Steinbrüche" ergänzt werden.

1.9 Bewertung einzelner Flächen

Ein theoretischer Ansatz, der darauf abzielt, ein bayernweit gültiges Bewertungsschema für alle Steinbrüche zu liefern, muß zwangsläufig scheitern. Wie vor allem aus den Kapiteln 1.4 (S. 23) und 1.7.1 (S. 70) hervorgeht, sind Pflanzenwelt und Standortbedingungen der Brüche mit unterschiedlichen Ausgangsmaterialien nicht zu vergleichen. Allenfalls für die Tierwelt lassen sich grob gefaßte Qualitätskriterien ableiten. Ein Vergleich und gegenseitiges Aufrechnen des pflanzlichen Inventars unterschiedlicher Brüche kommt dagegen nicht in Frage. Eine Bewertung darf höchstens auf der Basis von Brüchen desselben Ausgangsmaterials - also naturraumspezifisch - erfolgen. Um dies in einer befriedigenden Weise durchzuführen, fehlt zum gegenwärtigen Zeitpunkt jedoch das Datenmaterial. Zum einen erfolgten die faunistischen Beobachtungen im Rahmen der Biotopkartierung relativ unsystematisch, da deren Hauptintention vor allem in der floristischen/vegetationskundlichen Erfassung liegt. Dies führte vermutlich auch dazu, daß Steinbrüche, die zwar von der Fauna her als interessant zu werten gewesen wären, floristisch aber wenig "zu bieten" hatten, in der Biotopkartierung nicht als schützenswerte Biotope auftauchen. Zum anderen existieren Untersuchungen, die das Manko haben, sich nur mit wenigen Tiergruppen oder nur mit einem kleinen Landschaftsausschnitt zu beschäftigen. Die Informationsbasis ist für die Vegetation im allgemeinen besser, läßt sich jedoch ebenfalls nicht als befriedigend bezeichnen. Während ein Hindernis für die Bewertung also mit dem Stichwort "Informationsdefizit" umschrieben werden kann, liegt in der Bewertung noch genutzter oder gerade aufgelassener Brüche ein weiteres Problem. Wie können die Potentiale, die mögliche Entwicklung des biotischen Inventars, in eine Bewertung einfließen? Während die Argumentation für den Naturschutz bei länger aufgelassenen Steinbrüchen, d.h. bei vorhandener floristischer und faunistischer Artenausstattung, verhältnismäßig einfach ist, fällt die Begründung naturschutzfachlichen Interesses angesichts (noch) fehlender Artenausstattung schwer.

Warum dann überhaupt ein Bewertungsversuch? Zum einen lassen sich anhand des Artenrückgangs und der Artenverluste tatsächlich unterschiedliche Dringlichkeiten definieren, zum anderen sind die Pflegemittel begrenzt, so daß sie dort einzusetzen sind, wo sie am effektivsten zum Tragen kommen.

Der im folgenden unternommene Versuch, Bewertungskriterien aufzustellen, hat angesichts der aufgezählten Einschränkungen nur vorläufigen Charakter. Die Angabe der Tierarten und Pflanzengesellschaften spiegelt den Stand des heutigen Wissens wieder. Eine weitere Detaillierung und Regionalisierung der Artenlisten auf Basis der Landkreisebände des ABSP ist unumgänglich.

An dieser Stelle ist noch ein kurzer Exkurs nötig. Möglicherweise fällt auf, daß der Faktor "Entwicklungszeitraum", der bei anderen Biotoptypen als charakteristischer und aussagekräftiger Parameter zur Bewertung herangezogen wird, im folgenden nicht auftaucht. Dies geschieht aus drei Überlegungen heraus:

- Bei einer Einbeziehung des Zeitfaktors z.B. beim Vergleich eines vor längerem aus dem Betrieb genommenen Bruchs (etwa in landwirtschaftlich intensiv genutzter Umgebung) mit einem Bruch, der sich gerade in der Stilllegungsphase befindet (und an extensive Standorte angrenzt), würde sich die Waagschale unwillkürlich zu ersterem neigen (da sich ja möglicherweise schon Arten angesiedelt haben). Das **Potential** des zweiten Bruchs bliebe damit bei der Bewertung unberücksichtigt, auch dann, wenn dieses - wie in diesem Fall - aufgrund der Lage in Benachbarung von Extensivstandorten höher zu bewerten wäre als das Potential des isoliert gelegenen Bruchs.
- Zum zweiten sind es gerade frühe Sukzessionsstadien, die eine Reihe von Brüchen zu Rückzugsräumen gefährdeter Arten machen. Die Orientierung am "Qualitäts"-Kriterium "Alter" könnte sich aus der Sicht des Natur- und Artenschutzes in diesem Fall schnell als Schlag ins Wasser erweisen.
- Brüche mit hohem Anteil an Rohbodenflächen (häufig erst seit kurzem aufgelassen) und stark bewachsene Brüche können eine hohe Bedeutung für ganz unterschiedliche Arten erlangen. Das kann jedoch nicht gegeneinander aufgerechnet werden.

1.9.1 Bewertungskriterien Tierwelt

Eine Reihe von Arten hat ihren Verbreitungsschwerpunkt oder zumindest einen wesentlichen Siedlungsbereich - bayernweit oder auf regionaler Ebene - in Steinbrüchen. Ihr Vorkommen oder Nicht-Vorkommen stellt einen wesentlichen Teilaspekt für die Bewertung von Steinbrüchen dar. Nicht auszuschließen ist, daß sich die Bewertung von Steinbruchbiotopen ausschließlich anhand der beschriebenen Kriterien in manchen Fällen als ein zu weitmaschiges Sieb erweisen könnte. Als - wenn auch untergeordnetes - Bewertungsmerkmal kann auch das Vorkommen von überdurchschnittlich vielen Arten einer Ordnung in einem Steinbruch (z.B. Libellen) herangezogen werden.

Insgesamt lassen sich drei Kategorien (vgl. Kap.1.8.1.2, S. 75) definieren, die im folgenden

Tabelle 1/38

Arten, bei denen ein wesentlicher Teil der Population bayernweit in Steinbrüchen zu finden ist
(Arten der Kategorie 1)

Geburtshelferkröte #	<i>Alytes obstetricans</i>
Wanderfalke +	<i>Falco peregrinus</i>
Apollofalter #	<i>Parnassius apollo</i>
Uhu +	<i>Bubo bubo</i>
Rotflügelige Ödlandschrecke #	<i>Oedipoda germanica</i>
Berghexe #	<i>Chazara briseis</i>
#: bayernweit Leitart	
+: bayernweit Schlüsselart	

genauer erläutert sind. Gleichzeitig erfolgt die Zuweisung zum Status "Leitart" oder "Schlüsselart". Unter beiden Termini sind seltene Arten zu verstehen, die eine Umstellung der Standardpflege auf eine artbezogene Spezialpflege notwendig machen.

Leitarten sind im Unterschied zu Schlüsselarten weniger vagil. Dementsprechend können sie definiert werden als

- stenotope Kulturflüchter mit geringer Migrationsfähigkeit sowie vom Aussterben bedrohte und stark gefährdete Pionierarten; meist nur (noch) regional verbreitete, stark gefährdete Arten, für deren Erhaltung bayernweit Habitats in Steinbrüchen ausschlaggebend sind (Apollofalter, Berghexe, Geburtshelferkröte, Rotflügelige Ödlandschrecke)

Bei Schlüsselarten handelt es sich dagegen um

- stark gefährdete und gefährdete, doch vagile Arten, für die Steinbrüche bayernweit Schlüsselhabitats darstellen (z.B. Wanderfalke, Uhu, Steinschmätzer).

Arten der Kategorie 1

Arten, bei denen ein wesentlicher Teil der Population bayernweit in Steinbrüchen zu finden ist (vgl. Kap.1.8.1.2, S. 75 und Tab. 1/38, S. 85).

Arten der Kategorie 2

Steinbruchtypische Arten, bei denen ein wesentlicher Teil der Population regional oder zumindest landkreisweit auf Steinbrüche angewiesen ist oder bei denen Steinbrüche regional oder landkreisweit die vitalsten und größten Populationen beheimaten (Tab. 1/39, S. 86).

Arten der Kategorie 3

Arten, die primär in anderen Biotoptypen anzutreffen sind, für die der Steinbruch aber ein wesentliches Rückzugsareal darstellt (Tab. 1/39, S. 86). Aufgenommen wurden in diese Kategorie überwiegend Arten, die stark im Rückgang begriffen sind.

1.9.2 Bewertungskriterien Pflanzenwelt

- Vorhandensein von seltenen Pflanzengesellschaften (meist nur auf regionaler Ebene zu definieren, vgl. Tab.1/37, S. 82).
- Vorhandensein seltener Einzelarten (siehe "Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen Bayerns" 1986 bzw. die Artenlisten im Kap. 1.8.1.1, Tab. 1/29 bis Tab. 1/35).

1.9.3 Bewertungskriterien Lage und Größe

- Räumlich konzentrierte Vorkommen von Abbaustellen, d.h. zahlreiche Brüche in mehr oder weniger engem räumlichen Zusammenhang können nach Maßgabe der örtlichen Verhältnisse naturschutzfachlich wertvoller sein als zerstreute Vorkommen, diese wiederum höher als vereinzelte Vorkommen. Dieser Bewertung liegen einerseits inselgeographische Aspekte zugrunde (Kap.2.5), zum anderen die Annahme, daß bei räumlicher Benachbarung der Abbaustellen die Auswirkung von Eingriffen (Verfüllung, Deponienutzung, sonstige Störeinflüsse) in einen Bruch durch die benachbarten Brüche zumindest teilweise aufgefangen werden können. Bei vereinzelt gelegenen Abbaustellen ist dagegen eher damit zu rechnen, daß eine Beeinträchtigung für die Lebensgemeinschaften katastrophale Auswirkungen zeitigt, die nicht kompensiert werden können.
- Steinbruchgröße und Entfernung zum nächsten potentiellen Lieferbiotop sind bei der Bewertung ebenfalls zu berücksichtigen. Je weiter ein potentieller Lieferbiotop entfernt ist, desto geringer ist i.d.R. der Wert eines Steinbruchs für den Arten- und Biotopschutz. Bei einer direkten Benachbarung zu extensiv genutztem landwirtschaftlichem Gelände spielt die Größe dagegen eine untergeordnete Rolle (vgl. Kap.2.5).
- Weiterhin sollten Abbaustellen besonders beachtet werden, deren Ausgangsgestein im Bodenchemismus deutlich von der Umgebung abweicht (z.B. Marmor- oder Basaltvorkommen im Grundgebirge, silikatreiches Gestein wie Suevit auf der Fränkischen Alb). In ihnen finden sich nicht selten isolierte, doch überlebensfähige

Tabelle 1/39

In Steinbrüchen beobachtete Arten; Zusammenstellung nach Landkreisen differenziert (aufgeführt wurden Landkreise, von denen ausreichend Informationsmaterial vorlag und in denen in nennenswertem Maß Steinbrüche vorkommen). Kategorie 2: Steinbruchtypische Arten, bei denen ein wesentlicher Teil der Population regional oder zumindest landkreisweit auf Steinbrüche angewiesen ist oder bei denen Steinbrüche regional oder landkreisweit die vitalsten und größten Populationen beheimaten. Kategorie 3: Arten, die primär in anderen Biotypen anzutreffen sind, für die der Steinbruch aber ein wesentliches Rückzugsareal darstellt; aufgenommen wurden in diese Kategorie überwiegend Arten, die stark im Rückzug begriffen sind.

Unterfranken		
NES	K3	Kreuzotter (<i>Vipera berus</i>)
MSP	K2	Kammolch (<i>Triturus cristatus</i>)
HAS	K2	Flußregenpfeifer (<i>Charadrius dubius</i>) Kreuzkröte (<i>Bufo calamita</i>) Gelbbauchunke (<i>Bombina variegata</i>)
	K3	Heidelerche (<i>Lullula arborea</i>) <i>Nymphalis polychloros</i> <i>Halictus tricinctus</i> Kammolch (<i>Triturus cristatus</i>) Südl. Blaupfeil (<i>Orthetrum brunneum</i>) Kl. Pechlibelle (<i>Ischnura pumilio</i>)
MIL	K3	Flußregenpfeifer (<i>Charadrius dubius</i>) # Kammolch (<i>Triturus cristatus</i>) Gelbbauchunke (<i>Bombina variegata</i>) Kreuzkröte (<i>Bufo calamita</i>) Blauf. Ödlandschrecke (<i>Oedipoda caerulescens</i>) #
SW	K3	Flußregenpfeifer (<i>Charadrius dubius</i>)
WÜ	K2	Flußregenpfeifer (<i>Charadrius dubius</i>) # Schlingnatter (<i>Coronella austriaca austr.</i>) # Südl. Blaupfeil (<i>Orthetrum brunneum</i>)
	K3	Heidelerche (<i>Lullula arborea</i>) Brachpieper (<i>Authus campestris</i>) # Zippammer (<i>Emberiza cia</i>) Wiedehopf (<i>Upupa epops</i>) # Wendehals (<i>Jynx torquilla</i>) # Gestreifte Zartschrecke (<i>Leptophyes albovittata</i>) # Plumpschrecke (<i>Isophya pyrenaea</i>) # Gemeine Sichelschrecke (<i>Phaneroptera falcata</i>) #
Mittelfranken		
ERH	K2	Gelbbauchunke (<i>Bombina variegata</i>) #
	K3	Kreuzkröte (<i>Bufo calamita</i>) # Schlingnatter (<i>Coronella austriaca austr.</i>)
FÜ	K3	Schlingnatter (<i>Coronella austriaca austr.</i>)
LAU	K2	Heidelerche (<i>Lullula arborea</i>) Schlingnatter (<i>Coronella austriaca austr.</i>)
NEA	K3	Neuntöter (<i>Lanius collurio</i>)
# : Status im Landkreis in bezug auf Steinbrüche nicht völlig geklärt, oder die Aussagen des ABSP beziehen sich auf Abbaustellen im allgemeinen		

Fortsetzung Mittelfranken		
WUG	K2	Kreuzkröte (<i>Bufo calamita</i>) <i>Micaria dives</i>
	K3	Gelbbauchunke (<i>Bombina variegata</i>) Segelfalter (<i>Iphiclides podalirius</i>) Dukatenfalter (<i>Heodes virgaureae</i>) <i>Myrmica sabuleti</i>
Oberfranken		
BA	K3	(<i>Bombus pomorum</i>) Kl. Granatauge (<i>Erythromma viridulum</i>)
BT	K2	Speer-Azurjungfer (<i>Coenagrion hastulatum</i>) # Glänzende Binsenjungfer (<i>Lestes dryas</i>) # Schwarze Heidelibelle (<i>Sympetrum danae</i>) #
	K3	Kreuzotter (<i>Vipera berus</i>) Kl. Pechlibelle (<i>Ischnura pumilio</i>) #
FO	K2	Berglaubsänger (<i>Phylloscopus bonelli</i>) Gelbbauchunke (<i>Bombina variegata</i>) <i>Platydeis albopunctata</i>
	K3	Flußregenpfeifer (<i>Charadrius dubius</i>) Blaukehlchen (<i>Luscinia svecia</i>) Schlingnatter (<i>Coronella austriaca austr.</i>) Kreuzkröte (<i>Bufo calamita</i>)
HO	K2	<i>Zelotes puritanus</i> <i>Euophris thorelli</i>
KC	K2	Kreuzkröte (<i>Bufo calamita</i>) Knoblauchkröte (<i>Helobates fuscus</i>) Speer-Azurjungfer (<i>Coenagrion hastulatum</i>) # Glänzende Binsenjungfer (<i>Lestes dryas</i>) # Kl. Moosjungfer (<i>Leucorrhinia dubia</i>) # Torf-Mosaikjungfer (<i>Aeshna juncea</i>) # Kl. Binsenjungfer (<i>Lestes virens</i>) #
	K3	<i>Mythimna sicula</i> Kl. Pechlibelle (<i>Ischnura pumilio</i>) #
KU	K2	Schlingnatter (<i>Coronella austriaca austr.</i>) #
WUN	K2	Flußregenpfeifer (<i>Charadrius dubius</i>) # Schlingnatter (<i>Coronella austriaca austr.</i>) # Gelbbauchunke (<i>Bombina variegata</i>) Knoblauchkröte (<i>Helobates fuscus</i>) # Kl. Binsenjungfer (<i>Lestes virens</i>) Kl. Moosjungfer (<i>Leucorrhinia dubia</i>) Kl. Pechlibelle (<i>Ischnura pumilio</i>) Südl. Binsenjungfer (<i>Lestes barbarus</i>) Torf-Mosaikjungfer (<i>Aeshna juncea</i>) Schwarze Heidelibelle (<i>Sympetrum danae</i>) Glänzende Binsenjungfer (<i>Lestes dryas</i>) Segelfalter (<i>Iphiclides podalirius</i>)
# : Status im Landkreis in bezug auf Steinbrüche nicht völlig geklärt, oder die Aussagen beziehen sich auf Abbaustellen im allgemeinen		

Fortsetzung Oberfranken		
	K3	Auerhuhn (<i>Tetrao gallus</i>) Kreuzotter (<i>Vipera berus</i>) <i>Myrmica sabuleti</i>
Oberpfalz		
CHA	K2	Gelbbauchunke (<i>Bombina variegata</i>) Kreuzotter (<i>Vipera berus</i>) Schlingnatter (<i>Coronella austriaca austr.</i>) Segelfalter (<i>Iphiclides podalirius</i>) #
NM	K2	Flußregenpfeifer (<i>Charadrius dubius</i>)
NEW	K3	Mopsfledermaus (<i>Barbastella barbastellus</i>) Nord. Fledermaus (<i>Eptesicus nilssonii</i>) Gr. Mausohr (<i>Myotis myotis</i>) Fransenfledermaus (<i>Myotis nattereri</i>)
R	K2	Schlingnatter (<i>Coronella austriaca austr.</i>) # Gelbbauchunke (<i>Bombina variegata</i>) Segelfalter (<i>Iphiclides podalirius</i>) #
TIR	K2	Kreuzkröte (<i>Bufo calamita</i>) Flußregenpfeifer (<i>Charadrius dubius</i>)
Niederbayern		
REG	K2	Gelbbauchunke (<i>Bombina variegata</i>)
FRG	K2	Gelbbauchunke (<i>Bombina variegata</i>) Schlingnatter (<i>Coronella austriaca austr.</i>)
	K3	Hautflügler allg. Libellen allg.
KEH	K2	Gelbbauchunke (<i>Bombina variegata</i>) Kreuzkröte (<i>Bufo calamita</i>)
Oberbayern		
EI	K2	Kreuzkröte (<i>Bufo calamita</i>) Glänzende Binsenjungfer (<i>Lestes dryas</i>)
	K3	Kl. Pechlibelle (<i>Ischnura pumilio</i>) Südl. Blaupfeil (<i>Orthetrum brunneum</i>)
ND	K2	Schlingnatter (<i>Coronella austriaca austr.</i>)
	K3	Kreuzkröte (<i>Bufo calamita</i>)
Schwaben		
DLG	K2	Gelbbauchunke (<i>Bombina variegata</i>) Kammolch (<i>Triturus cristatus</i>)
	K3	Kreuzkröte (<i>Bufo calamita</i>)
DON	K2	Kammolch (<i>Triturus cristatus</i>)
# : Status im Landkreis in bezug auf Steinbrüche nicht völlig geklärt, oder die Aussagen beziehen sich auf Abbaustellen im allgemeinen		

Populationen von Arten, die in der Umgebung aufgrund andersartiger Standortbedingungen fehlen (z.B. Segelfalter und Wiesen-Salbei in Urkalk- und Basaltbrüchen des Fichtelgebirgs-vorlandes) und daher als regional selten eingestuft werden müssen.

Ein wichtiges Kriterium für die naturschutzfachliche Bewertung von Steinbrüchen ist ferner das Maß der Beeinträchtigung durch noch vorhandene Abbautätigkeit oder durch sonstige Nutzer (z.B. Erholungsuchende, Kletterer etc.)

1.10 Gefährdungssituation

Kap. 1.10.1 (S. 89) behandelt die Gefährdung wertvoller Biotope durch den Abbau von Festgesteinen, Kap.1.10.2 (S. 90) die Gefährdung von Biotopen in (aufgelassenen) Steinbrüchen durch verschiedene Nachnutzungen und Folgefunktionen.

1.10.1 Gefährdung von wertvollen Biotopen durch Abbau

Obwohl die Abbaugesamtfläche sowie deren jährlicher Zuwachs im Gegensatz zu anderen flächengebundenen Maßnahmen insgesamt bescheiden anmutet (in Bayern beträgt der jährliche Zuwachs der Abbauflächen etwa 700ha, davon entfallen etwa 10% auf den Abbau von Festgesteinen-DINGETHAL 1982, REITER 1989, mdl.), ist das Konfliktpotential mit dem Arten- und Biotopschutz beträchtlich. Dies liegt vor allem daran, daß der Gesteinsabbau vor allem dort effektiv und lohnenswert ist, wo das abzubauen Gestein (fast) unmittelbar an die Erdoberfläche tritt. Dies sind jedoch zugleich auch Standorte, deren Flachgründigkeit und geringe Produktivität bis heute der landwirtschaftlichen Intensivierung (z.T. auch der Aufforstung) entgegenstanden. Diese Standorte konnten - wenn überhaupt - nur auf sehr extensive Weise bewirtschaftet werden, so daß sich - wie z.B. auf Felsköpfen - eine hochgradig spezialisierte Flora, auf beweideten Kalkmagerrasen eine außerordentlich artenreiche Vegetation mit zahlreichen, heute stark gefährdeten Arten entwickeln konnte. Häufig sind es biogeographisch außerordentlich bedeutsame Relikt- und Vorposten-, ja sogar Endemiten-Standorte. Der Konflikt zwischen lohnendem Abbau und Arten- und Biotopschutz ist also bereits in vielen Fällen vorprogrammiert, ja unausweichlich.

Besonders betroffen sind xerotherme Talflanken- und Traufstandorte, so etwa Wellenkalkheiden im Maintal zwischen Ochsenfurt und Karlstadt, Jura-Donautalränder zwischen Donauwörth und Regensburg, Silikattrockenrasen (Donau- und Regenleiten/R, SR, DEG, Diabasabstürze/KUL, HO, KC) und wärmeliebende Eichen-Trockenwälder (z.B. unteres Naabtal/R).

Aber auch die an Steiflanken von der forstlichen Intensivierung verschont gebliebenen naturnahen Laub- und Mischwaldreste wurden und werden verschiedentlich in den Abbau einbezogen (z.B. Köchelwälder im Murnauer Moos/GAP, Schratten- und

Wettersteinkalkbrüche bei Nußdorf/RO, Vogelflug/TS, Fischbachau/MB, Tiefenbach/OAL, Rohrmoos/OAL). Dem selektiven Abbau (relativ) seltener Inselgesteine fallen in der Regel auch spezifische, von der Umgebung abweichende Pflanzenbestände zum Opfer: z.B. helvetische Quarzite und Sandsteine bei Burgberg/OAL, Ohlstadt/GAP, Serpentinlinsen am Rand der Münchberger Gneismasse (HO, KUL) und in der nördlichen Oberpfalz (SAD, NEW, TIR), bodenbasierte Basalt-, Amphibolit-, Kalkschiefer- oder Urkalkgänge innerhalb von Buntsandstein- oder Silikatgebirgen (Fichtelgebirge, Fränkische Linie, Passauer Wald, Haßberge, Rhönvorland usw.), bodensaure granitische Auswurfmassen und Suevite in der Riesperipherie (DON, DIL), karbonatreiche Dolomitarkose im Keupersandsteingebiet (N, ERH, FÜ, NEA) oder extrem nährstoffarme Quarzstandorte im mäßig nährstoffreichen Gneisgebiet (Nebenpfähle im Passauer Wald, Hauptpfahl).

Ein frühes Beispiel für diesen Konflikt stellt die Wojaleite dar, deren typische Serpentinvegetation - in Bayern eine Seltenheit - durch den voranschreitenden Abbau bedroht war. Der Abbau auf diesem Standort konnte erst durch die Unterschutzstellung der Leite gestoppt werden, nachdem bereits über die Hälfte des ursprünglichen Standortes zerstört worden war (GAUCKLER 1954, SULKE 1969, zit. in WARTNER 1982, VOGEL 1990). Auch in Schwarzenbach an der Saale, am Galgenberg bei Winklarn sowie am Haarbühl bei Voggendorf sind die ehemals beschriebenen Serpentinfauna-Vorkommen durch den Steinbruchbetrieb völlig zerstört worden (MERGENTHALER 1966 und LUERSSSEN 1889 in VOGEL 1990, VOGEL 1990). Bei insgesamt nur 20 bekannten Vorkommen der Serpentinfauna-Gesellschaft in Bayern stellt dies einen eklatanten Verlust dar.

Gefährdungen für wertvolle Biotope bestehen jedoch nicht nur durch die unmittelbare Vernichtung, sondern auch durch Beeinträchtigungen aus dem Abbaubetrieb (Stäube, Lärm, Abwasser). SCHOLL (1989, briefl.) führt hierzu aus: "Generell wird und wurde der Gipsabbau bis an die NSG-Grenzen herangetrieben [...], wobei Beeinflussungen, respektive Schädigungen des Naturschutzgebietes durch Stäube und andere Emissionen mit Sicherheit angenommen werden können." BOHN (1981) berichtet aus der Rhön: "Durch den Abbau von Basalt, in den Hanglagen auch von Muschelkalk, wurde vielerorts die ursprüngliche Geländeform und damit mancher besondere Pflanzenstandort wie Bergkuppen, Blockmeere und flachgründige Hänge mit Trockenheit ertragenden Wäldern, Gebüsch und Rasen irreversibel zerstört [...] Größere Beeinträchtigungen der angrenzenden besonders schutzwürdigen Bereiche sind [...] noch durch die Ausweitung des Betriebs am Bauersberg zu befürchten" (ebd.).

Durch Sprengung, Zerkleinerung und Umlagerung des Gesteins entstehende Stäube wirken sich in der Regel nicht auf den (Boden-) Chemismus ihrer Umgebung aus (es sei denn, die Umgebung weicht bezüglich des Bodenchemismus deutlich vom Immissionsmaterial ab: ETHERINGTON (1978) ver-

weist auf deutliche Veränderungen des Bodenchemismus in einem oberflächlich entkalkten Boden, die nachweislich auf Kalkstaubeinträge aus einem nahen Kalkbruch zurückzuführen sind. Veränderungen der Vegetationszusammensetzung waren die Folge, doch kann möglicherweise die Nährstoffsituation beeinflusst werden. Gravierender sind Staubablagerungen auf Pflanzen und Pflanzenteilen, die nicht nur zu verminderter Vitalität führen (MANNING 1971), sondern auch ihre Attraktivität als Futterpflanzen (z.B. für Schmetterlingsraupen) deutlich herabsetzen können (KRÜGER et al. 1986).

Weitere Auswirkungen können sein:

- Verringerung des Lebensraumes oder potentiellen Lebensraumes durch Verkleinerung der zur Verfügung stehenden Fläche (Flächenentzug für Habitatfunktionen).
- Unterbrechung der funktionellen Beziehungen zwischen Teilflächen, die entweder im räumlichen (als Biotopverbundelemente) oder zeitlichen Kontext (Teilhäbitate, Sommerlebensräume u.ä.) eine Bedeutung für die Vernetzung innehatten, durch Entzug eines (potentiellen) Trittssteins.
- Erhöhung des Verinselungsgrades benachbarter Flächen (Steinbruch als Hindernis). Die Zunahme der Verinselung läßt sich am Beispiel des NSG "Keilsteiner Hang" belegen (ABSP Landkreisband Regensburg).
- Zerschneidungseffekte durch Straßenneu- oder -ausbauten, die durch den Verkehr von und zum Steinbruch nötig werden (Isolierung von Teilpopulationen und Teilflächen).
- Veränderung der Faktoren Interzeption (ein Teil des Niederschlagswassers wird von der Baum-, Strauch- und Krautschicht abgefangen, verdunstet dort und dringt nicht in den Boden ein), Transpiration (aktive Abgabe von Wasserdampf an die Luft durch die Pflanzen) und Retention (Rückhaltung des Niederschlagswassers im Boden). Dies ist gleichbedeutend mit einer Veränderung des Wasserhaushalts. Diese kann sich nicht nur auf der (zukünftigen) Steinbruchfläche selbst auswirken, sondern auch angrenzende Flächen betreffen, insbesondere dann, wenn der Steinbruch auf einer Kuppe oder am Hang liegt. Die unterhalb liegenden Flächen werden vom Hangwasserstrom abgeschnitten (GILCHER 1991, unpubl.).
- Erhöhter Niederschlagsabfluß innerhalb kürzerer Zeit, der zum nächsten Vorfluter abgepumpt oder abgeleitet werden muß (Beitrag zur Bildung von Hochwasserspitzen).
- Veränderung des Geländeklimas auf der Abgrabungsfläche. Dabei sind sowohl Temperatur als auch Luftfeuchtigkeit betroffen, wobei die Exposition des Steinbruchs eine entscheidende Rolle spielt. In mehr oder minder starkem Maße werden sich die Temperaturextreme verstärken und die durchschnittliche Luftfeuchtigkeit erniedrigen.

1.10.2 Gefährdung von wertvollen Abbaubiotopen durch konkurrierende Nutzungsansprüche

"Das Interesse des planenden Menschen an nicht mehr bewirtschafteten Abgrabungsgeländen hat eine dreifache Quelle. Zum einen sind es landschaftsästhetische Vorstellungen, die aus einer bestimmten Werthaltung erwachsen: Erdaufschlüsse sind nach weitverbreiteter Ansicht eo ipso Landschaftsschäden, "Wunden in der Landschaft", die es zu sanieren gilt. [...] Zum zweiten ist es das Interesse der Landeigentümer, deren zumeist land- oder forstwirtschaftlich genutzte Flächen von der Abgrabung betroffen sind, diese [...] nach vorausgegangener technischer Herrichtung wieder im herkömmlichen Sinne nutzbar zu machen. Schließlich gibt es unterschiedliche gesellschaftliche Gruppen, deren Interesse sich auf bestimmte Strukturen der Gruben richtet, etwa auf die Wasserflächen (Nutzung: Badebetrieb, Camping, Boots- und Angelsport, Wasserwirtschaft), das Planum vieler Abgrabungen [...], Steinbruchwände [...] u.a." (FELDMANN 1987).

Gerade in diesem Zusammenhang kommen Rekultivierungsmaßnahmen in großem Umfang zum Einsatz. Dazu DARMER (zit. in FELDMANN 1987): "Mit wachsendem Umfang oberflächiger bergbaulicher Eingriffe in die nutzbare Erdrinde [...] wird das naturbedingte Wirkungsgefüge und das sozialräumliche Leistungsvermögen der betroffenen Teillandschaften zeitweilig reduziert, verschlechtert oder zerstört. Solche Eingriffe wirken sich nach Form, Ausdehnung und zeitlichem Ablauf in verschiedenen Grade abträglich auf Lebens- und Produktionsbedingungen, das Erscheinungsbild und den Erholungswert des Tagebaugesbietes aus und müssen auf dem Weg sorgfältiger Rekultivierung wieder gut gemacht werden". FELDMANN kommentiert: "**Die Erkenntnis, daß Abgrabungen wertvolle sekundäre Lebensräume darstellen können, daß Rekultivierungen im oben verstandenen Sinne ihrerseits wieder rigide Eingriffe in sich selbst regulierende Ökosysteme bedeuten und daß der ökologische Wert vieler aufgelassener Gruben und Brüche ungleich höher ist als die genormten, landschaftsgärtnerisch gestalteten Flächen [...] hat in diesem Denkschema allenfalls randlichen Platz.**"

Der Naturschutz hat es daher nach wie vor schwer, Steinbrüche ausschließlich für Zwecke des Arten- und Biotopschutzes der Folgefunktion Naturschutz zuzuführen (begrifflich wird dies mit Regeneration bzw. Renaturierung umschrieben), was angesichts des massiven Interessensdrucks von zahlreichen konkurrierenden potentiellen Nutzern verständlich ist. Die Ausweisung von Folgefunktionen geht in vielen Fällen zu Lasten des Naturschutzes. Manche Folgefunktionen lassen sich auf keine Weise mit den Zielen des Naturschutzes vereinbaren (s.u.). Häufig werden aber auch Kompromisse zwischen den verschiedenen Folgefunktionsvarianten in ein und demselben Steinbruch praktiziert, d.h. neben dem Naturschutz werden auch weitere Folgefunktionen für einen Steinbruch vorgesehen. Doch auch ver-

Tabelle 1/40

Mögliche Folgenutzungen (nach EHLERS 1984, ACKEN & SCHLÜTER 1973, verändert)

Mögliche Folgenutzungen auf Landflächen

- Ökologische Zellen für Flora und Fauna
- Dokumentation von geologischen und kulturhistorischen Erscheinungsformen
- Herrichtung landwirtschaftlicher Nutzflächen
- Herrichtung forstwirtschaftlicher Nutzflächen
- Siedlungsmäßige Bebauung
- Industrielle und gewerbliche Bebauung
- Anlage von ortsnahen Grünflächen (Parks)
- Spiel-, Sport- und Sondersportplätze (intensive Erholung, z.B. Klettern)
- Wandern und Naturbeobachtung (extensive Erholung)
- Militärische Nutzung
- Nutzung als Deponie

Mögliche Folgenutzungen an und auf Wasserflächen

- Ökologische Zellen für Flora und Fauna
- Dokumentation von geologischen und kulturhistorischen Erscheinungsformen
- Fischzucht, Fischhaltung
- Angeln
- Baden und Schwimmen
- Wandern und Naturbeobachtung (extensive Erholung)

meintlich praktikable Kompromißlösungen in Form von Mehrfachnutzungen (Naturschutz und extensive Erholung u.ä.) werfen Probleme auf: gerade in kleineren Brüchen gehen Kompromißlösungen - also die Etablierung zweier oder mehrerer Nutzungsvarianten - zumeist auf Kosten des Erfüllungsgrades der Funktion Naturschutz. Dazu FELDMANN (1987): "In kleinräumigen, reich strukturierten Abgrabungen [...] sind nach allen vorliegenden Erfahrungen zusätzliche Nutzungen auszuschießen, wenn man den Schutzzweck nicht verfehlen will."

In Oberfranken beispielsweise werden im Regionalplan für 88% der Abgrabungsgebiete (Kies, Ton, Lehm, Sand, Steine) Naturschutzfunktionen vorgesehen; allerdings stehen nur 22% ausschließlich für den Naturschutz zur Verfügung, in 66% der Fälle ist der Naturschutz nur eine von mehreren Folgenutzungen (MODER 1990, mdl.) (vgl. auch Tab.1/40, S. 91).

Eine Mehrfachnutzung läßt sich jedoch nicht mit allen Nutzungsvarianten gleichermaßen durchführen: Die Nutzung als Deponie und Funktionen für Zwecke des Naturschutzes lassen sich schwerlich auf einen Nenner bringen. Die im gegenwärtigen Kontext z.T. unlösbaren Konflikte zwischen Naturschutz und anderen Folgenutzungsvarianten zeigen die folgenden Beispiele:

Beispiel 1: Konflikt mit der Landwirtschaft

Gipssteinbrüche werden - da es sich um meist ausgedehnte Flächen handelt - häufig mit dem Ziel landwirtschaftlicher Folgenutzung rekultiviert. Ziel ist die Herstellung eines guten, landwirtschaftlich nutzbaren Bodens, obwohl dies mit großem Aufwand verbunden ist (vgl. KISSENKOETTER 1973).

Durch entsprechende Wiedernutzbarmachung im Sinne der Landwirtschaft sind, so SCHOLL, ehemals bestehende Vorkommen von Brachpieper, Steinschmätzer und Wechselkröte in aufgelassenen Gipsbrüchen erloschen.

Durch besonders effiziente Arbeitsweise wird der Natur- und Artenschutz auch als Zwischennutzung (z.B. Etablierung von Ackerwildkrautgesellschaften) ausgeschlossen: "Nur beim Neuaufschluß eines Steinbruchs muß der anfallende Mutterboden, für den noch keine endgültige Wiederablagerung möglich ist, in flachen Mieten zwischengelagert werden. Sobald im Verlauf der Ausbeutung eine abgebaute, mit Abraum wiederaufgefüllte Teilfläche zur Verfügung steht, wird der aufgenommene Mutterboden [...] dorthin verbracht und einplaniert" (HERRMANN et al. 1976).

Beispiel 2: Konflikt mit der Forstwirtschaft

Die Forstwirtschaft ist zur Erhaltung und gegebenenfalls zur Vermehrung der Waldfläche verpflichtet. War die Abbaufäche vor der Nutzung bewaldet, so ist die Wiederaufforstung ein vorrangiges Ziel. Die Forstbehörden bestehen in Erfüllung ihres gesetzlichen Auftrags zur Erhaltung und Mehrung der Waldfläche i.d.R. auf einer flächenmäßig identischen Wiederaufforstung (ENDERS 1991, mdl.). Der Aufwand zur Schaffung geeigneter Voraussetzungen für eine Aufforstung speziell in Steinbrüchen ist allerdings sehr hoch. Da die Steinbruchsohle als solche für die von der Forstwirtschaft bevorzugten Baumarten nicht die nötige Durchwurzelungstiefe und Nährstoffversorgung bereitstellen kann, sind Anschüttungen von bindigem, meist lehmigem Material in einer Aufbringstärke von mindestens 1 - 1,5m notwendig. Darauf wird der zuvor zur Seite geschobene Oberboden aufgebracht und die Pflanzung durchgeführt (GRANDJOT 1968).

Beispiel 3: Konflikt mit der Abfallbeseitigung

Hohlformen wirken als Deponieraum sehr anziehend. Auf diese Weise kann Müll und Schutt, der sich andernorts zu Bergen und Halden auf türmen würde, beinahe unauffällig "unter die Erde" gebracht werden.

Die Nachnutzung einer Abgrabung als Deponie kann aus zweierlei Gründen für den Betreiber rentabel sein:

- die Rekultivierungskosten können u.U. erheblich gesenkt werden (KISSENKOETTER 1973);
- durch die Nachnutzung eines Steinbruchs als Deponie eröffnet sich gleichzeitig eine weitere Einnahmequelle (MOHR 1989, mdl.).

Auf die Problematik der Nutzung von Steinbrüchen als Deponieraum geht VORREYER (1973) ein: "Die Ablagerung von Abfallstoffen in Steinbrüchen ist in wasserwirtschaftlicher Hinsicht besonders problematisch. [...] Die meist relativ geringe Wasserführung im klüftigen Gestein [...] wirkt sich negativ auf die Verdünnung aus. [...] Werden nur wenige Hauptklüfte als Fließwege bevorzugt, so kommt es durch die hohe Fließgeschwindigkeit zu weitreichenden Verunreinigungen. Adsorption und Ionenaustausch spielen im klüftigen Gestein kaum eine Rolle, da die spezifische Oberfläche sehr klein ist. Die meist relativ hohe Grundwasserfließgeschwindigkeit begünstigt also eine weitreichende Verunreinigung und ist besonders in hygienischer Hinsicht bedenklich. Verkarstete Gesteine sind besonders ungünstig in bezug auf die Abfallagerung zu beurteilen" (VORREYER 1973).

Wie hoch der Nutzungsdruck auf aufgelassene Steinbrüche von seiten der Abfallwirtschaft ist, zeigt sich am Beispiel des Landkreises Wunsiedel (Abb. 1/20, S. 93 - GORNY 1991, briefl.). 15 Steinbrüche werden als Deponien genutzt oder sind als solche vorgesehen. Dies sind etwa doppelt so viele, wie neu ausgewiesen bzw. erweitert werden (8 Brüche).

Neben der Beseitigung von Abfall mit amtlicher Genehmigung darf die private "Entsorgung" von Abfall nicht unerwähnt bleiben. Nach Darstellungen von KUSSER (1989, mdl.) werden zahlreiche wassergefüllte Steinbrüche des Bayerischen Waldes illegal als Mülldeponien "genutzt". Eigene Beobachtungen bestätigten, daß es sich dabei nicht um isolierte Einzelfälle handelt.

Im Zusammenhang mit der Abfallentsorgung in aufgelassenen Abbaustellen erscheint ein Gerichtsurteil interessant, das sich mit Fragen der Genehmigung befaßt. Der Besitzer eines aufgelassenen, mit Grundwasser vollgelaufenen Grubenareals beantragte die Genehmigung für die Verfüllung mit (wasserunschädlichem) Erdaushub, Bauschutt und Abbruchmaterialien. Das Gericht verweigerte die Genehmigung. Dazu Auszüge aus der Begründung: "Grundsätzlich sind [...] Wasserflächen durch Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege zu erhalten und zu vermehren. Dieser Grundsatz wäre durch ein Zuschütten des Grundwassersees verletzt worden. Außerdem wäre der Grundsatz nicht beachtet worden, daß Gewässer vor Verunreinigungen zu schützen sind. Außerdem besteht die gesetzliche Verpflichtung, wild lebende Tiere und wild wachsende Pflanzen und ihre Lebensgemeinschaften als Teil des Naturhaushaltes in ihrer Artenvielfalt zu schützen [...] Seit Abschluß der Abbauarbeiten hatten sich auf dem brachliegenden Grundstück eine reichhaltige Flora und Fauna neu entwickelt und damit sogenannte Sekundär-Biotope für verschiedene Pflanzen- und Tierarten gebildet. Solche sekundären Biotope sind aber für den Arten- und Biotopschutz bedeutsam, weil bestimmte ursprüngliche Biotope in der Natur immer weniger anzutreffen sind. Das galt insbesondere für die gegebene Kombination von Wasserflächen mit warmen, besonnten und nährstoffarmen steilen Uferhängen. Ihr Bestand war daher zu sichern, weil sie sich als Lebensraum für gefährdete Arten eignen.

Unerheblich war demgegenüber, daß nach Darstellung des Grundeigentümers die vorhanden gewesenen Vogelbrutplätze leer geblieben waren, nachdem er das Gelände einem Verein zur Nutzung übertragen hatte. Das schloß die Eignung des Geländes als Biotopfläche für gefährdete Arten nicht aus. Es stand nämlich fest, daß solche Arten das Grundstück besiedelten, als dort Störungen nach Abschluß des Abbaus und durch Einzäunung weitgehend vermieden wurden" (Urteil des Verwaltungsgerichtes Hamburg vom 17.2.88 - 2 VG 144/86 - zit. in OTTO 1989).

Eine andere Variante der eben geschilderten Problematik stellt die Verfüllung mit Materialien dar, die beim Steinbruchbetrieb anfallen, doch nicht weiter verwendet werden können ("Füller" oder - bei Werksteinbrüchen - Material, das den Qualitätsansprüchen nicht gerecht wird). Da die Ablagerung dieser Materialien flächenintensiv ist und damit auch bei den Kosten stark zu Buche schlägt (Ankauf oder Anpacht zusätzlicher Flächen - KUSSER 1989, mdl.), wird dieses Problem nicht selten auf eine

andere Weise gelöst: Gerne werden die nicht mehr nutzbaren Materialien daher in nahegelegene, bereits aufgelassene Brüche verfüllt, ungeachtet dessen, daß sich dort möglicherweise schon schützenswerte Pflanzen- und Tiergesellschaften eingefunden haben (WURZEL 1989, mdl.).

Beispiel 4: Konflikt durch erneute Inbetriebnahme

In manchen Fällen werden Steinbrüche nicht kontinuierlich genutzt oder liegen aus wirtschaftlichen Gründen eine Weile brach. In der Zwischenzeit finden sich Pflanzengemeinschaften oder Tierpopulationen ein und belegen den Steinbruch mit der "Zwischennutzung" Natur- und Artenschutz. Die erneute Inbetriebnahme bedeutet hingegen in den meisten Fällen das "Aus" für die etablierte Lebensgemeinschaft. Einzelne Naturschutzbehörden versuchen bereits, die Eingriffe, soweit dies möglich ist, durch eine zeitliche Begrenzung der Abbautätigkeit auf wenige Monate im Jahr (außerhalb der Vegetations-

und Brutzeit) zu minimieren (SCHMALE 1989, mdl.).

Als erneute Inbetriebnahme im weiteren Sinn kann auch die Aufarbeitung alter Halden in Kalkbrüchen aufgefaßt werden: WARTNER (1982) berichtet, daß alte Steinbruchhalden von Kalkbrüchen im Raum Treuchtlingen zur Zementgewinnung verwendet werden.

Dabei werden seit 40 oder 50 Jahren unberührte Halden abgetragen und das Material für industrielle Zwecke weiterverwendet. Dies geschieht u.a. mit mobilen Brecheranlagen (REITER 1989, mdl.). Die Standorte der Kalkschuttgesellschaften, wie beispielsweise der Wimper-Perlgrasfluren (die ihren Verbreitungsschwerpunkt im Altmühltal fast ausschließlich auf anthropogenen Standorten haben), werden dadurch vernichtet. **Die Auswirkungen des Haldenabbaus können z.B. für den Apollofalter katastrophal sein.**

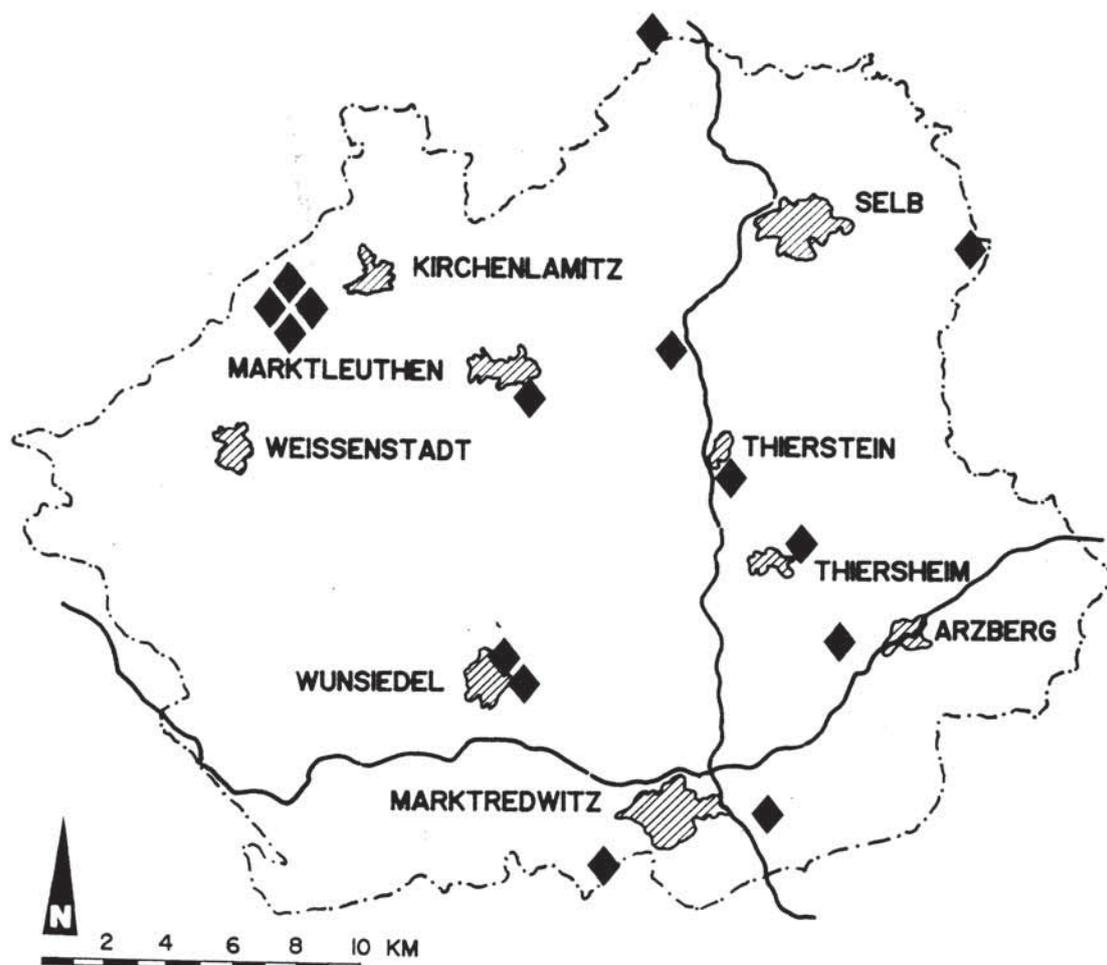


Abbildung 1/20

Steinbrüche mit Folgefunktion "Deponie" im Lrk. Wunsiedel (GORNÝ 1991, briefl.)

Beispiel 5: Konflikt mit der Rekultivierung

Bei der Rekultivierung steht die Wiederherstellung des Landschaftsbildes, also vorwiegend optische Aspekte (vgl. Kap.1.8.4, S. 83), im Brennpunkt der Bemühungen. Auch diese Maßnahmen können die Lebensräume von heimischen Tier- und Pflanzenarten beeinträchtigen oder zerstören. Die Abschrägung bzw. das Absprengen von Abbruchwänden führt zur Verminderung von Extremstandorten; den gleichen Effekt hat das Aufbringen von nährstoffreicheren Substraten und humosem Oberboden. Dadurch und durch die Anpflanzung von (auch standortgerechten) Gehölzen werden die Möglichkeiten für die Etablierung von Pionier- oder lichtliebenden Gesellschaften eingeschränkt. WILDERMUTH (in HÖLZINGER 1987) führt einen Fall an, in dem für einen Kalksteinbruch ein Plan zur geo-

morphologischen Wiedereingliederung vorgelegt wurde, in dem das Vorkommen von Flußregenpfeifer und Steinschmätzer, von vier Reptilien- und sechs Amphibienarten schlichtweg ignoriert wurde.

Beispiel 6: Konflikt durch Überbauung (Ansiedlung von Gewerbebetrieben, Sporteinrichtungen etc.)

Steinbrüche im Siedlungsrandbereich bieten nicht selten einen willkommenen Standort für Gewerbebetriebe, die einerseits von der optischen, andererseits von der akustischen Abschirmung gegenüber dem Umland profitieren (STEIN 1985). Außer Frage steht, daß durch Überbauung und weitergehende Störeffekte wie Lärmentwicklung u.a. das Gelände für den Arten- und Biotopschutz weitgehend entwertet wird.

2 Möglichkeiten für Pflege und Entwicklung

Kapitel 2 umfaßt eine Beschreibung und Wirkungsanalyse der verschiedenen Entwicklungsvarianten, die in Steinbrüchen durchgeführt bzw. erwartet werden können. Die Analyse beschreibt Auswirkungen von Pflegeeingriffen (Kap.2.1) sowie die Mechanismen, die beim Ausbleiben von Pflegemaßnahmen zum Tragen kommen (Kap. 2.2, S.103). Eine detaillierte Beschreibung der Sukzessionsvorgänge findet sich - bezogen auf die einzelnen Gesteinsarten - bereits in Kap.1.4. Betrachtungsgegenstand sind weiterhin die Auswirkungen von Nutzungsumwendungen und Störeinflüssen (Kap.2.3, S.105) sowie flankierender Maßnahmen (Kap.2.4, S.108) und die Bedeutung und Stellung von Steinbrüchen innerhalb eines Verbundsystems (Kap.2.5, S.110).

2.1 Pflege

Kapitel 2.1 stellt Maßnahmen vor, deren Anwendung auf Steinbruchstandorten grundsätzlich in Erwägung gezogen werden können. Da nur wenige Maßnahmen tatsächlich in Steinbrüchen durchgeführt wurden, stützt sich die Analyse vor allem auf Untersuchungen auf verwandten bzw. ähnlichen Standorten (Kiesgruben, Halden des Tagebaus, Maggerstandorte), soweit sie im Rahmen einer Renaturierung oder anderer, auf die Verhältnisse des Steinbruchs übertragbarer Bemühungen durchgeführt wurden. Auch noch nicht praktizierte, jedoch in mehreren Arbeiten vorgeschlagene Pflegemaßnahmen wurden in den Katalog aufgenommen. Die Gliederung unterscheidet Maßnahmen, die vorwiegend dem Standortmanagement (Kap.2.1.1, S.95) oder dem Vegetationsmanagement (Kap.2.1.2, S.96) zuzuordnen bzw. als spezielle Maßnahmen des Artenschutzes anzusprechen sind (Kap.2.1.3, S.103). Die angeführten und beschriebenen Maßnahmen stellen a priori keine Empfehlungen dar.

2.1.1 Standortmanagement

2.1.1.1 Transplantation von Soden

In England wurden Versuche unternommen, möglichst rasch reife Ökosysteme in Steinbrüchen zu installieren. Ziel war es laut DOWN (1982), durch geeignete Techniken frühe Sukzessionsstadien zu "überspringen". Der Autor beschreibt die Transplantation von Soden als eine Möglichkeit der Etablierung reifer Ökosysteme. Mit einem Radlader wurden vorgestochene Soden - inklusive Bewuchs - aufgenommen und an Ort und Stelle, d.h. im Steinbruch, wieder aneinandergefügt. In diesem Fall handelte es sich um Soden mit den ungefähren Maßen 3 x 1,5 x 0,5m. Die Vegetation der umgesetzten Schollen bestand aus einer *Calluna*-Heide auf organischem Boden. Nach Angaben des Autors bestanden nach einer Beobachtungszeit von vier Jahren begründete Hoffnungen, daß die Vegetation den

Umsetzungsprozeß weitgehend unbeschadet überstanden hat (DOWN 1982).

Transplantationen verfolgen hierzulande - soweit sich dies verallgemeinernd sagen läßt - eher den Zweck, wertvolle Bestände vor einer unmittelbaren, physischen Zerstörung (Straßenbau etc.) zu retten. N. MÜLLER (1990) beschreibt entsprechende Umpflanzversuche und deren Ergebnisse. Die Umpflanzung wurde in zwei Varianten durchgeführt: zum einen der Sodenverpflanzung (Soden wurden mit dem Spaten abgegraben und einschließlich des durchwurzelten Horizonts auf Paletten zwischengelagert, zum Ausbringungsort transportiert und möglichst fugenfrei auf Kies ausgelegt), zum anderen der Sodenschüttung (der Oberboden wurde abgeschoben und mit einem LKW zum Ausbringungsort transportiert; dort wurde er auf Kies abgekippt und gleichmäßig verteilt). Bei der Sodenverpflanzung bestimmten die Arten der Fettwiesen binnen kurzem den Sukzessionsverlauf und verdrängten Arten der Magerrasen. Charakteristische Arten der Lechhaiden waren bereits nach zwei Versuchsjahren verschwunden. Bei der Sodenschüttung bestimmten in den ersten Versuchsjahren - bedingt durch den offenen Boden - vor allem Arten der Geröllfluren den Aspekt. Jedoch auch hier konnten Arten der Fettwiesen ihren Deckungsgrad wesentlich erhöhen, der Deckungsgrad der Magerrasen-Arten fluktuierte stark. "Allerdings muß man berücksichtigen, daß diese Gruppe bereits im ersten Jahr einen wesentlich geringeren Deckungsgrad wie [sic!] im Ausgangsbestand aufwies und daß vor allem bei dieser Versuchsvariante eine Vielzahl charakteristischer Arten der Kalkmagerrasen wie Enzian- oder Orchideenarten überhaupt nicht zur Entwicklung kam" (N. MÜLLER 1990). In beiden Versuchsvarianten nahm außerdem durch die bessere Belüftung des Bodens und die dadurch induzierte bessere Nährstoffversorgung die Biomasseentwicklung zu, die auch durch zweimalige Mahd nicht reduziert werden konnte. In der Folge spricht der Autor daher von **unbefriedigenden Ergebnissen und deutlichen qualitativen Einbußen** und verweist ausdrücklich darauf, daß die natürliche Besiedlung von Rohböden durch benachbarte intakte Kalkmagerrasen bessere Resultate zeitigt (vgl. auch HIEMEYER 1970).

Die aus der Sicht des Natur- und Artenschutzes unbefriedigenden Ergebnisse verbieten den Einsatz dieser Methode, vor allem als Mittel des adäquaten Ausgleichs für vorzunehmende Eingriffe. Nur unter besonderen Umständen - wenn beispielsweise letzte Reste eines Halbtrockenrasens durch einen Steinbruch zerstört werden und somit auch das Besiedlungspotential vernichtet wird - ist über deren Einsatz nachzudenken.

2.1.1.2 Verpflanzung von Großbäumen

Ein Versuch mit der Zielsetzung, möglichst rasch annähernd natürliche Waldökosysteme in Steinbrüchen zu etablieren, wurde in England durchgeführt.

Zu diesem Zweck wurden bis zu 15m hohe Bäume mittels Tieflader zum neuen Standort transportiert und in den dort aufwendig präparierten Untergrund gepflanzt. Ziel war es, durch eine möglichst vollkommene Beschattung der Bodenoberfläche von vornherein waldähnliche Bedingungen zu schaffen. In einem zweiten Arbeitsgang wurden Samen typischer Waldpflanzen am natürlichen Standort gesammelt und im Schatten der gepflanzten Bäume ausgebracht. Laut DOWN (1982) lassen sich noch keine Aussagen über den Erfolg dieser aufwendigen Methode machen.

2.1.1.3 Allgemeine Förderung der Strukturvielfalt

Der (künstlichen) Erhöhung der Strukturvielfalt liegt der Gedanke zugrunde, möglichst verschiedenartige Lebensräume zur Verfügung zu stellen bzw. die vorhandenen Lebensräume zu ergänzen. Dies erfolgt allerdings nicht in bezug auf eine bestimmte Zielart, sondern unspezifisch oder allenfalls mit Blickrichtung auf eine Artengruppe mit bekannten Ansprüchen.

Eine Variante ist die Schaffung und Gestaltung von Tümpeln und flachen Feuchtzonen, wobei als Hauptnutznieser Amphibien, auch Libellen und andere an das Wasser gebundene Insekten fungieren. Diese Maßnahme wurde vor allem in ton- bzw. lehmreichen Abbaustellen durchgeführt, soweit sich nicht bereits selbst perennierende oder periodisch wasserführende Tümpel gebildet hatten. In anderen Fällen wurden Reisighaufen, Totholz, Baumstubben und Baumstämme in Steinbrüchen abgelagert. Sie bieten Winterquartiere für Kleinsäuger, Nistplätze für Vögel, Solitärbiene und Faltenwespen sowie Nistmaterial für zahlreiche Arten der Hautflügler (HÖLZINGER 1987).

2.1.1.4 Abdecken unerwünschter Ablagerungen

Nicht selten waren und sind Steinbrüche Ziel von offiziellen oder inoffiziellen Müllablagerungsaktionen. Deren Beseitigung hat - soll der Steinbruch Funktionen des Natur- und Artenschutzes übernehmen - oberste Priorität. Doch sind Fälle denkbar, in denen eine Beseitigung nicht durchgeführt werden kann oder Reste des Mülls im Steinbruch verbleiben. Dies hat i.d.R. die Ansiedlung nitrophiler, allgemein verbreiteter Pflanzengesellschaften zur Folge. Eine Möglichkeit, dies zu verhindern bzw. nährstoffärmere Verhältnisse wieder herzustellen, besteht darin, die in Frage kommenden Bereiche mit inertem Material abzudecken.

Bei Versuchen in England (BRADSHAW 1989) kam dabei autochthones Material, d.h. Gesteinsabfälle aus demselben Steinbruch, zum Einsatz. Es wurde streng darauf geachtet, kein humoses Material zu verwenden sowie den Feinkornanteil möglichst gering zu halten. Die Dicke der aufgetragenen Schicht sollte, den Empfehlungen des Autors zufolge, dabei wenigstens 1,5m betragen, um eine Er-

schließung des Nährstoffhorizonts durch die Pflanzen so weit wie möglich zu verhindern.

2.1.2 Vegetationsmanagement

Aufgrund nur geringer Erfahrungen mit Vegetationsmanagement in Steinbrüchen selbst wurden Erfahrungen von vergleichbaren Standorten (Abraumhalden des Bergbaus, Standorte des Sand- und Kiesabbaus, Magerrasen) herangezogen. Wo dies geschieht, wird im Text darauf verwiesen. Soweit bei den besprochenen Varianten die Düngung eine Rolle spielt, wird sie im Zusammenhang mit dem entsprechenden Punkt behandelt; sie ist nicht in einem eigenen Kapitel aufgeführt, da sich sonst Überschneidungen und Wiederholungen häufen würden. Da in älteren Steinbrüchen, v.a. in Kalkbrüchen, häufig Magerrasen anzutreffen sind, werden in den Kapiteln 2.1.2.5 (Bewirtschaftungsvarianten, S.98) und 2.1.2.7 (Mechanische Gehölzentfernung, S.101) und auch 2.1.2.6 (Kontrolliertes Brennen, S.101) Pflegemaßnahmen analysiert, die traditionell bzw. überwiegend auf Magerrasen Anwendung finden. Die betreffenden Kapitel geben jedoch nur eine kurze Übersicht; eine ausführliche Darstellung findet sich in den jeweiligen Lebensraumtypenbänden, v.a. im LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen".

2.1.2.1 Förderung der Vegetationsansiedlung durch gezielten Bodenauftrag

Unter diesem Punkt lassen sich zwei verschiedene Vorgehensweisen fassen. Eine Methode setzt dabei auf die Einbringung von Bodenmaterial, das leichter als die Extremstandorte des Steinbruchs besiedelt werden kann, ohne spezifische Pflanzengemeinschaften zu fördern. Eine zweite Methode versteht sich dagegen als "Impfung", die die Etablierung bestimmter Pflanzengemeinschaften zum Ziel hat.

- Um die Besiedelungsgeschwindigkeit zu beschleunigen, werden entweder punktuell oder linien- und netzartig angeordnete Bodenaufträge aus feinkornreichen Materialien ausgebracht. Dabei wird vor allem sandiges Material mit nur geringen Humusanteilen verwendet. Ziel ist es, primär für die Pionierarten, die sich - wenn auch über einen längeren Zeitraum - sowieso einfänden würden, eine Starthilfe zu leisten.
- Ebenso um die Beschleunigung der Besiedelung wie um die Etablierung gewünschter Pflanzengemeinschaften geht es bei der "Impfung". Dabei wird Oberboden von demjenigen Biotoptyp aufgetragen, der im Steinbruch hergestellt werden soll (in Kalkbrüchen beispielsweise Boden aus Kalkmagerrasen). Sinn und Zweck ist nicht nur eine Besiedelungserleichterung, sondern gleichzeitig der Sameneintrag aus dem Bodenmaterial (BRADSHAW 1989). Angesichts der Ergebnisse von N. MÜLLER (1990, siehe [Kap.2.1.1.1](#), S.95) scheinen allerdings nicht beabsichtigte Effekte zu überwiegen, **so daß ein Einsatz dieser Methode zunächst nicht ratsam erscheint.**

2.1.2.2 Ansaat

Für ebene oder nur schwach geneigte Steinbruchbereiche wurden und werden Ansaatmischungen zur Begrünung verwendet, die sich einerseits durch Anspruchslosigkeit, andererseits durch ihre Konkurrenzstärke und die starke Durchwurzelung des Bodens auszeichnen (WAGNER 1989). In Bereichen mit hoher Neigung jedoch haben herkömmliche Saatmethoden in Steinbrüchen, außer nach umfangreichen Vorarbeiten und kontinuierlichen Düngergaben, kaum Aussicht auf Erfolg. Daher wurde (z.B. in England - BRADSHAW 1973) als Alternative das Anspritzverfahren gewählt. "Bei der Anspritzbegrünung werden die erforderlichen Materialien wie Saatgut, Startdünger, Mulchstoffe und Kleber [...] auf die zu rekultivierenden Flächen aufgespritzt [...]. Es ist nicht nötig, die Flächen zuvor mit Mutterboden abzudecken" (STEIN 1985). Nach Ansicht des selben Autors können auch Pionierpflanzen auf diese Weise problemlos ausgebracht werden.

Nicht selten ist auch die Ansaat von Lupinen (*Lupinus polyphyllus*) sowohl als Bienenpflanze als auch als Stickstofffixierer zur Bodenverbesserung. Die Lupine besitzt auch auf verhältnismäßig ungünstigen Standorten eine große Konkurrenzkraft und unterdrückt andere Arten fast vollständig. Ihre Ausbreitungsfähigkeit ermöglicht es ihr, auch in kurzer Zeit größere Areale flächendeckend zu erobern (vgl. MEDERAKE 1984). Durch ihre stickstofffixierenden Knöllchenbakterien können sie entscheidend zur Anreicherung von Stickstoff im Boden beitragen. **In Steinbrüchen ist dies i.d.R. als unerwünschter Effekt anzusehen.**

In England fanden Ansaatversuche mit aus der Umgebung von Steinbrüchen gesammelten Samen statt. Diese wurden auf eine Bodenmischung ausgebracht und mit unterschiedlichen Düngergaben versehen. Von dieser Vorgehensweise konnten nur Gräser profitieren; nur 17 von 30 Krautarten keimten, und nur insgesamt 15% der Individuen, die aufgrund der Menge an Samen zu erwarten gewesen waren, liefen auf (HUMPHRIES 1977). Der Autor führt dies zum einen auf die Konkurrenzkraft der Gräser zurück, zum anderen auf inner-spezifische Ausdünnungsvorgänge, ohne diese genauer zu beschreiben. **Wesentlich bessere Ergebnisse bezüglich Keimung und Etablierung lassen sich nach HUMPHRIES (1982) durch Bemulchung und Mulchsaat erreichen (Kap.2.1.2.4, S.98).**

2.1.2.3 Management bestehender Ansaaten/ Düngung

Um instabile Böden zu sichern, war und ist es üblich, Ansaaten durchzuführen. Ein Kriterium der angesäten Arten ist ihre Aggressivität (z.B. *Lolium perenne*) sowie ihre bodenverbessernden Eigenschaften (z.B. *Trifolium repens*, *Lupinus spec.*) - beides Aspekte, die aus der Sicht des Natur- und Artenschutzes nicht erwünscht sind.

Die Untersuchungen von WAGNER (1989) können über eine Behandlung bzw. Umwandlung dieser Ansaaten Aufschluß geben, auch wenn sie nicht auf

Steinbruchgelände, sondern auf Rohböden der Halde durchgeführt wurden. WAGNER (1989) verglich die Entwicklung von verschiedenen Ansaaten unter unterschiedlichen Nutzungsregimen auf silikatreichen, sandigen Rohböden von Abraumhalden des Braunkohletagebaus. Die verwendeten Ansaatmischungen ("Böschungssaat": 10% *Agrostis tenuis*, 25% *Festuca ovina*, 15% *Festuca rubra com.*, 35% *Festuca rubra r.*, 15% *Poa pratensis*; "Dauerweidesaat": 10% *Lolium perenne*, 47% *Festuca pratensis*, 17% *Phleum pratense*, 10% *Poa pratensis*, 10% *Festuca rubra*, 6% *Trifolium repens*) wurden jeweils entweder gemäht oder gemulcht. Die Durchsetzung der angesäten Arten war dabei deutlich von der Düngung abhängig. Der Deckungsgrad der Ansaatmischungen betrug im Ausgangsjahr bei der Böschungssaat 70%, bei der Dauerweide-Mischung 50%. Bei der Böschungssaat nahm der Deckungsgrad bei der Düngung mit Stickstoff und Phosphat sowie bei der Düngung mit Kompost zu; in der 0-Variante (keine Düngung) erhöhte sich der Deckungsgrad nur unwesentlich. Bei der Düngung ausschließlich mit Phosphat stieg der Deckungsgrad bei Mahd leicht an, auf den gemulchten Flächen nahm er ab. Bei den Flächen, die mit der Dauerweide-Mischung angesät waren, stieg der Deckungsgrad bei allen Varianten an. In der 0-Parzelle wurden die angesäten Hemikryptophyten der Dauerweidemischung am stärksten von eingewanderten Therophyten zurückgedrängt; dies war bereits nach drei Jahren deutlich ablesbar und verstärkte sich im vierten Jahr. Beim Nutzungsregime "Mahd" ist dies stärker ausgeprägt als beim Mulchen. Die Durchsetzung und Etablierung der angesäten Pflanzen war bei der NP-Düngung (N= 135kg pro ha und Jahr; P₂O₅ = 110kg pro ha und Jahr) am höchsten. Die Dauerweidemischung zeigt i.d.R. unter jedem Düngungsregime im Vergleich zur Böschungssaat eine höhere Rate von eingewanderten Arten. Besonders ausgeprägt sind hohe Einwanderungsraten bei der Düngung mit Phosphat und mit Kompost, wobei bei letzterem möglicherweise der Eintrag von Samen durch den Kompost selbst eine Rolle spielt. Nur in der 0-Variante ist die Anzahl der eingewanderten Arten in der Böschungssaat höher als in der Dauerweide-Mischung.

Bereits nach vier Jahren war auf der 0-Parzelle, d.h. ohne Düngung, der Deckungsgrad der Ansaatmischung zurückgegangen. Der Effekt ist bei Mahd stärker als bei Mulchung. Die Rate der eingewanderten Arten ist nur in der mit Phosphat gedüngten Parzelle höher als in den 0-Parzellen.

Während WAGNER (1989) keine Angaben zur Auswaschung von Dünger macht, liegen Untersuchungen zu Düngung und Düngerauswaschung aus englischen Steinbrüchen vor. Demnach konnte von einer Ansaatmischung aus *Festuca rubra* nur etwa 7% der aufgebrachten Düngermenge NO₃-N bzw. 2 - 4% des Phosphatdüngers verwertet werden. Während ein Großteil des Stickstoffdüngers durch Auswaschung verloren ging, wurde der Phosphatdünger durch rasche Fixierung an lösliches Kalzium gebunden und war damit nicht mehr für die Pflanzen verfügbar (HUMPHRIES 1977). **Düngung steht**

also der Umwandlung von artenarmen Aussaatmischungen in artenreichere Gemeinschaften entgegen; sie gefährdet u.U. durch hohe Auswaschungsraten die Qualität des Grundwassers.

2.1.2.4 Bemulchung und Mulchsaat

Wie schon in Kapitel 1.4.1 (Besiedelungsmechanismen) ausführlich besprochen, stellt die verfügbare Feuchtigkeit einen wesentlichen Faktor für den Erfolg der Keimung und für die Überlebensrate der Keimlinge dar. Laut HUMPHRIES (1982) lassen sich durch Bemulchen - d.h. durch das Einbringen von Mulchmaterial von außerhalb der Fläche - sowohl die Keimungsraten als auch das Überleben der Keimlinge positiv beeinflussen. Dies ist vor allem auf denjenigen Böden besonders effektiv, die nur eine geringe Speicherkapazität besitzen und auf denen Saatgut und Keimling den Fährnissen des aktuellen Wettergeschehens besonders stark ausgesetzt sind. Je nach Ausbringungszeit und Ausbringungsdicke des Mulchmaterials können bestimmte Arten gefördert und die Besiedelungsgeschwindigkeit erhöht werden. Da nicht genügend Mulchmaterial von vergleichbaren Standorten (z.B. Magerrasen) zur Verfügung stand, um die gesamte Sohle zu behandeln, wurden in England nur kleine Flächen bemulcht, von wo aus die Arten den Rest des Geländes erobern konnten (HUMPHRIES 1980).

Bei der Bemulchung ist kritisch zu prüfen, ob durch Mulchmaterial, das von anderen Standorten in den Steinbruch eingebracht wird (außer, es handelt sich dabei um Stroh oder vergleichbares Material), ein Sameneintrag erfolgt. **Dies kann zum einen durchaus erwünscht sein, z.B. wenn das Mulchmaterial von Vegetationstypen stammt, deren Etablierung im Steinbruch erzielt werden soll (Mulchsaat).** Jedoch besteht damit auch die Möglichkeit, daß unerwünschte Arten Fuß fassen können (BRADSHAW 1989). Sowohl bei der Bemulchung als auch bei der Mulchsaat ist die Verwendung von gehäckseltem Material zu empfehlen.

2.1.2.5 Bewirtschaftungsvarianten

2.1.2.5.1 Mahd

Unbedingt zu beachten ist, daß sich die im folgenden genannten Bewirtschaftungs- bzw. Pflegetermine auf das langjährige Mittel der Vegetationsentwicklung beziehen. Da die reale Entwicklung der Vegetation je nach den tatsächlichen Witterungsbedingungen während der Vegetationsperiode erheblich von diesen Mittelwerten abweichen kann, sind diese Termine nur als annähernde Richtwerte zu verstehen.

(1) Auswirkungen auf die Pflanzenwelt

(nach QUINGER, LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen")

Ein früher Mahdtermin (vor dem 15.7.) schont spätblühende Arten und ist im Verein mit einer zweiten Mahd im Herbst dazu geeignet, Nährstoffe aus der Fläche zu entfernen. Auch hochwüchsige Ruderal-

arten (z.B. *Solidago spec.*) können dadurch stark geschädigt und ihre Vitalität eingeschränkt werden. Die Mahd im Späthochsommer (bis 15.8.) trifft viele polykormonbildende Gräser (Fiederzwenke, Reitgräser) zum ungünstigsten Zeitpunkt. Die Fiederzwenke gilt als ausgesprochen schnittempfindlich (ZIMMERMANN 1979): Eine Mahd im Spätsommer unterbricht die bis dahin noch nicht abgeschlossene vegetative Entwicklung und führt zu einem Neuaustrieb, der auf Kosten der Reservestoffe geht. Konkurrenten, deren Entwicklung bereits vor Beginn des Schnittes vollendet ist (Aufrechte Trespe), können auf diese Weise einen Konkurrenzvorteil erlangen. Die herbstliche Mahd (bis Ende Oktober) eignet sich für Flächen mit ausgesprochen vielen spätblühenden Arten. Als Mittel zur Bekämpfung von brachetoleranten Arten und polykormonbildenden Gräsern ist sie nicht effektiv.

(2) Auswirkungen auf die Tierwelt

Die Mahd stellt für die Fauna, zuvorderst die Insekten, durch Entzug von Nahrung und Raumstrukturen einen schwerwiegenden Eingriff dar. Vagilere Arten können sich durch Flucht entziehen, andere Arten haben längerfristige Überlebensstrategien entwickelt, die sich in einer Anpassung des Entwicklungszyklus an das Mahdregime äußern.

Englische Untersuchungen (SOUTHWOOD & VANEMDEN 1967, zit. in MORRIS 1971) belegen, daß in gemähten Wiesen die Arten- und Individuenzahlen höher sind als in nicht gemähten Bereichen. Dies trifft für die TAXA ARANAE (Spinnen), ACARINA (Milben), COLLEMBOLA (Springschwänze), HOMOPTERA und COLEOPTERA (Käfer) zu.

Ein früher Mahdtermin (vor dem 15.7.) trifft die Gefäßpflanzen auf dem Höhepunkt ihrer Entwicklung (Blütezeit, Fruktifikation) und entzieht damit der darauf angewiesenen Tierwelt die Nahrungsgrundlage. Auch eine Mahd im späten Hochsommer kommt für die Mehrzahl der Insekten zu früh. Die herbstliche Mahd kommt dem Entwicklungszyklus der Insekten am meisten entgegen. **Die Wahl des Mahdtermins richtet sich nach der zu fördernden Artengruppe.**

2.1.2.5.2 Mulchschnitt

(1) Auswirkungen auf die Pflanzenwelt

Die Auswirkungen eines einmaligen Mulchschnittes pro Jahr sind vom Zeitpunkt der Durchführung abhängig: Ein später Mulchschnitt (August) fördert Arten mit Entwicklungshöhepunkt im Sommer; diese sind meist hochwüchsig und verdrängen niedrigwüchsigeren Arten. Die Mineralisierung des Mulchmaterials bis zur nächsten Vegetationsperiode ist u.U. nicht gegeben und kann zu dicken Streuauflagen führen. Durch einen frühen Mulchschnitt (Juni) wird die Entwicklung höherwüchsiger, konkurrenzkräftiger Arten unterbrochen. Niedrigwüchsige, konkurrenzschwache Arten können sich behaupten. Die Menge des anfallenden Streumaterials ist geringer, die verbleibende Zeit für die Mineralisation länger, so daß i.d.R. keine dicken Streuauflagen zu erwarten sind (SCHIEFER 1981).

Streuaufgaben können, den Untersuchungen WAGNERs (1989) zufolge, je nach ihrer Dicke unterschiedliche Auswirkungen haben. Geringmächtige Streuaufgaben führen dazu, daß der Boden nicht so schnell austrocknet. "Die Streuaufgabe verhindert die unproduktive Verdunstung. Die unter der Streu befindlichen Kräuter- und Grassamen haben somit bessere Keimbedingungen" (WAGNER 1989). Wird die Streuschicht allerdings zu mächtig - der Autor stellte Auflagestärken bis zu 5cm fest -, werden die beschriebenen Effekte wieder aufgehoben, dadurch die Mächtigkeit der Auflage dann ein Durchwachsen der Keimlinge oder die Keimung selbst verhindert wird (vgl. auch BRADSHAW 1989). Die Dicke der Streuaufgabe wird maßgeblich von der Biomasseproduktion und der mikrobiellen Abbautätigkeit bestimmt. Je höher die Düngergaben (und je stärker deren Effekt) bei niedriger mikrobieller Tätigkeit (Rohbodenstandorte!) sind, desto stärker kommt es zur Ansammlung nicht zersetzter Biomasse. Sie wirkt längerfristig wachstumshemmend. Geringere Streuakkumulation wirkt dagegen wachstumsfördernd; sie wird kontinuierlich abgebaut und dient als zusätzlicher Nährstofflieferant (WAGNER 1989). Sowohl auf den ungedüngten Versuchsflächen als auch auf den nur mit Phosphaten behandelten Bereichen konnte WAGNER (1989) eine deutliche Zunahme des Deckungsgrades der Leguminosen feststellen. In Parzellen mit Stickstoffdüngung bleibt ihr Anteil zugunsten höherwüchsiger Gräser gering.

Durch zweimaligen Mulchschnitt konnte SCHIEFER (1981) eine Förderung stark lichtbedürftiger, niedrigwüchsiger und konkurrenzschwacher Arten feststellen. Vor allem Arten der SEDO-SCLERANTHETEA und Arten der Halbtrockenrasen konnten von diesem Bewirtschaftungsregime profitieren. Auch die allgemein zu beobachtende Erhöhung der Gesamtartenzahl läßt sich auf die veränderte Nutzung zurückführen (ein Großteil der betrachteten Flächen wurde vor Beginn der Untersuchungen erst sehr spät gemäht oder gemulcht oder lag brach - SCHIEFER 1981). Für die genannten Auswirkungen ist der rasche Abbau der Streu wesentlich; es entsteht keine Streuaufgabe. Der Untersuchungen lagen allerdings gut entwickelte Böden zugrunde, so daß sich dieser Aspekt nicht ohne weiteres auf die Situation in Steinbrüchen übertragen läßt, da dort die Abbautätigkeit der Destruenten durch die geringe Bodenentwicklung nicht in dem Umfang gegeben ist. Vergleichbare Bedingungen finden sich allenfalls in bereits lange Zeit stillliegenden Brüchen. In Bereichen mit geringer Bodenentwicklung müßte daher zur Vermeidung einer Bestandsumschichtung vermutlich ein Abtransport des Streumaterials erfolgen. **Ob und in welchem Maß Mulchschnitt angebracht ist, ist von Fall zu Fall zu entscheiden.**

(2) Auswirkungen auf die Tierwelt

Zur Auswirkung des Mulchens auf die Tierwelt liegen keine speziellen Untersuchungen vor, es dürften allerdings die bereits im vorherigen Kapitel (Mahd) besprochenen Effekte übertragbar sein.

2.1.2.5.3 Beweidung

Die folgende Darstellung beschränkt sich auf die Beschreibung der Auswirkungen von Schafbeweidung. Um den Rahmen etwas zu begrenzen, werden vor allem Erfahrungen aus der Beweidung von Kalkmagerrasen dargestellt.

(1) Auswirkungen auf die Pflanzenwelt

Im Gegensatz zur Mahd erfolgt bei der Beweidung eine Selektion durch das Fraßverhalten der Schafe. Eine Reihe von Pflanzen - speziell diejenigen, die dornenbewehrt sind, schnell verholzen, Milchsaft, Gift- oder Duftstoffe produzieren - werden von den Schafen gemieden. Daneben profitieren Pflanzen, deren Rosetten eng am Untergrund anliegen, sowie solche mit unterirdischen Ausläufern. Zu dieser Gruppe gehören z.B. *Carlina vulgaris*, *Cirsium acaule*, *Gentiana germanica*, *G. verna* und *Gentiana ciliata*, wie sie in GENTIANO-KOELERIETEN - auch in länger aufgelassenen Kalkbrüchen (vgl. POSCHLOD & MUHLE 1985) - zu finden sind. Diese Gesellschaft wird häufig von der Fiederzwenke dominiert, einem Weidezeiger, der sich mit Hilfe von unterirdischer Ausläuferbildung vermehrt und von Schafen nur in jungem Zustand verbissen wird. In Steinbrüchen kann die Fiederzwenke auch ohne vorangegangene Beweidung zum dominanten Gras werden (POSCHLOD & MUHLE 1985).

Ein weiterer, allerdings weniger gewichtiger Selektionsfaktor ist der Schaftritt, der sich um so stärker bemerkbar macht, je höher die Beweidungsintensität ist. Mehrere Autoren verweisen auf eine mögliche erodierende Wirkung, die jedoch auf Steinbruchstandorten vernachlässigbar erscheint bzw. je nach vorgegebenem Pflegeziel im Einzelfall sogar erwünscht sein kann (Schaffung von offenen Bereichen). Eine direkte Schädigung durch Tritteinwirkung erfolgt bei trittempfindlichen Pflanzen, beispielsweise bei Orchideen (LUTZ 1990).

Gehölzaufwuchs kann nur bei sehr intensiver Beweidung verhindert werden; die dazu nötige Beweidungsintensität führt allerdings zu negativen Auswirkungen auf die Krautschicht (GRÜNEWALD 1982 zit. in LUTZ 1990). REICHHOFF & BÖHNERT (1978) gehen davon aus, daß eine Beweidung, die auf die Erhaltung einer typischen Vegetationszusammensetzung abzielt, Gehölzaufwuchs nur verzögern, aber nicht verhindern kann.

Die Wahl der Beweidungsform muß vom angestrebten Pflegeziel und von der Möglichkeit der Umsetzung abhängig gemacht werden. "Flüchtig über die Magerrasen ziehende Wanderschafherden garantieren [...] die Aufrechterhaltung einer vielfältigen Vegetation, solange sich Gehölze und Gräser wie die Fiederzwenke nicht zu sehr ausbreiten" (LUTZ 1990). Die Zurückdrängung der Fiederzwenke erfordert einen frühen Auftrieb der Schafe, die dann allerdings schon ab Anfang Mai der Pflegefläche fernbleiben müssen; Zielkonflikte können bezüglich des Schutzes von Orchideen entstehen, da diese durch frühe Beweidung erheblich geschädigt werden können. Zu diesem Problemkreis sind nähere Ausführungen dem LPK-Band II.1 "Kalkmagerra-

sen" zu entnehmen. Probleme bestehen auch bei der Pferchung auf Magerrasenflächen, da auf dieser Fläche erhebliche Nährstoffmengen eingebracht werden, durch die die typische Halbtrockenrasen-Vegetation weitgehend zerstört wird. Beim Pferchen außerhalb der zu pflegenden Flächen kommt es dagegen zu einem Nährstoffentzug, da das Misten meist während der Trift oder im Pferch erfolgt (EIGNER & SCHMATZLER zit. in LUTZ 1990). Kritisch muß an dieser Stelle angemerkt werden, daß vermutlich nur wenige Steinbruchflächen durch die Wanderschäferei erschlossen werden können, da in vielen Fällen die Anbindung an die Triftwege nicht vorhanden und oft auch die problemlose Zugänglichkeit beweidungswürdiger Flächen (Sohle, Plateaus der Abraumhalden) nicht gegeben ist.

Zur Koppelschafhaltung liegen Untersuchungen von RIEGER (1988 zit. in LUTZ 1990) vor. LUTZ

(1990) faßt den Versuchsablauf folgendermaßen zusammen: "Die 30 - 40-köpfige Herde wurde in flexibler Koppelhaltung mit Umtrieb gehalten. Die einzeln beweideten Parzellen hatten eine Größe von 0,4 - 1,9ha. Die Koppelhaltung bot sich insofern an, als das Pflegegebiet für die Wanderschafhaltung zu klein ist bzw. zu isoliert liegt und sich gleichzeitig für mechanische Pflege als zu groß und vom Gelände her als zu schwierig erwiesen hatte [Diese Charakterisierung des zu pflegenden Geländes hat deutliche Parallelen zu der Situation in manchen Kalkbrüchen! - Anm. d. Verf.].

Beobachtet wurde die Vegetationsentwicklung [...] auf Parzellen mit einjähriger Beweidung" und anschließender zweijähriger Pflegepause. In der danach durchgeführten Bestandsaufnahme konnte festgestellt werden, daß die Fiederzwenke zurückgedrängt wurde, der Kräuteranteil im Bestand sich

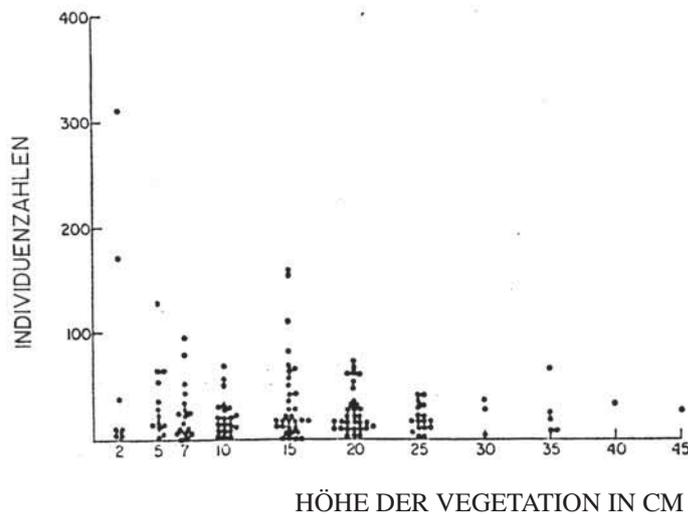


Abbildung 2/1

Individuenzahlen von Heteroptera-Arten in Abhängigkeit von der Höhe der Vegetation (MORRIS 1971)

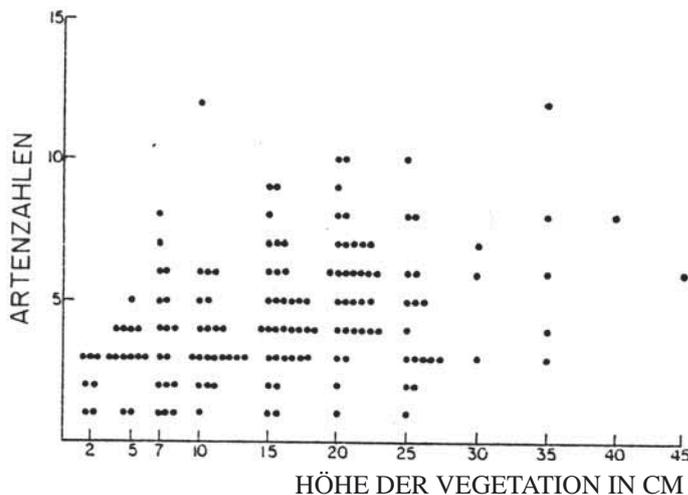


Abbildung 2/2

Artenzahlen der Heteroptera in Abhängigkeit von der Höhe der Vegetation (MORRIS 1971)

deutlich erhöhte und Keimlinge von Halbtrockenrasen-Arten verstärkt auflaufen konnten. Während der Beweidung erfolgte ein rasches Zurückgehen der Blüten (im ersten Jahr der Pflegepause wurde dagegen ein verstärkter Blühaspekt registriert), auf unterbeweideten Bereichen wurden Gräser begünstigt. Obwohl das Abmisten auf der zu pflegenden Fläche erfolgte, scheint dadurch kein Nährstoffeintrag in dem Maß stattzufinden, daß eine dadurch induzierte, unerwünschte Umverteilung der Artenzusammensetzung einsetzen würde; in diesem Zusammenhang ist erwähnenswert, daß im Laufe des Versuchs keine Zufütterung erfolgte. Die Koppelschafhaltung im Umtrieb mit anschließender zweijähriger Pflegepause hat sich in diesem Fall als ernstzunehmende Alternative zur Wanderschäfferei bei der Pflege von Halbtrockenrasen erwiesen. Durch die Entfernung von Biomasse (ohne daß dafür eine Kompensation durch Mist oder anderweitige Düngergaben erfolgt) wirkt sie den Sukzessionsabläufen entgegen" (zur Vertiefung des Themas "Schafbeweidung" bitte im LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen" nachschlagen!).

(2) Auswirkungen auf die Tierwelt

Die direkten Auswirkungen der Beweidung (direkte Tötung) dürften bei Wirbellosen als unerheblich zu betrachten sein, da ein derartiger Eingriff im Sommerhalbjahr erfolgt, einer Zeit, in der die meisten Arten sich Störeinflüssen durch Flucht entziehen können. Die indirekten, durch die Beweidung ausgelösten Veränderungen tragen dagegen stark zur Beeinflussung der Artenzusammensetzung und Individuendichte der Wirbellosen bei. Einerseits wird durch den Verbiß Blütenbesuchern die Nahrungsgrundlage entzogen (RIEGER 1988, zit. in LUTZ 1990), viel mehr noch als dies wirkt sich aber die veränderte Struktur des Bestandes aus. Die Untersuchungen von MORRIS (1971) in Halbtrockenrasen Süd- und Südostenglands belegen eine allgemeine Abhängigkeit zwischen den Arten- und Individuenzahlen verschiedener taxonomischer Gruppen (von Wirbellosen) und der Höhe der Vegetation. Beweidete Bestände mit niedriger durchschnittlicher Höhe enthalten weniger Individuen und weniger Arten als

Tabelle 2/1

Vergleich der Individuenzahlen verschiedener Taxa auf beweideten und unbeweideten Flächen (MORRIS 1968, zit. in SMITH 1980)

Taxon	auf beweideten Flächen	auf unbeweideten Flächen
GASTROPODA	83	171
ISOPODA	22	594
DIPLOPODA	178	912
ARANAE	177	2 023
HETEROPTERA	184	1 234
HOMOPTERA	100	843
COLEOPTERA	1.266	2 515

nicht beweidete, höherwüchsige Bestände (s. Abb.2/1, S.100 und Abb.2/2, S.100). Diese Befunde treffen nicht nur auf Arten der Heteroptera zu, sondern auch auf eine Reihe weiterer Taxa (s. Tab.2/1).

Wo allerdings durch nur extensive Beweidung ein ausgeprägtes Vegetationsmosaik entstanden ist, können auch beweidete Flächen ähnliche Artenzahlen enthalten. Hier findet eine Konzentration der Arten und Individuen vor allem in und an überständigen Horsten statt (MORRIS 1971).

Aufgrund dieser Ergebnisse erscheint es empfehlenswert, bei intensiverer Beweidung (Koppelschafhaltung) nie die gesamte Fläche einzubeziehen oder von vornherein nur extensive Beweidung (Wanderschafhaltung) zuzulassen, bei der durch die Weideselektion ein mosaikartiges Ineinandergreifen höher- und niedrigwüchsiger Vegetation entsteht und auf diese Weise Rückzugsräume für Wirbellose bestehenbleiben.

2.1.2.6 Kontrolliertes Brennen

Die Auswirkungen des Brennens auf den Biotop und die Lebensgemeinschaft sind im Kap. 2.1.2.2 des LPK-Bandes II.1 "Kalkmagerrasen" ausführlich dargestellt.

In Bayern ist das Brennen von naturnahen Flächen aller Art mit Rücksicht auf heimische Tier- und Pflanzenarten grundsätzlich verboten (Bekanntmachung des StMLU vom 30.07.1990, Nr. 7879-618-23490), und die Polizei ist verpflichtet, Zuwiderhandlungen gegen diese Vorschriften zu verfolgen. Brennen scheidet daher als Pflegemaßnahme aus, obwohl in Einzelfällen diese Maßnahme aus fachlicher Sicht sinnvoll sein könnte.

2.1.2.7 Mechanische Gehölzentfernung

Der Lichteinfall (Insolation) und die dadurch bedingten klimatischen Effekte wie Erwärmung und Verdunstung tragen in erheblichem Maß zur Ausprägung des Standorts bei. Im Verlauf der Sukzession werden insbesondere durch Gehölzansiedlung die klimatischen Extreme v.a. von südexponierten Flächen nivelliert, so daß Pioniere und Spezialisten, die auf hohe Insolation angewiesen sind, nach und nach verdrängt werden.

Die Birke kann - wie Untersuchungen von WOLF (1985) zeigen - auf Rohböden ein Höhenwachstum von 40 - 50cm pro Jahr erreichen. Im fünften Jahr nach der Neuansiedlung waren zahlreiche Individuen bereits 250cm hoch. Die Birke ist daher für lichtliebende Pflanzen ein starker Konkurrent.

Dem versuchte eine Pflegemaßnahme in Gipsbrüchen Rechnung zu tragen. Zur Förderung lichtliebender Pflanzengemeinschaften wurden Entbuschungsmaßnahmen durchgeführt. "Die recht großzügig angelegte Maßnahme hatte [...] zur Folge, daß die stark zum Stockausschlag befähigten Birken und die zur Wurzelbrutbildung neigenden Straucharten schon im gleichen Jahr wieder große Flächen besiedelten. Der ungehinderte Lichtgenuß kam, insgesamt gesehen, eher den Lichtholzarten zugute"

(ZUNDEL & FIESELER 1988). Dabei wurde im Jahr der Entfernung bereits wieder ein Drittel der ursprünglich vorhandenen Deckung durch Baum- und Straucharten erreicht und damit das angestrebte Ziel der mittel- bis längerfristigen Reduktion des beschattenden Gehölzaufwuchs verfehlt. Der Beseitigung von Kiefernaufwuchs im Steinbruch Eichelberg bei Burgpreppach (WEBER 1990) war dagegen ein besserer Erfolg beschieden, da die Kiefer nicht zum Stockausschlag befähigt ist. **Während bei Nadelgehölzen eine Entbuschung daher erfolversprechend ist, muß der Einsatz bei stockausschlagfähigen Laubgehölzen im Einzelfall geprüft werden (Zeitpunkt, Frequenz der Entbuschungsmaßnahme).**

Nicht vergessen werden darf, daß auch die Beschattung durch Gehölze am Steinbruchrand klimatische Auswirkungen auf den Steinbruch haben kann. Sollen licht- und wärmeliebende Gemeinschaften gefördert werden, muß bei entsprechender Konstellation auch an deren Entfernung gedacht werden.

2.1.2.8 Turnusmäßige Schaffung von Pionierstandorten

Wo die Förderung von Pioniergesellschaften in Steinbrüchen im Mittelpunkt des Interesses steht, ist das Fortschreiten der natürlichen Entwicklung, also Sukzession, ein unerwünschter Vorgang. Es bietet sich im Rahmen des herkömmlichen Naturschutzes kein geeignetes Mittel, um diesem Vorgang mit vertretbarem Aufwand Einhalt zu gebieten: Herkömmliches Vegetationsmanagement (Mähen, Beweiden etc.) kann eine Entwicklung zwar verzögern, fördert aber bereits auf seine Art Systeme, in denen Prinzipien der Stabilität und Konstanz vorherrschen (k-Strategen). Die bevorzugt anzustrebenden Gemeinschaften, wie sie beispielsweise am Beginn einer Sukzession auftreten, setzen sich jedoch bevorzugt aus r-Strategen zusammen, reagieren also auf Störungen, wie sie Mahd und Beweidung etc. darstellen, elastischer und werden durch Pflegemaßnahmen im traditionellen Sinn verdrängt. Das Dilemma besteht also darin, daß die zu fördernden Gemeinschaften Systemeigenschaften aufweisen, deren Erhaltung sich mit den Mitteln des pflegenden Naturschutzes im herkömmlichen Sinn nicht durchführen läßt (vgl. DIERSSEN 1990).

Ein dynamisches Vorgehen könnte dagegen Erfolg versprechen, wobei allerdings noch keine Erfahrungen aus der Praxis vorliegen (DICKE 1989). Dabei werden Flächen, auf denen die Sukzession über das gewünschte Stadium hinaus fortgeschritten ist, in einen Zustand überführt, der dem Definitionsstadium vorausgeht; bei Pioniergesellschaften wäre dies ein vegetationsfreier Zustand. Um das Besiedlungspotential zu erhalten, darf dies jedoch nicht auf der gesamten Fläche zur gleichen Zeit geschehen. Es bietet sich eine Dreiteilung der Fläche an, wobei immer dasjenige Drittel zur Bearbeitung ansteht, dessen Sukzession am weitesten fortgeschritten ist. Die Flächengröße ist dabei so zu wählen, daß geeignete Geräte zum Einsatz kommen können. Zum Abräumen der Flächen bieten sich auf Lockermate-

rial Planiertrauben an (vgl. DICKE 1989). Dem rechtzeitigen Eingreifen kommt eine hohe Bedeutung zu, da andernfalls speziell die unzureichende Entfernung der Gehölze (wenn diese zu hoch sind) vermutlich den Einsatz des Räumgerätes und den Erfolg der Aktion in Frage stellen können. Kritische Werte sowie Empfehlungen zur Eingriffsfrequenz können angesichts der fehlenden Praxis allerdings noch nicht vermittelt werden.

Je extremer die Standortbedingungen sind (Nährstoffarmut, schlechte Wasserversorgung), um so niedriger wird die Eingriffsfrequenz liegen. Bei der Auswahl der Flächen ist diesem Aspekt daher unbedingt Rechnung zu tragen. In erster Linie kommen ausgedehnte Haldenflächen für dieses Vorgehen in Frage; ob sich auch Steinbruchsohlen anbieten, ist im Einzelfall zu prüfen.

2.1.2.9 Abschieben der Räumflächen

Der Oberboden der für den Abbau vorgesehenen Bereiche wird i.d.R. unmittelbar vor Beginn der entsprechenden Abbauphase entfernt. Damit wird die Chance vertan, Biozönosen mit Schwerpunkt in nährstoffärmerer Umgebung zu fördern. Im günstigsten Fall siedeln sich auf den entblößten, flachgründigen Böden Pflanzengesellschaften an, die sich auf anderen Standorten gegenüber konkurrenzkräftigeren Gesellschaften nicht oder nur in den ersten Jahren kurzfristig durchsetzen können. Primäre Zielgruppe der Maßnahmen sind Therophytengesellschaften, die ihren Verbreitungsschwerpunkt auf offenen (Sandmagerrasen) bzw. stark anthropogen beeinflussten Standorten (Ackerwildkrautgesellschaften) haben. Von Fall zu Fall ist zu überlegen, ob der Licht- und Wärmegenuß eventuell durch das Abräumen beschattender Gehölze verbessert werden sollte.

Für die Entwicklung der Gesellschaften ist der Zeitpunkt des Eingriffs wesentlich: Eingriffe im Herbst beschleunigen die Ansiedlung von Therophyten, während Eingriffe im Frühjahr auf die Entwicklung von Therophytengesellschaften keinen positiven Einfluß nehmen (WOLF 1985).

2.1.2.10 Oberbodenlockerung

WOLF (1985) untersuchte den Effekt von gezielten Bodenstörungen in Rohböden auf Sukzession und die Entwicklung von Pflanzengesellschaften. Obwohl es sich bei den untersuchten Flächen um kiesig-sandiges Substrat handelt, sind die dabei auftretenden Funktionsabläufe auch auf Situationen übertragbar, wie sie in Steinbrüchen auftreten (Räumflächen, feinkornreiche Halden etc.).

Auf gelockerten und umgegrabenen Flächen setzte die Wiederbesiedelung mit Spezialisten (in diesem Fall Sandmagerrasen) schneller ein als dies vorher auf der Gesamtfläche zu beobachten war. Die auf der Gesamtfläche beobachteten Sukzessionsstadien treten auf den umgegrabenen Versuchsflächen in zeitlicher Verkürzung auf. Je nach Zeitpunkt des Umgrabens wurden verschiedene Lebensformtypen gefördert: "Die im Herbst grabenen Parzellen wei-

sen im folgenden Jahr einen hohen Therophytenanteil auf. Auf den im März/ April gegrabenen Parzellen ist der Entwicklungszeitraum für die Annuellen zu kurz. Sie kommen im gleichen Jahr nicht mehr zur Entwicklung und erreichen auch im folgenden Jahr nur einen geringen Deckungsanteil (ca. 10%). Dagegen profitieren die Geophyten von der Bodenlockerung im Frühjahr am stärksten" (WOLF 1985). Auf den im März und April umgegrabenen Flächen tritt daher das Therophytenstadium nur untergeordnet in Erscheinung.

2.1.2.11 Entkrautung von Kleingewässern

Die Krautschicht in Kleingewässern spielt als Faktor für die Habitatauswahl für Amphibien und Libellen eine große Rolle. Je höher die Deckung durch Wasserpflanzen ist, desto weniger entspricht dies den Habitatansprüchen von Pionieren (Kleine Pechlibelle, Gelbbauchunke u.a.). BRÄU (1990) konnte außerdem nachweisen, daß eine zu dichte Wasserpflanzenvegetation sich negativ auf die Artenzahlen der Libellen niederschlagen kann. Ihren Untersuchungen zufolge wirkt sich ein **aquatischer** Vegetationsanteil von 50% am günstigsten auf die Libellen aus. "Die geringste Artenzahl tritt bei einem aquatischen Vegetationsanteil von weniger als 5% auf. Aber auch ein zu hoher Anteil an Wasserpflanzen scheint sich eher negativ auf die Libellenvorkommen auszuwirken, da die Artenzahlen ab einem im Durchschnitt 50%igen bis 95%igen Vegetationsanteil ständig abnehmen" (BRÄU 1990). Andererseits wirken sich hohe Anteile an **amphibischen** Pflanzen positiv auf die Artenzahlen aus. WEBER (1990) spricht die Verlandung als eine der wesentlichen Gefährdungsursachen für Libellenpopulationen an und schlägt die Räumung der betroffenen Kleingewässer, jeweils in Teilbereichen und zeitlich gestaffelt, vor. **Unter Einbeziehung der Ergebnisse von BRÄU (1990) scheint es allerdings ratsam (es sei denn, die Förderung von Pionieren steht im Vordergrund), dabei im wesentlichen die submerse Vegetation zu entfernen, die amphibische Zone hingegen weitgehend zu schonen.**

2.1.3 Spezielle Maßnahmen des Artenschutzes

Durch gezielte Maßnahmen werden einzelne, meist gefährdete oder stark gefährdete Arten gefördert, wobei der betriebene Aufwand meist mit dem Grad der Gefährdung zunimmt. Vor allem Ornithologen waren in dieser Hinsicht aktiv.

2.1.3.1 Zielart Wanderfalke

Bestes Beispiel für intensiv betriebene Hilfsmaßnahmen sind die Aktionen der Arbeitsgemeinschaft zur Wiedereinbürgerung des Wanderfalken, die die Ansiedlung und Ausbreitung des Wanderfalken in Baden-Württemberg sowie in Bayern unterstützte (SCHILLING & ROCKENBAUCH 1985, HEPP 1982). Da der Wanderfalke für seinen Horst hohe, senkrechte Wände bevorzugt, konzentrierten sich die Bemühungen in Bayern auf die Abbruch-

wände der Buntsandsteinbrüche im Maintal, die eine Höhe von bis zu 70m erreichen können. Da für eine erfolgreiche Brut vor allem witterungs- und hangwassersichere Bereiche nötig sind (die in Steinbrüchen meist nicht allzu häufig anzutreffen sind), richteten sich die Tätigkeiten der AGW auf die Schaffung und Ausgestaltung geeigneter Horstplätze; dies geschah z.T. durch Herausarbeiten von Höhlen oder das Aufmauern von Plattformen unterhalb von Vorsprüngen. In beiden Fällen wurde auf eine fachgerechte Drainage Wert gelegt. Auch ein anderes Vorgehen führte zum Erfolg: das Brutplatzproblem wurde dadurch gelöst, "daß mehrere große, aus gesägten, verleimten Sandsteinplatten zusammengebaute Nistkästen in die senkrechten Steinbruchwände [...] auf einer entsprechenden Trägerkonstruktion eingesetzt werden" (HEPP 1982).

2.1.3.2 Zielart Uhu

Im Gegensatz zum Wanderfalken stellt der Uhu geringere Anforderungen an die Höhe des Brutfelsens. Die Anlage von Simsen, d.h. von bandartigen Strukturen, spielt bei der Bereitstellung von Horstplätzen für den Uhu eine größere Rolle als die Bereitstellung punktueller Nischen. In zahlreichen Steinbrüchen, z.B. in den Bankkalk-Brüchen, entstanden diese Bänder durch natürliche Verwitterungsvorgänge, in anderen Fällen waren entsprechende Strukturen durch die Abbautechnik induziert (Buntsandstein). Heute wird in vielen Fällen bei der Stilllegung des Steinbruchs bewußt auf die Strukturierung der Bruchwand hingearbeitet, um Brutplätze bereitzustellen (THIELE 1989 mdl.). Die längerfristige Pflege der Brutplätze konzentriert sich auf die Reduzierung des Gehölzaufwuchses auf den Simsen, der nicht überhandnehmen sollte.

2.1.3.3 Zielart Flußregenpfeifer

Zur Bereitstellung geeigneter Brutflächen für den Flußregenpfeifer wurde auf dem Gelände einer ehemaligen Kalkbrennerei ein Kies-Sand-Gemisch auf einer Fläche von etwa 30 x 13m aufgebracht. Bereits im ersten Jahr nach der Anlage konnte eine erfolgreiche Brut beobachtet werden (HÖLZINGER 1987). Um die Attraktivität der Fläche für den Flußregenpfeifer zu erhalten, müssen regelmäßige Pflegeeinsätze durchgeführt werden, um aufkommende Vegetation zu entfernen.

2.2 Natürliche Entwicklung

Die Sukzession geht solange vor sich, wie sich noch kein Gleichgewicht zwischen den äußeren Faktoren und den Pflanzengesellschaften eingestellt hat (da es sich um zahlreiche Faktoren und gegenseitige Beziehungen handelt, wäre es korrekter, von einer Vielzahl von "Gleichgewichten" zu reden - vgl. DIERSSSEN 1990). Ist ein Gleichgewichtsstadium erreicht, spricht man von der Dauer-Gesellschaft. Auf Steinbruchstandorten, auf denen eine Bodenbildung grundsätzlich möglich ist - also Sohle, flache Abraumhalden etc. -, stehen am Ende der Sukzessi-

onsreihe zonale Waldgesellschaften. Nur auf Extremstandorten, deren Entwicklung meist durch edaphische Extreme geprägt wird (Felswände, Felsköpfe), bildet nicht der Wald, sondern eine azonale, edaphisch bedingte Gesellschaft das Dauer-Stadium. Im Verlauf der Sukzession nehmen der Strukturreichtum und die Artenzahl - sowohl der Pflanzen- als auch der Tierarten - zunächst zu; beide sind i.d.R. vor Erreichen des Dauer-Stadiums am höchsten. Ab einem bestimmten Zeitpunkt wirkt die Artenzunahme selbstverstärkend, da die Varianz der Standortfaktoren durch die bereits vorhandene Biomasse erhöht wird: "Beschattung des Bodens schafft Standorte für schatten- und feuchtigkeitsliebende Arten, zunehmender Bestandabfall und Humusaufbau erhöhen die Wasser- und Nährstoffspeicherung im Boden [...]" (HABER 1983).

Die extremen Bedingungen, wie sie am Beginn einer primären Sukzession - als solche muß die Sukzession in Steinbrüchen aufgefaßt werden - herrschen, begünstigen zunächst Pioniere, und Spezialisten sowohl aus dem Tier-, wie aus dem Pflanzenreich. Im Verlauf der Sukzession werden diese Extrema nivelliert, der Anteil an Pionieren und Spezialisten nimmt dementsprechend ab.

2.2.1 Sukzessionsbestimmende Faktoren und Sukzessionsgeschwindigkeit

Die Geschwindigkeit, mit der die Sukzession voranschreitet, hängt vom Grad des Ungleichgewichts zwischen den etablierten Pflanzengesellschaften und den Standortfaktoren ab. In diesem Zusammenhang ist vor allem - da meist limitierender Faktor - die Nährstoff- und Wasserversorgung von großer Bedeutung. Je höher die Nährstoffversorgung eines Substrats bei gleichzeitiger ausreichender Versorgung mit Wasser ist, desto schneller werden i.d.R. die Sukzessionsstadien einander ablösen; nicht, weil Gesellschaften früherer Sukzessionsstadien nicht von einer besseren Nährstoffsituation profitieren könnten, sondern weil sie von konkurrenzkräftigeren Pflanzen verdrängt werden (Unterschied zwischen physiologischem und ökologischem Optimum). Die hohe Phytomasseproduktion bei günstigen Nährstoffbedingungen prägt dabei in entscheidendem Maß das Konkurrenzgeschehen: Der Lichtgenuß niedrigwüchsiger Arten wird eingeschränkt, die Keimungsbedingungen verändert, die Extreme des Mikroklimas werden abgeschwächt, die Standortbedingungen insgesamt nivelliert. Da der mikrobielle Abbau durch die geringe Bodenentwicklung in Steinbrüchen und die häufig extremen Standortbedingungen gehemmt sein kann, ist die Bildung von Streuauflagen nicht selten. Wie HENRION (1985) in Kalkbrüchen Nordrhein-Westfalens feststellen konnte, induzieren sie zusätzlich einen Konkurrenznachteil für niedrigwüchsige und lichtbedürftige Arten der Halbtrockenrasen, erschweren das Auflaufen von Lichtkeimern und führen zu einer Eutrophierung, was vor allem den seltenen Arten der mageren Standorte zum Verhängnis werden kann. Auf diese Weise wurden bereits Enziane nachhaltig aus den Flächen verdrängt (ebd.).

Wenn die Nährstoff- und Wasserversorgung dagegen gerade ausreicht, die Etablierung spezialisierter Pflanzenarten zu ermöglichen, werden keine raschen Sukzessionsabläufe stattfinden, da die Phytomasseproduktion gering bleibt. In diesem Fall sind in erster Linie endogene Mechanismen für die Nährstoffanreicherung und damit den Sukzessionsfortschritt verantwortlich. Dazu gehören der Aufschluß und der Transport von Nährstoffen aus tieferen Schichten, deren Anreicherung und Umsetzung in der Streu sowie vor allem die Stickstoffanreicherung durch Leguminosen und andere mit stickstofffixierenden Symbionten lebende Pflanzenarten (Erlen). Die Bedeutung dieser Symbiose für die Stickstoffanreicherung und damit den Sukzessionsfortschritt zeigen Untersuchungen aus England: Durch die Benachbarung zu (Stickstoff fixierenden) Erlen erreichten Bergahorne auf Halden der Kaolin-Industrie annähernd gleiche Wuchsleistungen wie auf "normalen" Standorten. Dagegen führte bereits ein geringer Abstand zu den Erlen zum Absterben der Keimlinge (BRADSHAW 1989). Sieht man also von möglichen äußeren Einwirkungen ab, so sind auf primären Standorten stickstofffixierende Pflanzen die treibende Kraft bei der Entwicklung und Sukzession von Ökoystemen (BRADSHAW 1989).

2.2.2 Auswirkungen auf die Pflanzenwelt

(1) Lebensformspektrum

Im Verlauf der Sukzession verschieben sich die Anteile der Lebensformtypen und der zur vegetativen Vermehrung fähigen Arten. Auf kiesig-sandigen Rohböden nahm - den Untersuchungen von WOLF (1985) zufolge - der Anteil einjähriger Pflanzen (Therophyten) nicht nur an der Gesamtartenzahl, sondern auch am Gesamtdeckungsgrad im Verlauf des Beobachtungszeitraumes von 18 Jahren deutlich ab (ebd.). Therophyten sind in der Regel Kurzzeitbesiedler (Besiedlungsdauer weniger als 5 Jahre - WOLF 1985), die - wenn keine weiteren Eingriffe in den Boden erfolgen - über kurz oder lang ausbleiben (vgl. auch GROSS 1990). Der Anteil der nicht zur vegetativen Vermehrung fähigen Arten betrug am Beginn der Sukzession 95%; ihr Anteil pegelte sich im Verlauf von 15 Beobachtungsjahren bei 60% ein.

Bei der vegetativen Verbreitung scheint die Fähigkeit zur Rhizombildung (Beispiele: *Epilobium angustifolium*, *Poa angustifolia*, *Calamagrostis epigeios*) eine entscheidende Rolle zu spielen, erst danach folgen Pflanzen, die sich durch Wurzelsprosse und Ausläufer ausbreiten (ebd.). Im Verlauf der weiteren Sukzession gewinnen Hemikryptophyten, später Phanerophyten an Bedeutung (s. Tab.2/2, S. 105). Diese Entwicklung bezieht sich nicht nur auf den qualitativen (Artenzahl), sondern auch auf den quantitativen Aspekt (Deckung).

(2) Biomasse

Die Produktion von Biomasse nimmt bis zum Erreichen eines Gleichgewichtszustandes i.d.R. zu. Dabei verschiebt sich zunächst das Verhältnis von oberirdischer zu unterirdischer Biomasse in charakteri-

Tabelle 2/2

Beziehung zwischen dem Anteil der Lebensformtypen und dem Alter des Standorts (leicht verändert nach POSCHLOD & MUHLE 1985)

Alter	T	G	H	C	P	GZ
3	10	1	23	-	3	37
5	5	2	18	1	3	29
10	7	2	34	4	7	54
15	6	2	43	4	8	63

T = Therophyt

G = Geophyt

H = Hemikryptophyt

C = Chamaephyt

P = Phanerophyt

GZ = Gesamtzahl

stischer Weise. Im Therophytenstadium wird mehr oberirdische als unterirdische Masse produziert (die Pflanze "investiert" ja in den Samen, nicht in das Wurzelsystem). Je mehr die Hemikryptophyten zunehmen, desto stärker verschiebt sich das Verhältnis zugunsten unterirdischer Phytomasse (BORN-KAMM, zit. in WOLF 1985). Dementsprechend nimmt die Wurzelkonkurrenz zu; während der Wurzelraum stark durchwurzelt ist, entsteht auf der Oberfläche eher der Eindruck einer lückigen Bedeckung.

(3) Weitere Aspekte

Da die Vegetationsentwicklung in den Grundlagenkapiteln (Kap. 1.4.2.1 bis Kap. 1.4.2.6) bereits ausführlich besprochen wurde, sei an dieser Stelle nur noch auf einige Besonderheiten hingewiesen.

Sowohl in den Untersuchungen von WOLF (1985) als auch von POSCHLOD & MUHLE (1985) zeigen sich am Beginn der Sukzession zahlreiche Arten der nitrophilen Wildkrautgesellschaften. Sie etablieren sich jedoch nicht längerfristig; ihre Artenzahl schrumpft innerhalb von 15 Jahren von 27 auf 7 (WOLF 1985). Bei den Erhebungen von POSCHLOD & MUHLE (1985) zeichnet sich bereits nach 5 Jahren ein deutlicher Rückgang derjenigen Arten ab, die der Klasse ARTEMISIETEA und PLANTAGINETEA zuzurechnen sind.

2.2.3 Auswirkungen auf die Tierwelt

Die Individuenzahl als auch die Artenzusammensetzung der Fauna ist vom Stand der Vegetationsentwicklung abhängig. MORRIS (1971) betont, daß für die Etablierung der meisten Tierarten (ausgenommen monophage), weniger die Anwesenheit bestimmter Pflanzenarten den Ausschlag gibt, sondern daß die Raumstruktur der entscheidende Faktor sei. Am Beginn der Sukzession ist keine oder nur eine geringe Strukturierung des Raumes vorhanden, die vor allem von Spezialisten genutzt wird. Mit begin-

nender Verbuschung löst sich der Zusammenhang von Tierarten- und Pflanzenartendiversität; dagegen treten Strukturmerkmale der Vegetation als bestimmende Parameter stärker in den Vordergrund. **KÖHLER et al. (1989) kommen in ihrer Untersuchung der Wirbellosen-Fauna von unverbuchten und verbuchten Trockenhängen zu dem Ergebnis, daß vom unverbuchten zum verbuchten Stadium innerhalb der Tier-Assoziationen sowohl die Arten- als auch die Individuenzahlen zunehmen und sich dabei auch die Diversität erhöht.** Auslösende Faktoren sind neben der raumstrukturellen Diversität auch das erhöhte Nahrungsangebot und die mikroklimatisch ausgeglicheneren Bedingungen. Eine Ausnahme waren saprophage Tiergruppen (Springschwänze, Asseln), deren Artenzahlen auf der verbuchten Fläche geringer waren als auf der unverbuchten.

Eine Sukzession findet also nicht nur im Bereich der Vegetation, sondern auch im Bereich der Tierwelt statt (für aquatische Arten gilt dies sinngemäß - vgl. HEBAUER 1988). **Auf ein bestimmtes Stadium fixierte Tierarten (s. Tab. 2/3 S. 106) können den Steinbruch folglich nur während einer gewissen Zeitspanne nutzen, die durch die Geschwindigkeit der Sukzession auf verschiedenen Ausgangsgesteinen und in verschiedenen Expositionen unterschiedlich lang sein kann. Je enger eine Tierart an ein bestimmtes Sukzessionsstadium gebunden ist - wie z.B. der Flußregenpfeifer an vegetationsfreie ebene Flächen - desto eher wird sie durch Strukturveränderungen verdrängt oder beeinträchtigt.**

2.3 Nutzungsumwidmungen / Störeinflüsse

Dieses Kapitel befaßt sich mit funktionalen Zusammenhängen in Situationen, in denen Anliegen des Natur- und Artenschutzes mit anderen Interessen oder unerwünschten Entwicklungen konkurrieren oder gar kollidieren.

2.3.1 Eutrophierung von Steinbruchgewässern

Seen können in Steinbrüchen durch Sammlung von Oberflächenwasser an undurchlässigen Stellen entstehen. Gelegentlich kann auch Kluftwasser in geringen Schüttungsmengen auftreten. Steinbruchseen sind - wie andere Stillgewässer auch - potentiell durch beschleunigte Eutrophierung bedroht, die durch übermäßige Nährstoffanreicherung in Gang gesetzt wird. Verantwortlich sind in erster Linie Stickstoff- und Phosphatverbindungen, wobei letzteren meist die größere Bedeutung zukommt (KRAFT 1984). Quellen des unerwünschten Nährstoffeintrags in Steinbruchseen sind zum einen Verunreinigungen durch Deposition von Schutt und Abfallstoffen, zum anderen indirekte Einträge von Düngern aus der Landwirtschaft, durch Oberflächenwasser oder Niederschläge (der SRU quantifiziert die Menge des bei der Düngung freiwerdenden Stickstoffs auf etwa 0,2 - 1% des zu Düngungs-

Tabelle 2/3

Bewohner unterschiedlicher Sukzessionsstadien ohne Berücksichtigung der Gesteinsart (Beispiele)

Bewohner vegetationsloser Flächen und Gewässer	
<u>Heuschrecken</u>	
<i>Oedipoda caerulescens</i>	Blauf. Ödlandschrecke
<i>Oedipoda germanica</i>	Rotfl. Ödlandschrecke
<i>Platycleis albopunctata</i>	Westl. Beißschrecke
<i>Tetrix bipunctata</i>	Zweipunkt- Dornschröcke
<u>Libellen</u>	
<i>Libellula depressa</i>	Plattbauch
<i>Sympetrum div.spec.</i>	Heidelibelle
<i>Ischnura pumilio</i>	Kl. Pechlibelle
<i>Orthetrum brunneum</i>	Südl. Blaupfeil
<i>Orthetrum cancellatum</i>	Gr. Blaupfeil
<u>Amphibien</u>	
<i>Bombina variegata</i>	Gelbbauchunke
<i>Bufo viridis</i>	Wechselkröte
<i>Bufo calamita</i>	Kreuzkröte
<u>Vögel</u>	
<i>Charadrius dubius</i>	Flußregenpfeifer
<i>Oenanthe oenanthe</i>	Steinschmätzer
<i>Motacilla alba</i>	Bachstelze
Bewohner von Flächen mit geschlossener Krautschicht (mit einzelnen Gehölzen) bzw. Gewässern mit geringer Vegetation	
<u>Heuschrecken</u>	
<i>Phaneroptera falcata</i>	Sichelschrecke
<i>Chrysochraon brachyptera</i>	Kl. Goldschrecke
<i>Myrmetotettix maculatus</i>	Gefleckte Keulenschrecke
<u>Libellen</u>	
<i>Lestes virens</i>	Kl. Binsenjungfer
<i>Sympecma fusca</i>	Gemeine Winterlibelle
<i>Gomphus pulchellus</i>	Westl. Keiljungfer
<u>Amphibien</u>	
<i>Triturus alpestris</i>	Bergmolch
<i>Rana temporaria</i>	Grasfrosch
<u>Vögel</u>	
<i>Lanius collurio</i>	Neuntöter
<i>Lullula arborea</i>	Heidelerche
<i>Anthus campestris</i>	Brachpieper
Bewohner fortgeschrittener Sukzessionsstadien (gebüschreich) bzw. Gewässern mit ausgeprägtem Pflanzenbewuchs	
<u>Heuschrecken</u>	
<i>Tettigonia cantans</i>	Zwitscherschrecke
<i>Tettigonia viridissima</i>	Grünes Heupferd
<i>Pholidoptera griseoaptera</i>	Strauschschrecke
<u>Libellen</u>	
<i>Erythromma viridulum</i>	Kl. Granatauge
<i>Coenagrion pulchellum</i>	Fledermaus-Azurjungfer
<i>Aeschna mixta</i>	Herbst-Mosaikjungfer
<i>Lestes dryas</i>	Glänzende Binsenjungfer
<i>Pyrrosoma nymphula</i>	Frühe Adonislibelle
<u>Amphibien</u>	
<i>Rana "esculenta"</i>	"Wasserfrosch"
<i>Triturus vulgaris</i>	Teichmolch
<u>Vögel</u>	
<i>Phylloscopus spec.</i>	Laubsänger
<i>Sylvia communis</i>	Dorngrasmücke

zwecken ausgebrachten Gesamtstickstoffs - SRU 1985). Eine andere Quelle ist die bewußte Düngung zu fischereilichen Zwecken (s. auch Kap.2.3.2, S. 107). Dies kann sich im Extremfall in Algenblüten, Sauerstoffschwund und Anreicherung des Tiefenwassers mit Schwefelwasserstoff, Methanbildung bis hin zu Fischsterben äußern (KRAFT 1984).

Die Auswirkungen der Düngung fallen um so mehr ins Gewicht, je geringer das Wasservolumen im Verhältnis zu seiner Oberfläche ist. Oder anders ausgedrückt: je tiefer der See, um so resistenter ist er gegenüber den genannten Schadfaktoren. Als kritische Wassertiefe müssen nach Untersuchungen von GLÄNZER (1972, zit. in KRAFT 1984) etwa 10 m angenommen werden. Dabei ist gewährleistet, daß sich während der Winter- und besonders während der Sommermonate eine Sprungschicht ausbilden kann. Sie verhindert eine Umwälzung des Wassers und damit, "daß die mikrobiellen Abbauvorgänge aufgrund der höheren Wassertemperatur [auch in der Tiefenzone - Anm. d. Verf.] rascher ablaufen" (KRAFT 1984). Im gegenteiligen Fall - ohne Sprungschicht - "tritt im Verein mit der instabilen Schichtung eine schnellere und stärkere Rückdüngung der trophogenen Zone des Wassers durch Freisetzen und Hochspülen von Nährstoffen aus dem Sediment ein" (KRAFT 1984).

2.3.2 Beeinflussung durch fischereiwirtschaftliche Aktivitäten

Steinbrüche, in denen sich dauerhafte Seen bilden, sind verständlicherweise ein Anziehungspunkt für Angelsportvereine und private Fischzüchter. Neben der Beunruhigung vor allem störungsempfindlicher Arten, beeinflußt die Tätigkeit der Angler/Fischzüchter das Steinbruchgewässer in direkter Weise:

- Durch das Einsetzen von Fischen (neben "Friedfischen" wie Karpfen auch "Raubfische" wie Hecht und Barsch) wird die potentielle Eignung eines Steinbruchsees für Amphibien, bedingt durch die erhöhte Mortalität von Amphibienlaich und -larven, durch Fischfraß herabgesetzt. **Bedeutsam in diesem Zusammenhang ist, daß nicht nur sogenannte "Raubfische" wie Hecht, Forelle und Barsch den Amphibiennachwuchs dezimieren, sondern auch Karpfen und Schleie (JAKOBUS 1986).** Von der Prädation durch Fische ausgenommen ist nach Untersuchungen von JAKOBUS nur die Erdkröte, die von allen Fischarten gemieden wird.
- Der Einsatz von Fischen erfordert meist eine Reihe von vorbereitenden oder regelmäßig wiederkehrenden Maßnahmen: Kalkung und Düngung der Gewässer müssen vor allem dann durchgeführt werden, wenn der pH-Wert für Fische zu niedrig ist (z.B. Seen in Granitbrüchen) und nur ein geringes Nährstoffangebot vorhanden ist. Damit verändern sich mit dem Wasserchemismus auch die oligotrophen zugunsten meso- (bis eu-) tropher Verhältnisse.

2.3.3 Störung und Beeinflussung durch Freizeitaktivitäten

Auch vermeintlich praktikierbare Mehrfachnutzungen (Naturschutz und extensive Erholung u.ä.) werfen Probleme auf: Gerade in kleineren Brüchen gehen Kompromißlösungen - also die Etablierung zweier oder mehrerer Nachnutzungsvarianten - häufig auf Kosten des Erfüllungsgrades der Funktion Naturschutz. Dazu FELDMANN (1987): "In kleinträumigen, reich strukturierten Abgrabungen [...] sind nach allen vorliegenden Erfahrungen zusätzliche Nutzungen auszuschließen, wenn man den Schutzzweck nicht verfehlen will. Erst in Abgrabungen über 100ha sieht REICHHOLF (1975) eine Mehrfachnutzung für tolerierbar an, wenn eine zeitliche [...] und räumliche Trennung [...] der Funktionen möglich ist" (ebd.)

(1) Auswirkungen auf die Pflanzenwelt

An attraktiven Steinbruchgewässern - besonders in Granitbrüchen des Bayerischen Waldes und des Fichtelgebirges - herrscht oft ein reger Bade- und Freizeitbetrieb. Nicht selten hinterläßt dies tiefe Spuren - auch im wörtlichen Sinn -, was sich dahingehend auswirken kann, daß die häufig an sich schon recht spärliche Ufervegetation zerstört wird. Doch nicht nur der Badebetrieb schädigt Flora und Vegetation: Auch Freizeitaktivitäten wie Motocross oder Mountain-Biking können die Vegetationsentwicklung stören oder die Pflanzen beschädigen. Ähnliche Auswirkungen haben Grill- und Spielplätze.

Durch das Klettern wird zwar vornehmlich die Tierwelt beeinflußt (s.u.), doch impliziert die Kletterpraxis auch, daß Griffe und Tritte (Ritzen, Simse und Fugen in der Felswand) regelmäßig von Vegetation und Humus "gereinigt" werden, um einen sicheren Halt zu gewährleisten. Betroffen sind vor allem Arten der Klasse SEDO-SCLERANTHETEA, die als Spezialisten diese flachgründigen Extremstandorte besiedeln.

Bei der Einrichtung von Anlagen für die intensive Erholungsnutzung in Steinbrüchen (Hundeübungsplatz, Schießanlage etc.) summieren sich die negativen Auswirkungen für den Natur- und Artenschutz: sie äußern sich in Überbauung und Planierung sowie mehr oder minder regelmäßigen Störungen durch den Erholungsbetrieb.

(2) Auswirkungen auf die Tierwelt

Die Tiergruppen reagieren unterschiedlich auf Störungen; während bei den Wirbellosen die Einflüsse von Freizeitaktivitäten vermutlich nur eine untergeordnete Rolle spielen, wirken sie sich bei den Wirbeltieren wesentlich stärker aus. Bezüglich der Einflüsse auf die Vogelwelt existieren detaillierte Untersuchungen.

Häufig kommt es nicht auf den Umfang der Störungen an, sondern nur auf die Tatsache, daß sie überhaupt stattfinden. Für empfindliche Arten ist daher die Quantität der Störung (ob 1 oder 10 Kletterer) irrelevant, sie reagieren auf die Störung als Qualität an sich (vgl. REICHHOLF & REICHHOLF-RIEHM 1982). Die Etablierung von Einrichtungen

für die intensive Erholungsnutzung (s.o.) und der Schutz störungsempfindlicher Tierarten schließen sich daher aus. Störungen können sich verschieden manifestieren:

- direkte Zerstörung von Gelegen (Flußregenpfeifer);
- dauerhafte Vertreibung störungsempfindlicher Arten aus den betroffenen Flächen;
- zeitweise Vertreibung, die während der Brut den Erfolg des Brutgeschäftes in Frage stellen kann;
- Verminderung der Nahrungsgrundlage.

Viele Arten - vor allem Felsbrüter wie der Uhu, Wanderfalke und Dohle, aber auch der Flußregenpfeifer - dulden u.U. einen regulären Steinbruchbetrieb, sofern der Brutplatz nicht unmittelbar betroffen ist (SCHERZINGER 1987, TRAUTNER & BRUNS 1988, HEPP 1982). Dabei spielt der Gewöhnungseffekt an permanente Störungen eine entscheidende Rolle. Nicht auszuschließen ist, daß für manche Ereignisse - wie beispielsweise das Geräusch einer Sprengung - kein "Feindbild" existiert. Sie reagieren allerdings äußerst empfindlich auf das Betreten (oder Beklettern) des von ihnen beanspruchten Bereichs, wobei unterschiedliche Fluchtdistanzen bestehen. Klettersteige oder Freikletterer in der Wand machen diese weit über den eigentlichen Kletterbereich hinaus für empfindliche Arten unbewohnbar oder stellen den Bruterfolg in Frage. Häufige Störungen führen auch beim Flußregenpfeifer zur Aufgabe des Geleges (HÖLZINGER 1987). Eine Nachbrut wird nach einem Mißerfolg meistens nicht mehr versucht. Selbst "harmlose" Tätigkeiten im Rahmen der extensiven Erholung, wie Wandern oder Naturbeobachtung, die sich (meist) nicht unmittelbar im Brutbereich abspielen, werden von empfindlichen Arten nicht toleriert (SCHERZINGER 1987).

Wie stark, ja entscheidend sich selbst anscheinend geringe Störungsursachen auswirken können, wurde von REICHHOLF & REICHHOLF-RIEHM (1982) am Beispiel von Entenbrutbeständen am Inn hinreichend dokumentiert: Ein bis zwei Angler am Tag verursachten den Rückgang des Brutbestandes um 90%, wobei seltenere Arten am empfindlichsten reagierten. Auch von anderen Tiergruppen, beispielsweise Reptilien, ist bekannt, daß sie bei Überschreiten einer gewissen Störungsfrequenz, die allein durch Spaziergänger gegeben sein kann, Habitate aufgeben (BLAB 1982, zit. in HÖLZINGER 1987).

Durch die Entfernung von Pflanzen von Felsbändern und Fugen (s. voriges Kapitel) wird das Nahrungsangebot für Spezialisten (Schmetterlinge, Hautflügler u.a.) geschmälert. Darüber, wie schwerwiegend diese Eingriffe sind, lassen sich aufgrund mangelnder Untersuchungen keine Aussagen machen.

2.3.4 Beeinflussung durch Manövertätigkeit

In einigen Steinbrüchen könnte Manövertätigkeit zu nachhaltigen Schäden führen. WEBER (1990) berichtet von der Gefährdung und Beunruhigung der

Tier- und Pflanzenwelt des Steinbruchs am Eichelberg - ein geschützter Landschaftsbestandteil - durch Manöverinsätze amerikanischer Truppen.

2.4 Pufferung

Während der letzten Jahre erfreute sich der Begriff der "Pufferung" einer immer stärker werdenden Beliebtheit im Naturschutz. Kaum ein Pflege- und Entwicklungsplan, der heutzutage nicht einen Pufferstreifen oder ähnliches um die zu schützenden Flächen vorschlägt! Es war die Reaktion auf die Erkenntnis, daß Störeinflüsse nicht an der Grenze zum Naturschutzgebiet oder zu sonstigen schutzwürdigen Flächen haltmachen, sondern diese teilweise bis weit jenseits der Grenzen beeinflussen und beeinträchtigen können. Im Unterschied zu Störungen, die eine Fläche unmittelbar beeinträchtigen (Kap.2.3, S. 105) handelt es sich um randliche Einflüsse und Beeinträchtigungen, die von angrenzenden Flächen ausgehen. In den meisten Fällen geschieht die Beeinträchtigung der Nachbarflächen unbeabsichtigt bzw. stellt einen unerwünschten Nebeneffekt dar.

Traditionell sind es vor allem stoffliche Einträge, verursacht etwa durch Dünger, Herbizide oder Pestizide, die als unerwünscht deklariert werden. Die Definition der Störeinflüsse wird im folgenden jedoch auch auf immaterielle Beeinträchtigungen erweitert, wie sie z.B. durch Erholungssuchende auf Kontaktflächen verursacht werden können. Der Einfachheit halber wird im folgenden der Begriff "Beeinträchtigung" sowohl für materielle als auch immaterielle negative Einflüsse verwendet; Flächen, von denen die Beeinträchtigungen ausgehen, werden im folgenden "Kontaktflächen" genannt, Flächen, die weitgehend frei von Beeinträchtigungen gehalten werden sollen, werden "Schutzareal" genannt.

Die (Schad-) Wirkung von Beeinträchtigungen ist das Produkt mehrerer Faktoren, die einerseits im Störgegenstand selbst begründet liegen können, andererseits von Eigenschaften des beeinflussten Gebiets abhängig sind.

- Zeitliche Dauer der Beeinträchtigung/anhaltende Wirkung der Beeinträchtigung. In der Regel sind die Auswirkungen von Beeinträchtigungen um so gravierender, je häufiger oder je länger eine Beeinträchtigung anhält. Allerdings gibt es einige bemerkenswerte Ausnahmen: Manche Tierarten können sich schnell an regelmäßige wiederkehrende Beeinträchtigungen gewöhnen. Von Uhu und Wanderfalke ist bekannt, daß sie u.U. Sprengungen auch nahe am Horst dulden können.
- Konzentration/Intensität der Beeinträchtigung und Konzentrationsgefälle. In der Regel sind die Auswirkungen von Beeinträchtigungen um so gravierender, je stärker die stoffliche Konzentration des Störmaterials ist und je kürzer die Wege zwischen Kontaktfläche und Schutzareal sind.

- Empfindlichkeit. Je höher das Konzentrationsgefälle zwischen Kontaktfläche und Schutzareal ist, desto "empfindlicher" reagiert i.d.R. das Schutzareal auf den Eintrag. Die Auswirkung eines Düngereintrags in nährstoffarme Bereiche wird stärkere Veränderungen nach sich ziehen als ein Düngereintrag in eine an sich schon nährstoffreiche Fläche.
- Verhältnis von Fläche zu Randlinie. Schutzareale mit ungünstigem Flächen/Randlinien-Verhältnis bieten mehr potentielle "Angriffsfläche" für Beeinträchtigungen als Schutzareale mit einem günstigen Verhältnis. Dabei gilt, daß die Verhältnisse um so günstiger sind, je größer eine Fläche ist und je mehr sie sich der Kreisform annähert. Sie sind um so ungünstiger, je kleiner eine Fläche ist und je stärker linear oder verästelt ihre Form ist.

Welche Vorgänge sind in bezug auf die Steinbrüche als Beeinträchtigungen aufzufassen? Die Verbreitung von Schadstoffen durch das Grundwasser kann in Steinbrüchen fast völlig ausgeschlossen werden, da nur in seltenen Ausnahmefällen der Grundwasserhorizont durch Steinbrüche angeschnitten wird. Tritt dies doch ein, ist eher eine Verunreinigung durch den Steinbruch (-betrieb) als eine Beeinträchtigung des Geländes zu befürchten.

Größere Bedeutung kommt dagegen den Einwehungen und oberflächigen Einschwemmungen zu. Einwehung von Pestiziden und Dünger sind vor allem dort zu befürchten, wo Steinbruchareal und Ackerflächen ohne trennende Strukturen aneinandergrenzen und die Ausbringung der Substanzen "in hohem Bogen" erfolgt. Für die Verfrachtung des Materials kann schon ein leichter Wind sorgen. Bei der Einschwemmung ist es vor allem humusreiches Material, das von der Steinbruchkante durch Erosionsvorgänge eingewaschen werden kann. Auch unerwünschte Neugier oder Freizeitaktivitäten im direkten Umfeld des Steinbruchs müssen als Beeinträchtigungen aufgefaßt werden, insbesondere dann, wenn sich störungsempfindliche Arten im Steinbruch befinden oder an einer Besiedlung desselben gehindert werden könnten.

Im weiteren Sinn sind es jedoch nicht nur aktive, anthropogen induzierte Vorgänge, die zu unerwünschten Effekten führen können. Randliche Beeinträchtigungen i.w.S. können auch durch natürliche Vorgänge zustandekommen, etwa dann, wenn Steinbruchflächen, die mit dem Ziel der Förderung xerothermophiler Arten offengehalten werden sollen, durch (aufkommende) Gehölze am Steinbruchrand beschattet werden (wie dies in zahlreichen kleinen Keupersandsteinbrüchen bereits der Fall ist).

Eine Abpufferung schützenswerter Flächen ist um so wichtiger, je größer die Empfindlichkeit des Schutzareals ist und je höher das Konzentrationsgefälle und damit steiler der Gradient ist. Die Bedeutung von Pufferzonen steigt auch mit Verschlechterung des Randlinien/Flächengröße-Verhältnisses an: Kleine Flächen sind aufgrund einer im Verhältnis längeren Randlinie stärker den Einflüssen aus der

Umgebung ausgesetzt als große Flächen. Je nach Art der Beeinträchtigung bieten sich unterschiedliche Möglichkeiten an, diese auszuschalten oder zu minimieren:

- Vergrößerung der Distanz zwischen Schutzareal und Kontaktfläche bzw. Verkürzung/Minimierung der gemeinsamen Grenzlinien zwischen Kontaktfläche und Schutzareal. Dies kann meist aufgrund der Tatsache, daß zu wenig Fläche zur Verfügung steht (der Steinbruchbetreiber müßte zusätzlich Randflächen aufkaufen oder anpachten, dürfte diese aber nicht ausbeuten), nicht durchgeführt werden. Insgesamt ist jedoch das Konzept "Pufferung durch Abstand" v.a. in bezug auf stoffliche Einträge als effektiv zu bewerten.
- Bau- oder Pflanzmaßnahmen, die geeignet sind, Beeinträchtigungen abzupuffern. Mehrstufige, mehrreihige Pflanzungen können die Beeinträchtigungen, die durch Einwehungen zustande kommen, bis zu einem gewissen Grad abfangen. Eine - wenn auch eingeschränkte - Wirksamkeit ist ihnen bei der Abpufferung von Störungen durch Besucher zu attestieren. (Ist die "Einblicknahme" in den Steinbruch bereits im Vorfeld ausgeschaltet, fallen die optischen Reize, die die Neugier anstacheln, weitgehend aus. Ein beschwerlicher Zugang kann zudem die Motivation, ein Gelände zu erkunden, entscheidend vermindern). Wälle aus aufgeschobenem Oberbodenmaterial, wie sie als Resultat des Immissionsschutzes anzutreffen sind (s.u.), erfüllen ähnliche Funktionen, passen sich meist jedoch nicht in das Landschaftsbild ein. Stabile Zäune, die Neugierige vom Betreten des Geländes abhalten sollen, erfüllen diesen Zweck nur begrenzt, da sie zum einen nicht selten zum Ziel der Zerstörungswut werden, zum anderen das Deckungsbedürfnis störungsempfindlicher Arten nicht erfüllen können. Neben den geschilderten funktionalen Mängeln sind außerdem Zäune in bezug auf das Erscheinungsbild meist als unbefriedigend einzustufen.
- Managementmaßnahmen an der Steinbruchoberkante. Gegen Einwaschung von humusreichem Material kann bis zu einem gewissen Grad das frühzeitige Abschieben des Oberbodens oberhalb der Steinbruchkante "helfen". Randlichen Beeinträchtigungen i.w.S., wie sie durch natürliche Vorgänge zustande kommen können (etwa dann, wenn Steinbruchflächen, die mit dem Ziel der Förderung xerothermophiler Arten offengehalten werden sollen, durch Gehölze am Steinbruchrand beschattet werden), kann durch entsprechendes Management (Entbuschung etc.) effektiv begegnet werden.

Aus der Praxis sind z.Zt. keine Maßnahmen bekannt, die die Abpufferung von Steinbruchstandorten gegen unerwünschte Einflüsse von außen zum Ziel haben. Durchgängig praktiziert werden jedoch während des Steinbruchbetriebs Maßnahmen des Immissionsschutzes. Sie äußern sich in Abpflanzungen, im Aufschieben des Oberbodens zu Wällen

sowie im Einzäunen des Areals. Als Möglichkeiten der Abpufferung unerwünschter Einflüsse von außen nach Aufgabe des Abbaubetriebes sind sie nur bedingt geeignet.

2.5 Vernetzung und Verbund

Mehr noch als der Begriff der "Pufferung" (Kap.2.4, S. 108) sind die Begriffe "Vernetzung" und "Verbund" von Biotopen zu Schlagwörtern geworden. Beide Begriffe werden fälschlicherweise synonym verwendet. Daher scheint es notwendig, eine klare Definition beider Begriffe an den Anfang des Kapitels zu stellen, die der Arbeit von HEYDEMANN (1988) entlehnt ist:

- **Verbund** ist der flächenhafte oder räumliche Kontakt von Lebensräumen, die miteinander sowohl in Längs- wie in Querrichtung in Beziehung stehen können (vgl. auch JEDICKE 1990). Bei einem **direkten Verbund** stoßen die beiden Biotope unmittelbar aneinander an. Von einem **indirekten Verbund** kann man sprechen, wenn Ökosysteme/ Biotope im Arten-Austausch stehen, sich aber nicht in einem direkten räumlichen Kontakt befinden.
- Der Begriff **Vernetzung** beschreibt hingegen funktionale Bezugssysteme zwischen pflanzlichen und tierischen Organismen, ein Beziehungsgeflecht, dessen Gestaltung auf den autoökologischen und synökologischen Potenzen der Teilnehmer beruht. Die Beziehungsgeflechte haben sich im Lauf der Koevolution herausgebildet und sind weitgehend vordeterminiert, wie z.B. blütenökologische Beziehungen zwischen Pflanzen- und Insektenarten, Beute-Räuber-Beziehungen, Wirt-Parasit-Verhältnis, Art und Weise von Nischenbesetzung usw. Eine **direkte Vernetzung** erfolgt dann, wenn zwei Organismen direkt miteinander in Verbindung treten. Eine **indirekte Vernetzung** liegt vor, wenn zwei Organismen mittelbar über einen dritten Organismus miteinander in Beziehung stehen.

Die **Vernetzung** kann also - im Gegensatz zum **Verbund** - kein Gegenstand der Planung sein. Durch den **Verbund** läßt sich jedoch das **Vernetzungspotential** zwischen zwei Ökosystemen/Biotopen realisieren. Bei einer identischen Form des Verbundes vernetzen sich ökologisch verwandte Biotoptypen viel stärker miteinander als ökologisch ungleichartige Biotoptypen. Eine maximale Vernetzung kann also - zumindest theoretisch - dann erreicht werden, wenn zwei gleichartige Biotope direkt miteinander verbunden werden (z.B. Kalkmagerrasen und aufgelassener Kalkbruch). Je verschiedener die Biotoptypen sind, desto geringer ist das Vernetzungspotential, das verwirklicht werden kann, selbst wenn zwischen beiden ein direkter Verbund hergestellt wird (z.B. Maisacker und Steinbruch). Jede vernünftige Naturschutzstrategie muß daher auf den Verbund von Biotoptypen mit hohem Vernetzungspotential (= ökologisch verwandte Biotoptypen) abzielen (nach QUINGER 1992).

Sinn eines Biotopverbundes ist es einerseits, räumlich getrennte Teilhabitate einer Tierart (Winter-, Sommerlebensraum etc.) zu einem "Gesamthabitat" zu verbinden, andererseits, einen Genaustausch mit anderen Populationen zu ermöglichen. Auswirkungen der Isolation bzw. mangelnden Verbundes sind u.a. die erhöhte endogene Aussterbewahrscheinlichkeit durch genetische Drift (Inzucht, Abnahme genetischer Varianz) sowie die Verringerung der Artenzahl im Verlauf der "Relaxation".

2.5.1 Die "Inseltheorie" und ihre Relevanz für Steinbrüche

McARTHUR und WILSON entwickelten die "Inseltheorie" bei der Betrachtung von Inseln, die durch unterschiedlich große Wasserflächen voneinander isoliert waren. Aus der Annahme heraus, daß es auch auf dem Festland Situationen gibt, in denen einzelne Bereiche isoliert inmitten völlig andersartiger Kontaktflächen eingebettet sind, hat sich in Anlehnung an das von McARTHUR und WILSON geprägte Bild der Begriff der "Habitatinsel" herausgebildet. Ähnlich wie auf einer "echten" Insel vollziehen sich dieselben Gesetzmäßigkeiten in bezug auf das Populationsgeschehen auch auf einer "Habitatinsel". Bei vielen der heute als schutzwürdig geltenden Biotope handelt es sich um (extensiv genutzte) inselartige Restvorkommen inmitten einer land- oder forstwirtschaftlich genutzten Umgebung. In vieler Hinsicht trifft dies auch auf die Situation von Steinbrüchen zu.

Kurz die wichtigsten Hypothesen der Inseltheorie:

- 1) Auf Inseln besteht ein Gleichgewicht zwischen der Zahl der neu einwandernden und der aussterbenden Arten (Turnover). Bei neu zu besiedelnden Inseln liegt die Einwanderungsrate so lange höher wie die Aussterberate, bis ein Gleichgewicht erreicht wird.
- 2) Die Flächengröße einer Insel steht in direktem Verhältnis zu ihrer Artenzahl (Arten-Areal-Beziehung).
- 3) Die Einwanderungsrate hängt von der Größe und Entfernung der Besiedelungsquelle ab, womit der nächstliegende, ähnlich geartete Lebensraum gemeint ist.
- 4) Selbst kleine Inseln können Austauschprozesse erheblich verstärken, indem sie einen vorübergehenden Aufenthalt von Arten erlauben, ohne unbedingt als Dauerlebensraum geeignet zu sein (Trittstein-Effekt).

Die folgenden Kapitel beschäftigen sich mit der Übertragbarkeit dieser Hypothesen auf die Situation, wie sie sich in Steinbrüchen darstellt. Die Hypothesen 1 und 2 finden Eingang in das [Kapitel 2.5.1.1](#) (S. 110) bzw. [2.5.1.2](#) (S. 111) Hypothese 3 in das [Kapitel 2.5.1.3](#) (S. 112). Für die Hypothese 4 liegen keine steinbruchspezifischen Daten vor.

2.5.1.1 Turnover

In Steinbrüchen (als meist erst vor kurzer Zeit geschaffenen Habitatinseln) herrscht i.d.R. noch kein

Gleichgewichtszustand zwischen Einwanderungs- und Aussterbeprozessen. Die Einwanderungsrate überwiegt die Aussterberate.

Anders liegen die Verhältnisse bei älteren Steinbruchstandorten. Dort lassen sich nicht selten im Vergleich zur Umgebung überdurchschnittlich hohe Artenzahlen pro Flächeneinheit feststellen (vgl. KUGLER 1989, SACHTELEBEN 1990 mdl., WARTNER 1983, Kap.1.8.1.1 und 1.8.1.2.) Zwei Erklärungen sind denkbar:

- Überdurchschnittlich artenreiche Steinbrüche finden sich nicht selten in Arealen, in denen eine Intensivierung der Nutzung der Steinbruchumgebung stattgefunden hat. Für dieses Phänomen bietet sich eine plausible Erklärung an, die sich ebenfalls an die Inseltheorie anlehnt: Bei einer Verkleinerung einer Habitatsinsel (z.B. durch Intensivierung der Nutzung) finden sich auf der verbliebenen Restfläche mehr Arten, als aufgrund ihrer Größe zu erwarten wäre (Rückzugsfläche). Auf das Beispiel der Steinbrüche übertragen: Werden extensiv genutzte Bereiche im Umfeld der Steinbrüche zerstört oder/und intensiver genutzt, sind auf den verbliebenen extensiv genutzten Flächen (d.h. auch aufgelassenen Steinbrüchen) mehr Arten zu finden, als aufgrund deren Flächengröße vermutet werden könnte. **Die Gesellschaft befindet sich in diesem Stadium jedoch nicht in einem Gleichgewicht.** "Durch das sukzessive Aussterben von Arten nähert sie sich dem der aktuellen Flächengröße entsprechenden neuen Gleichgewicht an" (PLACHTER 1984). Letztlich kann dies bedeuten, daß sich bei Arten, die heute noch ein Rückzugsgebiet in Steinbrüchen gefunden haben, das Aussterben nur verzögern, nicht jedoch verhindern läßt. Obwohl dieser etwas euphemistisch als "Entspannung" (Relaxation) bezeichnete Vorgang u.U. über längere Zeit hinweg abläuft,

bedeutet dies, daß die Unterschutzstellung von Steinbrüchen ohne Berücksichtigung ihres Umfeldes auf lange Sicht nicht zum gewünschten (Schutz-) Ziel führen kann.

- Zwischen der "Habitatsinsel" Steinbruch und seiner Umgebung (auch, wenn diese intensiv genutzt ist) herrscht keine absolute Isolierung, wie dies beim Übergang Meer/Insel der Fall ist. Eine Infiltrierung des Steinbruchs mit Arten aus Biotopen auch mit geringer ökologischer Ähnlichkeit ist daher möglich.

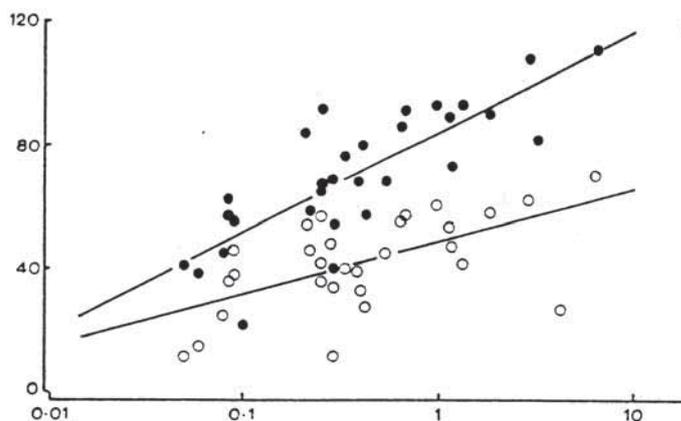
2.5.1.2 Flächengröße

Mit den in Kapitel 2.5.1.1 (S. 110) aufgeführten Einschränkungen, die sich in in erster Linie aus der Tatsache ergeben, daß sich in Steinbrüchen häufig noch kein Populations-Gleichgewicht eingestellt hat, sind Aspekte der Arten-Areal-Beziehungen auch auf Steinbrüche übertragbar.

(1) Bedeutung der Flächengröße für Pflanzen

Englische Untersuchungen (in JEFFERSON & USHER 1986) bestätigen, daß Arten-Arealbeziehungen auch in Steinbrüchen wirksam sind, d.h. daß mit zunehmender Größe der Brüche die Anzahl der Pflanzenarten zunimmt (Abb.2/3, S. 111). In den untersuchten Kalkbrüchen läßt sich dies nicht nur für die Gesamtzahl aller vorgefundenen Arten erhärten, sondern auch bezogen auf die Arten der Kalkmagerrasen und Kalktriften.

(Die in den englischen Steinbrüchen - im Vergleich zu den Kalkbrüchen Bayerns - niedrigeren Artenzahlen lassen sich durch das Fehlen und Zurücktreten kontinentaler und mediterraner Florenelemente erklären).



- Ordinate: Artenzahl
 Abszisse: Flächengröße in ha (logarithmische Darstellung)
 Punkte: Arten-Arealkurve für alle Arten
 Kreise: Arten-Arealkurve für Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in Kalkmagerrasen

Abbildung 2/3

Arten-Areal-Beziehungen in englischen Kalkbrüchen (JEFFERSON & USHER 1986: 79)

Tabelle 2/4

Flächenansprüche einiger Arten für die Etablierung einer stabilen Population (nach DRACHENFELS 1983)

Artengruppe	Flächengröße
<u>Reptilien</u>	
Schlingnatter	4 ha
Zauneidechse	1 ha
<u>Amphibien</u>	
wenig vagile Arten	0,1 ha
vagile Arten	20 - 50 ha
sehr vagile Arten	200 - 1200 ha
<u>Heuschrecken</u>	50 ha
<u>Zikaden</u>	1 ha
<u>Laufkäfer</u>	3 ha
<u>Schmetterlinge</u>	
<i>Parnassius apollo</i>	3 ha
<i>Iphiclides podalirius</i>	50 ha

Unterschreitet eine Habitatinsel die von einer Art benötigte Mindestgröße, die für den Aufbau einer Population notwendig ist, so kann sich keine stabile Lebensgemeinschaft etablieren. Die entsprechende Fläche kann jedoch als Trittstein-Biotop fungieren. Höhere oder sehr hohe Vagilität einer Art führt dagegen i.d.R. dazu, daß der Steinbruch nur Habitat-Teilfunktionen - in räumlicher oder zeitlicher Hinsicht - erfüllt (Uhu, Flußregenpfeifer). Für die letztgenannte Gruppe spielt nicht die reine Flächenausdehnung die entscheidende Rolle bei der Akzeptanz des Steinbruchs, sondern der Erfüllungsgrad von Teilansprüchen durch bestimmte Steinbruchstrukturen (z.B. Steilwand).

Arten-Arealbeziehungen sind für Vögel hinreichend dokumentiert, doch inzwischen liegen auch Untersuchungen zu Libellen vor (BRÄU 1990). "Es zeigt sich, daß die Artenzahl bei den kleinsten Untersuchungsgewässern (bis 150m²) weniger als sieben beträgt, in einem Größenbereich zwischen 200 und 500m² sich aber bereits durchschnittlich um zehn bewegt. Die sinnvolle Flächengröße setzt [...] bei einer Größe von ca. 1.600m²" ein (s. Abb. 2/4, S. 112).

(2) Bedeutung der Flächengröße für Tiere

Die Ansprüche an die Mindestgröße des Habitats sind von Art zu Art verschieden (s. Tab.2/4). In manchen Fällen kann der Steinbruch - obwohl nur von geringer Flächengröße - sämtliche Biotopansprüche einer Art abdecken. Dann entspricht der Steinbruch dem Jahreslebensraum (Beispiel: Geburtshelferkröte). Dabei kommt dem Erfüllungsgrad der Habitat-Ansprüche durch den Steinbruch eine um so höhere Bedeutung zu, je geringer die Vagilität einer Art ist. Je näher der Standort am möglichen Optimum liegt, desto geringer sind die benötigten Mindest-Areale. Auch das Minimum-Areal einer Reihe von Insektenarten kann durch einzelne Steinbrüche abgedeckt werden.

Bei der Frage nach dem benötigten Minimum-Areal ist jedoch Vorsicht geboten: Es ist zu berücksichtigen, daß Arten mit ausgeprägten Populationschwankungen (z.B. Heuschrecken, Schmetterlinge) in ungünstigen Jahren vom "Populationsüberschuß" günstiger Jahre zehren; der Ermittlung der Flächenansprüche sollten daher die Werte der Optimaljahre zugrunde gelegt werden (DRACHENFELS 1983).

2.5.1.3 Entfernung

Der Begriff "Verinselung" kann nicht für sich allein stehen. Er braucht ein Bezugsobjekt, eine Pflanzen- oder Tierart, auf die er angewandt wird. Der **Isolationsgrad** von Habitatinseln ist keine feste Größe; er ist im wesentlichen von der Mobilität/ Vagilität der betrachteten Art, von der zurückzulegenden Entfernung zwischen zwei Habitatinseln, daneben auch von der Lebensfeindlichkeit der Umgebung abhängig (MALTZ 1984). Der Austausch von Tier- und Pflanzenarten zwischen zwei Habitatinseln ist i.d.R. um so besser möglich, je geringer die Entfernung zwischen beiden ist.

(1) Bedeutung der Entfernung für Pflanzen

JEFFERSON & USHER (1986) untersuchten, ob und in welchem Ausmaß die Distanz zwischen Primärstandort und Steinbruch für die Besiedelung mit primärstandorttypischen Arten ausschlaggebend ist. Untersuchungsobjekte waren Kalkbrüche, in denen die Anzahl der Halbtrockenrasenarten festgestellt wurde. Im nächsten Schritt wurde die kürzeste Entfernung zwischen Primärstandort und Steinbruch ermittelt (Abb.2/5, S. 113)

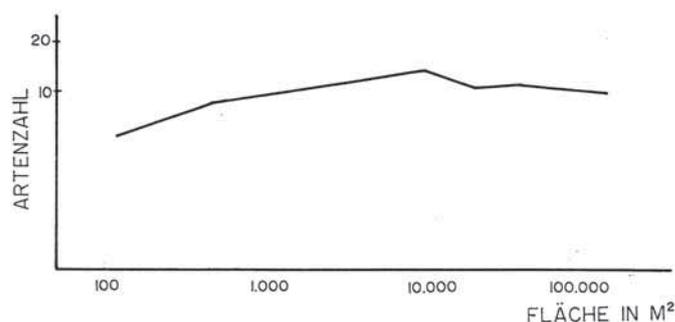
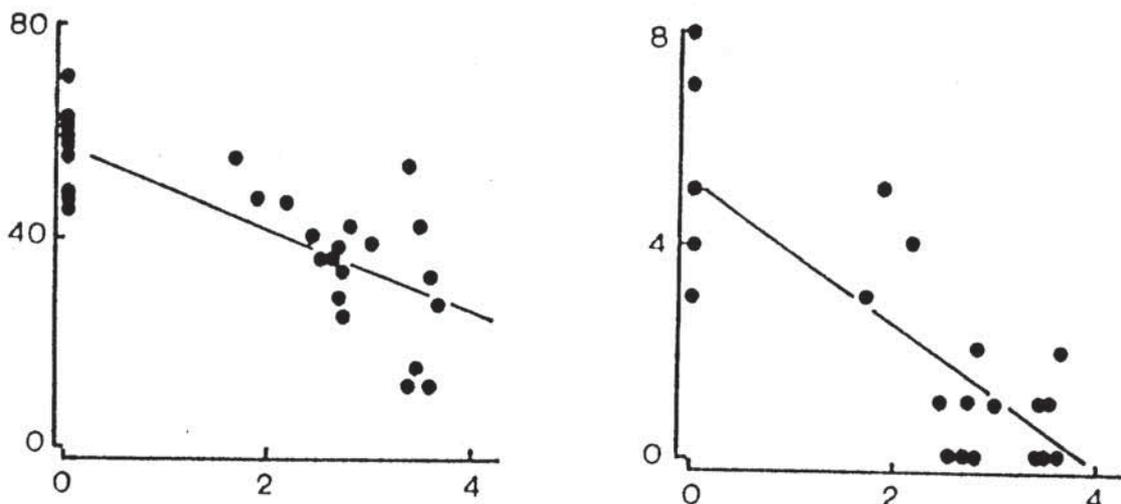


Abbildung 2/4

Arten-Areal-Beziehungen für Libellen
(aus BRÄU 1990, verändert)



Ordinate: Anzahl der Pflanzenarten
 Abszisse: Entfernung zwischen der Probestelle im Steinbruch und dem angrenzenden Kalkmagerrasen in Metern (log)

linke Graphik: Pflanzen mit Verbreitungsschwerpunkt in Kalkmagerrasen

rechte Graphik: Pflanzen mit ausschließlichem Vorkommen in Kalkmagerrasen

Abbildung 2/5

Abhängigkeit zwischen Artenzahl und Entfernung vom nächstgelegenen Lieferbiotop (aus JEFFERSON & USHER 1986: 80)

Abb.2/5 (S. 113) zeigt, daß mit zunehmender Entfernung vom Primärstandort eine geringere Anzahl typischer Arten im Steinbruch anzutreffen ist. Ein Manko dieser Untersuchung ist allerdings, daß sie nicht ausweist, welcher Zeitraum für die Besiedelung der einzelnen Standorte zur Verfügung stand, so daß die Ergebnisse zwar im Sinne der Ausbreitungsbiologie interessant, für die Definition einer "kritischen Entfernung" zwischen Primär- und Sekundärstandort als Planungsinstrument allerdings zu indifferent sind. MALTZ (1984) kommt in seinen Studien in mittelenglischen Wäldern zu dem Ergebnis, daß für die Bodenflora von isolierten Waldstücken eine Entfernung von 800m als kritisch eingestuft werden muß. Inwiefern diese Distanzangabe auch für die vorliegende Fragestellung Gültigkeit hat, muß dahingestellt bleiben.

Weitere Beispiele, die die Bedeutung der Entfernung zwischen Liefer- und Empfängerbiotop verdeutlichen:

- Muschelkalkbrüche im Maintal, die oft in engem Kontakt zu Halb- und Trockenrasen stehen, weisen wesentlich mehr Arten der Trockenrasen auf als Steinbrüche, die zwar im Muschelkalk, jedoch außerhalb des Maintales liegen (MEIEROTT 1989, mdl.).
- Im Sandsteinkeuper zwischen Bamberg und Schweinfurt weisen diejenigen Steinbrüche eine hohe Hieracien-Vielfalt auf, die eng mit benachbarten Trockenstandorten verzahnt sind (MEIEROTT 1989, mdl.).
- Auch englische Untersuchungen bestätigen diese Beobachtungen: Einer der untersuchten Steinbrüche liegt inmitten zahlreicher halbnatürlicher,

extensiv genutzter Biotope. Er ist floristisch reichhaltig ausgestattet; es finden sich in ihm jedoch ausnahmslos Pflanzen, die bereits in der umgebenden Vegetation vorhanden sind. Ein anderer Steinbruch befindet sich dagegen inmitten ackerbaulich intensiv genutzten Landes und beherbergt nur sehr wenige, weit verbreitete Arten (HODGESON 1982).

Die Nähe eines geeigneten Lieferbiotops (Trockenrasen, Felsfluren etc.) zu dem zu besiedelnden Gelände und das Fehlen von Ausbreitungsbarrieren wirkt sich also positiv auf den Parameter "Besiedelungsgeschwindigkeit" und "Artenreichtum" aus. Mit KAULE läßt sich folgendes Resümee ziehen: "Sofern ehemalige Steinbrüche bekannte Fundorte seltener Arten sind, handelt es sich um sehr alte Biotope in der Nähe von Ausbreitungszentren, meist in direktem Kontakt zu ihnen" (KAULE 1986: 407).

Mehrere Steinbrüche scheinen dagegen diese These zu widerlegen, da sie Arten enthalten, die weder in der näheren noch in der weiteren Umgebung vorkommen. Als Erklärungsmöglichkeit hierfür bietet sich an, daß jene Arten inzwischen aus der Umgebung verschwunden sind (z.B. durch Intensivierung), eine Restpopulation hingegen im Steinbruch überleben konnte. Aus englischen Untersuchungen ist ein solcher Fall bekannt: Ein aufgelassener Kalksteinbruch in direkter Nachbarschaft zu einer beweideten Allmende beherbergt zahlreiche, auch seltene Arten, die inzwischen aus der brachgefallenen Allmende verschwunden sind (HODGESON 1982). In Nordbayern liefern die seltenen Flachbärlapparten *Diphysium alpinum*, *D. zeilleri*, *D. issleri*, *D. tristachyum* u.a. hierfür Beispiele. Sie kommen oft nur

in kleinen Populationsinseln in alten Kristallin- oder Sandsteinbrüchen vor, seitdem die einst durch Waldweide und Streunutzung aufgelichteten Umgebungswälder forstlich aufgewertet wurden (z.B. südliche Haßberge, Epprechsstein/WUN).

Abb. 2/6 (S. 114) veranschaulicht die Abhängigkeit zwischen der Artenzahl des Liefer- und des Empfängerbiotops und dem Zeitpunkt der Einrichtung des Empfängerbiotops. Sie liefert den theoretischen Hintergrund für die von KAULE formulierten Aussagen und die von MEIEROTT und HODGESON beobachteten Phänomene.

(2) Bedeutung der Entfernung für Tiere

Steinbrüche können von potentiellen Lieferbiotopen so weit entfernt sein, daß "typische" Arten nicht mehr zuwandern können. HERMANN (1987) erläutert anhand seiner Untersuchungen in Steinbrüchen des Landkreises Böblingen (Baden-Württemberg): "daß in den hier untersuchten Sandsteinbrüchen kaum gefährdete Arten nachgewiesen wurden, hängt damit zusammen, daß in der weiteren Umgebung größere Sandbiotope fehlen, so daß typische 'Sandarten' nicht zuwandern konnten". Auch PLACHTER (1983) kommt zu dem Schluß, daß das Fehlen einiger in Abbaustellen zu erwartenden Arten nicht darauf zurückzuführen ist, daß die benötigten Standortbedingungen nicht gegeben sind, sondern darauf, daß die zu überwindenden Entfernungen zwischen dem nächsten Habitat und der Abbaustelle bereits zu groß sind. Das hat zur Folge, daß isolierte Abbaustellen nur noch von sehr vagilen Arten bzw. von euryöken Arten des umgebenden Gebietes (intensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen, Wald) erreicht werden können.

Der Isolationsgrad von Steinbrüchen, die in ein intensiv landwirtschaftlich genutztes Umfeld eingebettet sind, kann also in bezug auf wenig vagile Arten vergleichbarer Standorte so hoch sein, daß eine Besiedelung nicht mehr möglich ist. Höhere oder sehr hohe Vagilität einer Art führt dagegen i.d.R. dazu, daß der Steinbruch nur Habitat-Teilfunktionen - in räumlicher oder zeitlicher Hinsicht erfüllt (Uhu, Flußregenpfeifer). Die Entfernung spielt für die letztgenannte Gruppe i.d.R. nicht die entscheidende Rolle bei der Besiedlung neuer Lebensräume.

Tabelle 2/5

Artspezifische Untersuchungen über die maximal überwindbare Entfernung zwischen zwei Habitatinseln (PLACHTER 1983, DRACHENFELS 1983, RIESS 1988)

Artengruppe	Entfernung
<u>Amphibien</u>	
wenig vagile Arten	100 m
vagile Arten	0,4 - 1 km
sehr vagile Arten	> 5 km
<u>Schnecken</u>	
	50 - 200 m
<u>Laufkäfer</u>	
flugfähig	15 - 30 km
flugunfähig, große Arten	1 km
flugunfähig, kleine Arten	50 - 200 m
<u>Hautflügler</u>	
Schlupfwespen	6 - 10 km
Bienen, Wespen, solitäre Arten	< 1 km
Bienen, Wespen, soziale Arten	7 - 10 km
<u>Heuschrecken</u>	
	1 - 2 km
<u>Schmetterlinge</u>	
	1 - 3 km

Für einige Artengruppen liegen experimentell überprüfte bzw. geschätzte Daten über die von ihnen überwindbare Entfernung zwischen zwei Habitaten vor (s. Tab.2/5, S. 114).

2.5.2 Die Eignung von Steinbrüchen als Verbund-Elemente

"Es ist das Anliegen der Verbundplanung schlechthin, den Verbund von solchen Biotoptypen zu verbessern, wiederherzustellen oder erst neu anzulegen, die untereinander ein hohes Vernetzungspotential aufweisen und sich im Artenaustausch sinnvoll ergänzen und nicht beeinträchtigen" (QUINGER 1992). Sinnvoller Verbund im Sinne des Artenschutzes kann also nur dort stattfinden, wo "Primär"stand-

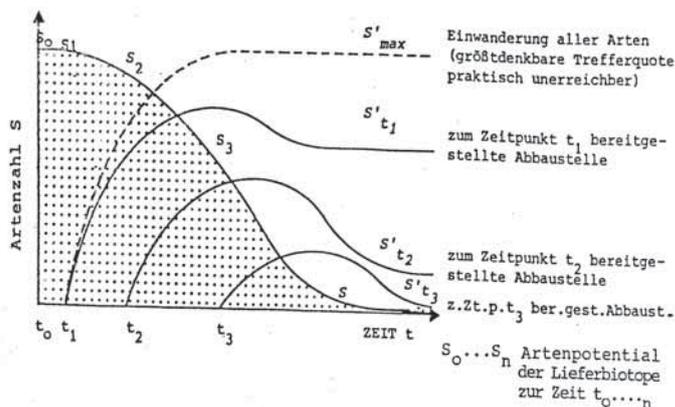


Abbildung 2/6

Abhängigkeit der Artenzahl des Empfängerbiotops vom Zeitpunkt seiner Einrichtung (nach RINGLER 1981)

ort und Verbundelement vergleichbare bzw. ähnliche Standortbedingungen aufweisen. Es gibt jedoch für Steinbrüche - außer der Nährstoffarmut - keinen gemeinsamen Nenner, der auf alle Standortfaktoren gleichermaßen zutrifft. Die Folgerung daraus: **Die Frage der Einbindung von Steinbrüchen in ein Verbundsystem kann nicht allgemeingültig, sondern muß aufgrund der verschiedenen Potentiale von Steinbrüchen unterschiedlichen Ausgangsgesteins naturraumspezifisch beantwortet werden.** Die Überlegung, welche Aufgaben Steinbrüche innerhalb eines Verbundsystems erfüllen können, dürfen daher nicht mit den Steinbrüchen als Mittelpunkt geschehen ("welche Biotop-Typen eignen sich zum Verbund mit Steinbrüchen"), sondern - anders herum - unter der Fragestellung, für welche Biotoptypen sich Steinbrüche als Verbund-Elemente eignen.

Für einige Naturräume läßt sich diese Frage verhältnismäßig einfach beantworten, weil genügend positive Beispiele dafür vorliegen. An erster Stelle genannt seien die seit längerem aufgelassenen Steinbrüche des Altmühltals, die durch ihr beeindruckendes Arteninventar sowohl bei der Pflanzen- als auch der Tierwelt den gelungenen Verbund und den hohen Vernetzungsgrad zu den Magerrasen der Umgebung dokumentieren. In den meisten Fällen ist ein direkter Kontakt zu diesen gegeben. Den Untersuchungen von KUGLER (1989) und SACHTELEBEN (1990 mdl.) zufolge kann dies auch für eine Reihe von Steinbrüchen der nördlichen Frankenalb gelten; im Landkreis Forchheim sind entsprechende Beispiele belegt. Die Eignung von trockenen Kalksteinbrüchen als Verbundelement zu benachbarten oder nahe gelegenen Kalkmagerrasen kann also als erwiesen betrachtet werden (vgl. auch QUINGER 1992). Auch für einzelne Arten haben sich Steinbrüche mit (ephemeren) Kleingewässern als z.T. effektive Verbundelemente erwiesen, beispielsweise für Gelbbauchunke, Kreuzkröte und Kammolch. Dies war selbst dort der Fall, wo keine direkt angrenzenden Lieferbiotope vorhanden waren. Diese Chance

konnten fast ausschließlich vagabundierende Arten bzw. Arten mit einer gewissen Vagilität nutzen.

Schwieriger wird die Frage, mit welchen "Primär"habitaten Steinbrüche dort in den Verbund treten sollen, wo kaum (noch) Lieferbiotope mit ähnlichen Standortvoraussetzungen in der Umgebung vorhanden sind. So können z.B. Steinbruchseen in Granitbrüchen nur unter erschwerten Voraussetzungen als Verbundelemente zu natürlichen Seen fungieren, weil die Naturräume Bayerischer Wald und Fichtelgebirge überaus arm an natürlichen stehenden Gewässern und damit an potentiellen Lieferbiotopen für die Steinbruchseen sind. In solchen Fällen müssen die Erwartungen, die sich mit einem Verbund verknüpfen, entsprechend niedriger angesetzt werden.

Es kann die Regel gelten, daß - soll der Verbund seine Aufgabe erfüllen - der räumliche Abstand zwischen Liefer- und Empfängerbiotop um so geringer sein muß, je kleiner die Verbindungsbiotope sind (und je geringer die Dichtewerte der vorhandenen Restpopulationen auf den Ausgangshabitaten sind - HEUSINGER in KAULE 1986). **Umgekehrt kann gefolgert werden, daß Liefer- und Empfängerbiotop um so größer sein müssen, je höher die Entfernung zwischen beiden ist.** Isolierte Abbaustellen können nur noch von sehr vagilen Arten bzw. von euryöken Arten des umgebenden Gebietes (landwirtschaftliche Flächen, Wald) erreicht werden. Bei kleinen Steinbrüchen inmitten einer landwirtschaftlich intensiv genutzten Umgebung oder auch in ausgedehnten Wäldern ist also die Wahrscheinlichkeit, daß sich dort Arten aus Habitaten mit steinbruch-ähnlichen Standortbedingungen einfinden, demzufolge gering (vgl. PLACHTER 1983). Es ist daher durchweg fraglich, ob sich dort die Aufrechterhaltung und Pflege typischer Steinbruchstandorte "lohnt". Bei Steinbrüchen - selbst mit kleinster Flächenausdehnung - in direktem Verbund zu mehr oder minder offenen Extensivstandorten stellt sich dagegen diese Frage nicht (s.o.).

3 Situation und Problematik der Pflege und Entwicklung

3.1 Praxis

Anspruch auf Steinbrüche wurde bis dato vor allem in Hinsicht auf ihre Wiedernutzbarmachung, ihre ökonomische Re-integration erhoben. Eine Reihe von Arbeiten beschäftigt sich mit der Rekultivierung von Steinbrüchen und Abraumhalden, vorrangig mit dem Ziel, sie einer landwirtschaftlichen oder forstwirtschaftlichen "Nutzung" zuzuführen (NEUMANN 1958, POENICKE 1966, GRANDJOT 1968, WOHLRAB 1970, HEINTZE 1970, SÖHNGEN 1973, SÖHNGEN 1976, WOHLRAB & SÖHNGEN 1977). Lange Zeit waren Steinbrüche sowohl für den staatlichen als auch den privaten Naturschutz kein Thema. 1967 erwähnt DARMER - wenn auch noch deutlich der Rekultivierung untergeordnet - zum ersten Mal die Möglichkeit einer Renaturierung von Steinbrüchen. Angesichts des Vorrangs wirtschaftlicher Aspekte darf es nicht verwundern, wenn im Gegensatz zu den "klassischen" Biotoptypen (z.B. Kalkmagerrasen, Streuwiesen) die Erkenntnis der Schutzwürdigkeit von Steinbrüchen noch nicht überall Fuß fassen konnte.

Nachdem aus den Grundlagenkapiteln der hohe Wert der Steinbrüche für den Biotop- und Artenschutz deutlich hervorgeht, stellt sich die Frage, inwieweit sich diese Erkenntnis in der Schutzgebietsausweisung bereits niedergeschlagen hat. Hier zeichnen sich auf Regierungsebene deutliche Unterschiede ab. Steinbrüche als Naturschutzgebiete oder als Bestandteil von Naturschutzgebieten haben bisher nur die Regierungsbezirke Oberpfalz und Unterfranken ausgewiesen. In Unterfranken besonders hervorzuheben ist die erfreuliche Tatsache, daß Steinbrüche nicht nur als Teil einer größeren NSG-Fläche auftauchen, sondern "per se" als Naturschutzgebiete ausgewiesen sind. Bei den flächenhaften Naturdenkmälern und den geschützten Landschaftsbestandteilen führen Oberbayern und Unterfranken die Liste an (Tab. 3/1, S. 118).

3.1.1 Planung und Gestaltung

Die planerische Gestaltung im Rahmen der Genehmigungsverfahren für den Abbau von Gesteinen bewegt sich häufig auf einem schmalen Grat zwischen ökonomischen Anforderungen und "ökologischen" Zielsetzungen. Forstbehörden dringen auf den Ersatz von Wald, Landwirte auf die Wiederherstellung landwirtschaftlicher Flächen. Derzeit werden die Richtlinien für Anlagen zur Gewinnung von Kies, Sand, Steinen und Erden neu erarbeitet.

Bei der Wiedereingliederung von Abbaustellen spielen optisch-ästhetische Aspekte nach wie vor eine große Rolle. Die Optimierung der Abbruchfläche im Sinne des Naturschutzes gewinnt jedoch immer mehr an Bedeutung. Häufig wird allerdings in der Bestrebung, so viele Biotopelemente wie möglich in einem Steinbruch zu installieren, die

erforderliche minimale Flächenausdehnung des einzelnen Biotopelements unterschritten.

3.1.2 Pflege

Bis heute sind es vor allem private Organisationen, die - je nach Interessenslage - in Steinbrüchen aktiv wurden. Soweit sich dies feststellen läßt, wurden Steinbrüche zuerst von den Ornithologen als schutzwürdige Objekte erkannt und in der Folge zahlreiche, auf gefährdete Einzelarten bezogene Maßnahmen durchgeführt. Diese waren - wie im Falle des Wanderfalken - durchaus erfolgreich und sind meist gut dokumentiert, so daß sich - wenigstens zum Teil - hieraus Empfehlungen ableiten lassen (vgl. HEPP 1982, SCHILLING & ROCKENBAUCH 1985). Andere Versuche des Managements bzw. des Artenschutzes in Steinbrüchen wirken jedoch eher hilflos und schaden womöglich mehr als sie nützen. Hierunter fällt das Aussetzen einer Amphibienpopulation in einem Steinbruch und die dann "notwendig" werdenden Aktivitäten einer örtlichen Initiative, die einen vom Austrocknen bedrohten Tümpel wieder mit Wasser füllte, um eben diese Population zu retten (MOHR 1989, mdl.).

Während in einer Reihe von Arbeiten Vorschläge zur Behandlung von Steinbrüchen gemacht werden (BRADSHAW 1983, BRADSHAW 1989, DICKE 1989, unpubl., NEUHAUS 1987, BAUER 1987, TRAUTNER & BRUNS 1988 u.a.m.), ist die Durchführung von zielgerichteten Pflegemaßnahmen im eigentlichen Sinn der Autorin nur aus einer einzigen Quelle bekannt, nämlich WEBER 1990. Erfahrungen und Bilanzen aus durchgeführten Pflegemaßnahmen liegen nicht vor.

3.2 Meinungsbild

Die Anlage und der Betrieb von Steinbrüchen treffen in der Bevölkerung in der Regel auf wenig Gegenliebe. Diese Reaktion ist nur zu verständlich angesichts der Größe vieler der heute in Betrieb befindlichen Steinbrüche. In einer Zeit, in der viele negative Veränderungen eher schleichend vor sich gehen, sind die Eingriffe durch den Abbau sehr handgreiflicher Art und mithin Symbol für den Umgang unserer Gesellschaft mit der "Natur". Die Ablehnung entspringt zwar in erster Linie optischen Aspekten, wird aber meist verstärkt durch den emittierten Lärm und die Belastung durch den Werksverkehr.

Aufgelassene, z.T. bereits eingewachsene Steinbrüche unterliegen einer bei weitem weniger negativen Einschätzung; sie werden nicht selten als erweiterter Abenteuerspielplatz - oder, falls sie wassergefüllt sind - als Badeplatz mit speziellem Ambiente genutzt. Hohe Wertschätzung genießen sie im Einzelfall bei speziellen Nutzergruppen wie den Kletterern

Tabelle 3/1

Steinbrüche als Naturschutzgebiete (oder Bestandteile von Naturschutzgebieten) und flächenhafte Naturdenkmäler (BAYER. LFU, Stand der Erfassung: Januar 1991)

NSG (bzw. Bestandteil eines NSG)		
<u>Oberpfalz</u>		
300.002	Parkstein	NEW
300.006	Schloßberg Flossenbürg	NEW
300.008	Keilstein	R
	Wojaleite	
<u>Unterfranken</u>		
600.016	Loesershag	KG
600.029	Rammersberg	MSP
600.033	Buntsandsteinbruch Reistenhausen	MIL
600.034	Buntsandsteinbrüche bei Bürgstadt	MIL
600.038	Maintalhang Kleinochsenfurter Berg	WÜ
600.059	Buntsandsteinbrüche bei Dorfprozelten	MIL
Flächenhafte Naturdenkmäler und Landschaftsbestandteile		
<u>Oberbayern</u>		
171.502	Geologische Orgeln/Wetzberger Steinbruch	AÖ
176.590	Steinbrüche am Reisberg/Böhmfeld	EI
176.593	Steinbruch bei Wasserzell	EI
176.594	Demlinger Steinbruch/Königsbruch	EI
176.597	Dolomitbruchwand bei Kösching	EI
176.598	Steinbruch am Hellbichl bei Ensfeld	EI
176.600	Steinbruch bei Schernfeld	EI
176.601	Pfalzpaintner Schieferbruch	EI
185.501	Steinbruch und Halbtrockenrasen bei Laisacker	ND
186.702	Steinbruch bei Dünzing	IN
<u>Oberpfalz</u>		
375.703	Galgenberg/Regenstauf	R
376.527	Serpentinihang bei Niedermurach	SAD
377.706	Steinbruch bei Röthenbach	TIR
<u>Oberfranken</u>		
472.529	Steinbruch bei Bad Berneck	BT
472.530	Steinbruch bei Hohenknoden	BT
472.537	Gipfel des Kulmes/Weidenberg	BT
472.539	Alter Steinbruch/Gefrees	BT
479.511	Gottesgabe/Schönbrunn	WUN
479.529	Steinbruch am Stemmaser Bühl	WUN
479.534	Fuchsbau/Forstbezirk Tröstau	WUN
?	Schieferbruch bei Ludwigsstadt	KC
<u>Unterfranken</u>		
671.509	Gräfenbergsee und Umgebung	AS
671.514	Steinbruch des Heigenbrücker Sandsteins	AS
671.519	Quarzitsteinbruch/Geiselbacher Forst	AS
673.511	Säulenbasaltbruch Haselbach/Bischofsheim	NES
673.513	Steinernes Haus/Oberelsbach	NES
675.546	Feuchtbiotop im Steinbruch bei Dettelbach	KT
675.555	Steinbrüche am Engelsberg/Seinsheim	KT
675.561	Hornsteinkalkbank am Hüttenberg/Volkach	KT
678.712	Kronunger Steinbruch/Poppenhausen	keine Angabe
679.513	Steinbruchsee/Höchberg	WÜ
?	Eichelberg	HAS

(vgl. FEHRE 1990) und sonstigen Nutznießern wie Hundesport- oder Fischereivereinen.

Unter Naturschutz-Fachleuten ebenso wie bei Geologen und Ökologen ist der Wert aufgelassener Steinbrüche für die geowissenschaftliche Erkenntnis, für Flora und Fauna heute in der Regel unumstritten. Allenfalls über die Zielvorstellungen bezüglich Pflege und Entwicklung wird heftig gestritten, wobei die fachliche "Herkunft" der Diskussionsteilnehmer gerade bei Zielkonflikten deutlich zutage treten kann (Ornithologen gegen Lepidopterologen, Faunisten gegen Floristen etc.). Dies sei anhand der folgenden Aussagen dokumentiert:

- "Wenn beispielsweise der Fortbestand besonders bedrohter Tierarten wie Uhu oder Wanderfalke in einem Steinbruch nicht gesichert ist, weil die Lebensraumsprüche [...] durch die fortgeschrittene Vegetationsentwicklung nicht mehr befriedigt sind, könnte die Beseitigung von Gehölzen Abhilfe schaffen. [...]. Das bloße Abholzen von Bäumen und das Entfernen von Gebüsch zur Erhaltung einer möglichst niedrigen Sukzessionsstufe als ökologische Notwendigkeit hinzustellen, reicht nicht aus" (NEUHAUS 1987).
- "Die früher oder später einsetzende Gebüschbildung soll stellenweise zugelassen werden. Pflegemaßnahmen sind am einfachsten mit der Planierraupe durchzuführen, indem man in der Sukzession bereits weit fortgeschrittene Stadien abschleibt" (SCHREINER 1980).
- "Es muß also dafür gesorgt werden, daß die Pflanzen und Tierarten, die [...] speziell an die hohen Temperaturen auf dem unbewachsenen Boden der Abgrabungen, vor allem auf die heißen Felsen und Schutthänge der Steinbrüche spezialisiert sind, existieren können. Daher muß die natürliche Sukzession zur Erhaltung dieser Arten gebremst werden. [...] Es hat sich gezeigt, daß Pionierstadien und Übergangsstadien wegen der extremen Biotopsituation gerade den spezialisierten (stenöken) Arten Lebensraum bieten" (BAUER 1987).
- "Abschließend soll betont werden, daß aus Sicht des Naturschutzes alle Stadien (in Kalkmergelbrüchen der Schwäbischen Alb - Anm. d. Verf.) erhaltenswert sind. Sowohl in den Pionierstadien [...] als auch in den Folge- und vorläufigen Endstadien [...] treten gefährdete Arten oft in Massenbeständen auf" (POSCHLOD & MUHLE 1985).
- "[...] mit fortschreitendem Alter [werden] spätere Sukzessionsstadien erreicht, die ab einem gewissen Punkt (geschlossene Vegetationsdecke, umfangreiche Gehölzsukzession [...]) zur Artenverarmung vieler Gruppen führen" (TRAUTNER & BRUNS 1988). "Allgemein steht auch hier der Erhalt eines möglichst vielfältigen Sukzessionsmosaiks mit deutlichem Schwerpunkt auf den frühen (vegetationsarmen bis vegetationslosen) Stadien im Vordergrund" (ebd.).

Auch von anderer Seite her erfreuen sich Steinbrüche eines zunehmenden Interesses. Es sind vor allem Kommunen, die sich von einer Beseitigung des Mülls in Steinbrüchen eine Lösung des Deponie-Problems erhoffen.

3.3 Durchführungprobleme

3.3.1 Interessenskonflikte

Wie bereits im Kapitel 1.10 angesprochen, können in einem aufgelassenen Steinbruch zahlreiche Interessen miteinander kollidieren, bei denen häufig der Naturschutz als Folgefunktion das Nachsehen hat, sei es, daß er mit der vorgesehenen Folgefunktion von vorneherein nicht kompatibel ist (Deponie), oder daß andere Funktionen die Effektivität der Folgefunktion "Naturschutz" erheblich einschränken (z.B. Erholungsnutzung).

3.3.2 Eigentumsverhältnisse und Haftung

Steinbrüche sind nicht nur während des Abbaus "unfallträchtige" Bereiche. Fast immer besteht die potentielle Gefahr, über die Steilwände abzustürzen, durch nachfallendes Material verletzt zu werden und auf dem unebenen Gelände auszurutschen. Bei Steinbruchseen besteht zusätzlich die Gefahr des Ertrinkens. Das Problem der Sicherung und der Haftung stellt sich also nicht nur während des Betriebs des Steinbruchs, sondern auch noch danach.

Im Mittelpunkt steht die Frage, wie in Verbindung mit Steinbrüchen unvorhersehbare Gefahren zu definieren sind und im welchem Maß und mit welchen Mitteln vor ihnen geschützt bzw. gewarnt werden muß. Geklärt werden muß auch, wie mit der Pflege von "Altanlagen" umzugehen ist: Wie ist die Haftungsfrage zu regeln, wenn in alten aufgelassenen Steinbrüchen, die weder durch Zäune oder Warnschilder gesichert sind, Pflegemaßnahmen durchgeführt werden?

3.3.3 Konflikt mit den Sicherheitsvorschriften

Der Steinbruchbetreiber ist zur Einhaltung von Sicherheitsvorschriften verpflichtet, die durch die Gewerbeaufsichtsämter überprüft werden können. Hohe Wände müssen durch dazwischengeschaltete Berme untergliedert werden (ENDERS 1991, mdl.). Die für Steinbrüche charakteristische hohe Steilwand, welche Voraussetzung für die Besiedelung durch eine Reihe von Felsbrütern ist, kann auf diese Weise nicht entstehen. Die Sicherheitsvorschriften können so die Möglichkeiten einer effektiven Biotopgestaltung für diese Spezialisten einschränken.

3.3.4 Fehlen adäquater technischer Hilfsmittel

Bei der Pflege und Entwicklung von Steinbrüchen sind dem Einsatz traditioneller Pflegeinstrumente, die bei der Behandlung der klassischen Biotoptypen zum Einsatz kommen (Sense, Mähwerk), relativ

enge Grenzen gesetzt. Der "Sonderstandort" Steinbruch erfordert die Anwendung besonderer technischer Hilfsmittel (Planierraupe, Radlader etc.).

Die benötigten Hilfsmittel sind weder billig, noch ist das Fachwissen für deren Einsatz allgemein verfügbar. Die ggf. anstehenden Maßnahmen können deshalb häufig nicht von den sonst in der Landschaftspflege tätigen (Zweck-) Verbänden bzw. Maschinenringen durchgeführt werden.

3.3.5 Durchsetzung von Pufferflächen

Für den Steinbruchbetreiber bedeutet jeder "verlorene" Quadratmeter einen Verlust. Der Anspruch des Naturschutzes, daß der Abbau nicht bis an die Grundstücksgrenzen gehen darf, damit genügend breite Streifen zur Abpufferung unerwünschter Einflüsse und zur Gestaltung der Abbruchwand bestehen bleiben, wird daher zunächst auf Proteste der Steinbruchbetreiber stoßen.

4 Pflege- und Entwicklungskonzept

Die in [Kapitel 4.1](#) vorgestellten Ziele gelten für die Anlage, die Gestaltung und die Pflege und Entwicklung aller Arten von Steinbrüchen. Um die Allgemeingültigkeit zu sichern, wird in diesem Kapitel weitgehend auf naturraumspezifische Forderungen verzichtet. Die Leitbilder in [Kapitel 4.2](#) (S. 125) definieren einen Rahmen, in dem sich Pflege und Entwicklung abspielen sollen. Mit Hilfe von Entscheidungsbäumen kann dieser bereits für jeden einzelnen konkreten Steinbruch abgesteckt werden. [Kapitel 4.3](#) (S. 159) beinhaltet - bezogen auf die verschiedenen Gesteinstypen - die einzelnen Maßnahmen.

4.1 Grundsätze und Ziele

Die Grundsätze und Ziele lassen sich in zwei Kategorien unterteilen: Die Grundsätze der übergeordneten Ebene bewegen sich größtenteils auf Regionalplanungsebene bzw. stellen den Rahmen einer Abbaustellenplanung dar, die den Ansprüchen des Naturschutzes genügt bzw. entgegenkommt. Die zweite Kategorie von Zielen wird für zeitlich aufeinanderfolgende Phasen des Abbaus aufgestellt. Diese Gliederung ermöglicht eine leichtere Instrumentalisierung der Ziele im Rahmen der gesetzlich vorgeschriebenen Planungsschritte.

4.1.1 Übergeordnete Planungen und Konzepte

- (1) **Bei der Abbaufächen-Planung Flächen schonen, denen aus Sicht des Arten-, Biotop- oder Ressourcenschutzes eine besondere Bedeutung zukommt!**

Erläuterung

Naturnahe, aus der Sicht des Arten- und Biotopschutzes wertvolle Flächen sind nicht beliebig vermehrbar. So unwesentlich - bezogen auf die Quantität (Fläche) - einzelne Zerstörungen durch den Gesteinsabbau in der Gesamtsicht scheinen mögen, so sehr werden durch den Abbau meist qualitative Aspekte berührt (Artenvielfalt, seltene und gefährdete Arten), die sich nicht durch irgendwie geartete Maßnahmen ausgleichen lassen. **Bei Konflikten zwischen Naturschutz und Abbau - die naturgemäß dort entstehen, wo beide dieselben Flächen beanspruchen - soll daher dem Naturschutz nach Maßgabe der örtlichen Verhältnisse zunehmende Bedeutung beigemessen werden** (vgl. auch (2)).

Steinbrüche sollten auf abbauwürdigen Flächen dort angelegt werden, wo (extensiv genutzte) Magerstandorte fehlen oder einförmige Strukturen vorherrschen (z.B. nicht autochthone Fichten-Altersklassenwälder). Auch steht der Einrichtung von Abbaustellen im intensiv genutzten landwirtschaftlichen Umfeld aus der Sicht des Arten- und Biotopschutzes grundsätzlich nichts entgegen (allerdings kann die Ressource "Grundwasser/Oberflächengewässer" zu vergleichsweise größeren Problemen führen). Dies setzt eine "aktive Abbaustellenpolitik"

von Seiten des Naturschutzes voraus. Die Schwierigkeiten und Mehrkosten, die für den Steinbruchbetreiber durch höhere Erschließungskosten entstehen (z.B. durch das Abräumen mächtiger Überdeckungen), können u.U. durch geringere behördliche Auflagen für die Rekultivierung und damit geringere finanzielle Aufwendungen attraktiv gemacht werden. Dieser Vorgehensweise sind jedoch durch das nur begrenzte Vorkommen abbauwürdiger Gesteine in Oberflächennähe Grenzen gesetzt.

- (2) **Bei der Ausweisung von Vorrang- und Vorbehaltsflächen für den Abbau von Festgesteinen sind die Belange des Natur- und Artenschutzes sorgfältig zu prüfen!**

Erläuterung

Ist absehbar, daß innerhalb eines Vorranggebietes für den Gesteinsabbau durch einen geplanten Steinbruch wertvolle Flächen zerstört werden, so ist aufgrund der heute geltenden Regelungen der Konflikt Naturschutz - Abbau zu Gunsten des Abbaus bereits entschieden. Bestehende oder potentielle 6d-1-Flächen sollten deshalb nicht als Vorrangflächen für den Abbau ausgewiesen werden.

- (3) **Im Rahmen von Genehmigungsverfahren soll bei der Abwägung nach der Maßgabe der örtlichen Verhältnisse der Folgefunktion "Naturschutz" künftig besonderes Gewicht zukommen!**

Erläuterung

Steinbrüche sind nährstoffarme, klimatisch extreme Standorte, die sich durch diese Eigenschaften deutlich aus der umgebenden Kulturlandschaft herausheben. Ihre Vielfalt an Lebensräumen macht sie zum potentiellen Lebensraum zahlreicher Tier- und Pflanzenarten, unter denen sich viele gefährdete und stark gefährdete Arten befinden. Einige Arten haben ihre Hauptvorkommen bayernweit in Steinbrüchen oder sind zumindest regional auf Steinbrüche als Schlüsselhabitate angewiesen.

Hervorzuheben ist, daß auch in Betrieb befindliche Steinbrüche ein enormes Potential für den Arten- und Biotopschutz darstellen, auch wenn dies während des laufenden Abbaus oft (noch) nicht augenfällig ist.

- (4) **Überlagerungen von anderen Folgefunktionen mit der Folgefunktion "Naturschutz" in aufgelassenen Steinbrüchen, wie sie derzeit im Regionalplan ausgewiesen und praktiziert werden, sollen nach Möglichkeit minimiert werden!**

Erläuterung

In der regionalplanerischen Praxis werden oft einem einzigen aufgelassenen Steinbruch eine Reihe von Folgefunktionen zugewiesen, unter denen dann der Naturschutz nur eine von vielen ist. **Die Kombination der Funktion "Naturschutz" mit anderen Funktionen ist jedoch von vornherein konfliktträchtig, wobei dies um so fataler ist, als es**

sich hierbei um den am leichtesten (negativ) beeinflussbaren Funktionskomplex handelt. Vielfach wird der Grad der Zielerfüllung durch die Überlagerung mit anderen Folgenutzungen nicht nur in quantitativer (weniger effektiv nutzbare Fläche), sondern auch in qualitativer Art (empfindliche bzw. spezialisierte Arten siedeln sich erst gar nicht an) herabgesetzt. Dementsprechend sollte auch auf regionalplanerischer Ebene auf eine Entmischung von Folgefunktionen hingewirkt werden.

- (5) **Bei aus der Sicht des Naturschutzes qualitativ hochwertigen Steinbrüchen sollte eine Unterschutzstellung geprüft werden!**

Erläuterung

Vielfach erfüllen aufgelassene Steinbrüche die für eine Unterschutzstellung maßgeblichen Kriterien. Insbesondere Vorkommen von stark gefährdeten, stenotopen Kulturflüchtern mit geringer Migrationsfähigkeit, von stark gefährdeten Pionierarten, von Arten, für die Steinbrüche regional bedeutende Schlüsselhabitate darstellen und von überregional bedeutsamen Populationen gefährdeter Pionierarten sollten unter Schutz gestellt werden. **Dies ist vor allem deshalb ein dringendes Anliegen, weil Steinbrüche möglicherweise mehr als andere Biotoptypen störenden und zerstörenden Einflüssen (Wiederaufnahme des Abbaubetriebes, Ablagerungen, Verfüllungen, Rekultivierungen, Erholungsnutzungen) ausgesetzt sind.**

4.1.2 Neuanlage und Betriebsphase

- (1) **Dem kesselförmigen Abbau (Vollhohlform) ist i.d.R. der Vorzug vor dem hanganschneidenden Abbau zu geben!**

Erläuterung

Hänge und Leiten sind aufgrund ihrer Steilheit und Flachgründigkeit häufig extensiver bewirtschaftet als ihr Umland, in vielen Fällen Lebens- und Rückzugsraum seltener Pflanzen- und Tiergemeinschaften (Maintal etc.). **Die Erschließung abbauwürdiger Gesteine von der Hochfläche aus schützt nicht nur diese sensiblen Bereiche, sie erhält auch die optische Unversehrtheit des Hangbereichs.** Nach Abschluß der Arbeiten können die so entstandenen Abbaustellen von den Hangbiotopen her besiedelt werden und diese ergänzen und erweitern, wobei die Kesselform des Steinbruchs ein weites Spektrum an Gradienten bereitstellt.

Liegt die (kesselförmige) Abbaufäche zwischen extensiv genutzten bzw. empfindlichen Hangbereichen und landwirtschaftlichen Intensivbereichen, so erfüllt der Steinbruch außerdem eine wichtige Pufferfunktion für diese Hangflächen.

- (2) **Mehrere kleine Steinbrüche in direkter Nachbarschaft zueinander sind wünschenswerter als ein großer!**

Erläuterung

Heute findet der Gesteinsabbau überwiegend in Großabbaustellen statt, die auch aufgrund der modernen Abbautechnik wesentlich weniger struktu-

riert sind als kleinere Brüche. Damit einher gehen die geringere Anzahl an unterschiedlichen Kombinationen von Standortfaktoren, die verminderte Länge innerer Grenzlinien und das Fehlen mosaikartig ineinandergreifender Strukturen. **Großen, einheitlich strukturierten Steinbrüchen fehlen also gerade diejenigen Eigenschaften und Charakteristika, die kleinere Brüche als Refugium für viele Arten so wertvoll machen.** Auch ein weiterer Aspekt spricht für mehrere kleine anstatt eines großen Bruches: Bei räumlicher Benachbarung von mehreren Abbaustellen können die Auswirkungen von Eingriffen (Verfüllung, Deponienutzung, sonstige Störeinflüsse) in einen Bruch durch die benachbarten Brüche zumindest teilweise aufgefangen werden. Bei vereinzelt gelegenen Abbaustellen ist dagegen eher damit zu rechnen, daß eine Beeinträchtigung für die Lebensgemeinschaften katastrophale Auswirkungen zeitigt, die nicht kompensiert werden können.

- (3) **Schon während des Betriebes sollte der Abbau so geplant und durchgeführt werden, daß Anliegen des Naturschutzes berücksichtigt werden!**

Erläuterung

In Betrieb befindliche Steinbrüche weisen meist Flächen auf, die noch nicht oder nicht mehr genutzt werden. Sie könnten mit geringem Aufwand und ein wenig Koordination so gestaltet werden, daß sie für Zwecke des Naturschutzes dienlich sind. Sinn ist es, die Wiederbesiedelung des Steinbruchs zu beschleunigen. Wo es möglich ist, soll der Abbaufortschritt so geregelt werden, daß bereits möglichst frühzeitig Standorte entstehen, die von naturraumtypischen Spezialisten besiedelt werden können. Bei Kalkbrüchen käme z.B. die Ausweisung vorwiegend südexponierter Ruhezone in Frage, bei Granit- und Serpentinbrüchen dagegen sowohl süd- als auch nordexponierter Bereiche. Der Einbau nicht benötigten Materials (Abraum, Siebschutt) sollte - soweit möglich - an Ort und Stelle und ohne den Umweg über eine Zwischenlagerung erfolgen.

- (4) **Die Anlage von Steinbrüchen soll entweder in Benachbarung zu bereits bestehenden aufgelassenen Steinbrüchen oder in relativ strukturarmer Landschaft erfolgen!**

Erläuterung

Im ersten Fall können die Flächen, die dem Naturschutz in Form bereits aufgelassener Steinbrüche zur Verfügung stehen, erweitert werden. Im Optimalfall geht von den aufgelassenen Steinbrüchen ein Besiedelungsdruck durch standortspezifische Arten aus; die Isolation ist gering. Andererseits können dadurch dynamische Aspekte verwirklicht werden. Während durch das Fortschreiten der Sukzession in den bestehenden Steinbrüchen Rohbodenstandorte oder frühe Sukzessionsstadien verdrängt werden, ergeben sich entsprechende Situationen beim Betrieb des neuangelegten Steinbruchs und nach dessen Abbauende.

Im zweiten Fall ergeben sich bei der Anlage des Steinbruchs meist keine Konflikte mit naturschutzfachlichen Anliegen, insbesondere dann, wenn als Standort für den Steinbruch nicht-autochthone Waldbestände und ausgeräumte Agrarlandschaften gewählt werden. Hier kann im Gegenteil der Steinbruch nach seiner Aufgabe zur Strukturerrhöhung beitragen (vgl. Grundsatz 1). Wird die Anlage eines Steinbruchs auf einem derartigen Standort ins Auge gefaßt, kann vom Grundsatz 2 ("mehrere Steinbrüche in direkter Nachbarschaft sind besser als ein großer") bis zu einem gewissen Grad abgerückt werden (vgl. Kap.4.2.1.1, S. 126).

- (5) **Durch den Betrieb des Steinbruchs dürfen Standorte in benachbarten, bereits seit längerem aufgelassenen Steinbrüchen nicht beeinträchtigt werden!**

Erläuterung

Nicht selten werden Steinbrüche, die bereits seit längerem aufgelassen sind und über eine schützenswerte Pflanzen- und Tierwelt verfügen, durch Deposition von unbrauchbaren Reststoffen aus nahegelegenen Brüchen entwertet. Dies betrifft in erster Linie Schlämmrückstände, doch auch sogenannten "Füller", nicht weiter verwertbare Kornfraktionen. Dieses Problem ergibt sich besonders dort, wo keine anderen geeigneten Depositionsmöglichkeiten vorhanden sind.

- (6) **Der Steinbruch muß von einem Pufferstreifen umgeben sein!**

Erläuterung

Pufferstreifen können schädliche Einflüsse von außen minimieren und speziell bei und nach Beendigung des Abbaus ein flexibles Reagieren und Gestalten ermöglichen. Steinbrüche könnten Prototypen für die von HAMPICKE (1988) propagierte Naturschutzstrategie "Segregation" darstellen. Unter diesem Begriff versteht der Autor eine deutliche Entmischung "von intensiver Agrarproduktion und Flächen, die primär dem Naturschutz dienen" (HAMPICKE 1988). Er betont, daß "die für den Naturschutz fundamentale Bedeutung der Oligotrophie, nicht nur im Wasser, sondern auch auf dem Lande, Ausweich- und Entmischungsstrategien erfordert". Das "Prinzip Distanz" - Distanz nämlich zu intensiv genutzten Flächen, wie der Autor es fordert - kann in Steinbrüchen mit nur geringem Aufwand genutzt werden. Ein ausgeprägter Pufferstreifen bietet auch breitere Gestaltungsmöglichkeiten, speziell wenn es darum geht, den Steinbruch in die Landschaft einzubinden.

Pufferstreifen dürfen nicht mit den heute bereits vorhandenen Sicherheitsstreifen gleichgesetzt werden, da letztere z.T. als Ablagerungsplätze für Bodenmieten und andere Materialien dienen und damit die den Pufferstreifen zugewiesenen Funktionen nicht erfüllen können.

4.1.3 Stilllegungsphase

- (1) **Die steinbruchtypischen Eigenheiten, d.h. Flachgründigkeit und Nährstoffarmut des Substrats, sowie extreme klimatische Bedingungen erhalten! Eine Vereinfachung der Habitatstruktur verhindern!**

Erläuterung

Steinbrüche sind typische junge Ökosysteme mit ausgeprägten flachgründigen und nährstoffarmen Böden sowie charakteristischem Kleinklima. Die Nährstoffmangelsituation in Steinbrüchen begünstigt Spezialisten, sowohl, was die Flora, als auch, was die Fauna betrifft. Nicht selten zeigen sich auch beim Wasserhaushalt und beim lokalen Klima deutliche Extreme. Auch finden sich meist eine starke Strukturierung, ausgeprägte innere Grenzlinien und deutliche Gradienten. **Die Gradienten innerhalb des Steinbruchs dürfen nicht verkürzt, die Grenzlinien nicht verringert werden.**

Das Gros der Steinbrüche bedarf aus der Sicht des Biotop- und Artenschutzes daher keiner "Rekultivierung" im herkömmlichen Sinn. Im Gegenteil, ihr Potential für Flora und Fauna entfaltet sich erst dann, wenn den natürlichen Mechanismen genügend Spielraum eingeräumt wird, auch wenn dies optisch zunächst nicht sofort zu vorzeigbaren Ergebnissen führt. Die heute bestehenden Rekultivierungsaufgaben sollten daher auf ihre Vereinbarkeit mit den Zielen des Biotop- und Artenschutzes überprüft und gegebenenfalls in Absprache mit dem Steinbruchbetreiber und den Genehmigungsbehörden modifiziert und geändert werden. Dementsprechend sollten keine Maßnahmen ergriffen werden, die auf die Dauer eine Nivellierung der Standortverhältnisse zur Folge haben könnten. Insbesondere Düngung und großflächiger Bodenauftrag sowie Ansaaten mit konkurrenzkräftigen Grasmischungen oder mit Lupinen sind aus diesen Gründen gänzlich zu unterlassen. Die Halden sollten in die den Steinbruch betreffenden Planungen und Zielfestsetzungen miteinbezogen werden. Ihre Zerstörung sollte verhindert werden.

- (2) **Während des Abbaus und vor allem bei Abschluß der Arbeiten bereits auf eine Optimierung steinbruchtypischer Elemente im Sinne des Naturschutzes hinarbeiten!**

Erläuterung

Bereits bei der Anlage der Steinbrüche und besonders gegen Ende des Betriebes können Strukturen so geschaffen werden, daß sie nach Abbauende wertvolle Lebensräume bilden oder deren Anlage wesentlich erleichtern. **Allgemein gilt, daß steinbruchtypische Elemente wie Abbruchwand und Halde nach Abschluß des Abbaus in einer Form vorliegen sollten, die eine weitergehende Gestaltung auf ein Minimum begrenzt.** Auf Anböschungen und Abflachungen sowie Absprengung sollte daher nach Maßgabe der örtlichen Verhältnisse möglichst verzichtet werden, ggfs. nötige Arbeiten (Sprengungen, Erdbewegungen) sind vom Steinbruchbetreiber zu leisten, da nur dieser über die

entsprechenden Betriebsmittel verfügt, um sie rationell und effektiv durchzuführen.

- (3) **Die Möglichkeiten zur Optimierung von vorhandenen und potentiellen Lebensräumen in Steinbrüchen ausschöpfen! Auf naturraumspezifische Unterschiede besonders achten!**

Erläuterung

Ohne hier einer "Möblierung" das Wort reden zu wollen, können in vielen Brüchen Maßnahmen durchgeführt werden, die die Attraktivität des Steinbruchs für einzelne Artengruppen erhöhen. Besonderes Augenmerk ist auf die **Schaffung von Extremstandorten** und von **Übergangsbereichen** (Ökotonen) bzw. **Gradienten** zu richten. Auf naturraumspezifische Eigenheiten und Eignungen von Steinbrüchen ist dabei besonders zu achten. Deshalb darf Strukturvielfalt als anzustrebendes Ziel nicht als Entschuldigung für die willkürliche Aneinanderreihung des gesamten "machbaren" Biotoptypenspektrums führen! Die Naturraumausstattung hat hier als Meßlatte zu dienen, wobei vor allem typische Elemente aufgegriffen werden sollten. Die Einbringung naturraum-untypischer Biotoptypen stellt aufgrund des hohen Isolationsgrades sowie der häufig geringen Flächenausdehnung (Unterschreitung des Minimumareals) i.d.R. keine geeignete Maßnahme im Sinne eines effektiven Natur- und Artenschutzes dar. Die Erhöhung der standörtlichen Strukturvielfalt ist vor allem in großen und unstrukturierten Brüchen der Natursteinindustrie und der Massengütergewinnung eine vordringliche Aufgabe.

- (4) **Aufzulassende Steinbrüche auf eventuell vorhandene Schadstoffe untersuchen und ggf. sanieren!**

Erläuterung

Öle, Benzin und andere Schadstoffe können zu einer Kontaminierung des anstehenden Bodens oder - in klüftigen Gesteinen - des Grundwassers führen. Diese Gefahr besteht besonders dort, wo Fahrzeuge vorübergehend oder auf Dauer abgestellt oder gewartet und Betriebsstoffe gelagert werden. Zu einer nicht hinnehmbaren Beeinträchtigung naturschutzfachlicher Interessen können solche Kontaminationen außerdem dann führen, wenn sie sich im Bereich geplanter Gewässer befinden.

4.1.4 Folgephase, Pflege und Entwicklung alter Steinbruchstandorte

- (1) **Bei einer geplanten Wiederaufnahme des Abbaus die Belange von Natur und Landschaft sorgfältig prüfen!**

Erläuterung

Aufgelassene Brüche haben sich in vielen Fällen zu Lebensräumen geschützter und gefährdeter Arten entwickelt. Eine erneute Inbetriebnahme bedeutet das "Aus" für die Lebensgemeinschaft, die sich bis dahin in einem brachliegenden Bruch eingefunden hat. TRAUTNER & BRUNS (1988) betonen die besondere Bedeutung alter Steinbrüche, da sie eine

sehr artenreiche Reliktf fauna aufweisen können, wobei dies auf ein früher größeres Besiedlungspotential zurückzuführen ist (ebd.); gleiches gilt für die Flora. Alten Brüchen kommt daher - unabhängig von ihrer Größe - höchste Schutzpriorität zu.

In gewissen Fällen kann aus der Sicht des Naturschutzes allerdings auch der dynamische Aspekt im Vordergrund stehen, in erster Linie dann, wenn das Schutzziel die Schaffung von Pionierstandorten voraussetzt. Ein erneuter Abbau kann hierzu als Mittel zum Zweck dienen (Einbindung ökonomischer Interessen zur Verwirklichung der Ziele des Naturschutzes), sofern nicht das gesamte Gelände der Störung unterworfen ist (für die Durchführung dynamischer Konzepte stellen benachbarte, große Steinbruchkomplexe einen optimalen Rahmen dar). Dazu eignen sich besonders zeitlich begrenzte Entnahmeaktivitäten, etwa im Rahmen des Forstwegbaus.

- (2) **Bei der Pflegezielfestlegung und der Planung von Maßnahmen sollten die Bedürfnisse gefährdeter und im Rückgang begriffener Arten im Vordergrund stehen!**

Erläuterung

Zunächst ist für die Pflegezielfestlegung und die Planung von Maßnahmen die Erhebung des aktuellen faunistischen und floristischen Inventars unerlässlich, da sonst die Gefahr besteht, daß durch geplante Maßnahmen bereits vorhandene Arten zugunsten noch nicht vorhandener und möglicherweise nie einwandernder Arten geopfert werden. Der Bezug auf die Einzelart (im Gegensatz zur Lebensgemeinschaft) erfolgt aufgrund der Tatsache, daß in verhältnismäßig jungen Lebensräumen - wie sie die Steinbrüche darstellen - i.d.R. noch keine stabilen Lebensgemeinschaften etabliert sind. Das Ziel "Artenschutz" hat i.d.R. Priorität vor dem Ziel "Vielfalt". Der "entscheidende Grund liegt in der Irreversibilität des Verschwindens einer Art [...]" (HAMPICKE 1988). Maßnahmen, die zur Schaffung von "Vielfalt" geplant sind, fördern zu einem gewissen Grad auch gefährdete Arten, doch sind sie meist zu unspezifisch und die Ergebnisse vom Zufall abhängig.

Ist im Steinbruch eine "Leitart" oder eine "Schlüsselart" (Definitionen siehe Kap. 1.9.1) vorhanden oder sicher zu erwarten, so ist die Standardpflege in eine artbezogene Spezialpflege zu modifizieren.

Der Artenschutz liefert auch das Argument dafür, Steinbrüche nicht einfach planlos der Sukzession zu überlassen, sondern gezielt Situationen anzustreben und aufrechtzuerhalten, in denen ein hoher Anteil gefährdeter Arten erwartet werden kann oder vorhanden ist. Wenn dieser "Eingriffs"-Naturschutz auch angegriffen werden kann, so stellen doch Steinbrüche Standorte dar, die erst durch menschliche Aktivitäten entstanden sind. Dagegen steht das Argument, daß Abbaustellen (fast) die einzigen Bereiche sind, in denen sich auch heute noch die natürliche Dynamik beinahe ungestört entfalten kann. Abgesehen davon, daß es zumindest der Diskussion bedarf, ob "Dynamik" an sich einen Wert darstellt, käme doch auch niemand auf den Gedanken, Streu-

wiesen und Kalkmagerrasen einer natürlichen Dynamik zu überlassen, da dies erwiesenermaßen (aus der Sicht des Artenschutzes) zu weniger erstrebenswerten Zuständen führen würde. Ebenso wie die genannten Biotoptypen benötigen Steinbrüche gezielte Eingriffe, damit Lebensräume gefährdeter Arten erhalten werden.

(3) Steinbrüche mit Folgefunktion "Naturschutz" störungsfrei halten! Konkurrierende Nutzungsansprüche nach Möglichkeit minimieren!

Erläuterung

Aufgelassene Steinbrüche werden häufig von Arten aufgesucht, für deren Ansiedlung ein störungsfreies/-armes Umfeld Vorbedingung ist. Intensive Erholungsnutzung kann störungsempfindliche Arten vertreiben oder ihre Ansiedlung verhindern. Von der Anlage von Trimpfpfaden, Klettersteigen oder Feuerstellen und Lagerplätzen ist daher grundsätzlich abzusehen. "Über die Auswirkungen 'sanfter' Erholungsnutzung, z.B. in Form von Naturlehrpfaden, muß je nach Steinbruch entschieden werden [...]. Allgemein sollten auch hier Steinbrüche mit besonders gefährdeten Lebensgemeinschaften bzw. Artenvorkommen ausgenommen bleiben. In einigen Fällen wäre eine solche Nutzung aber zu empfehlen, da hierdurch das Verständnis in der Bevölkerung für die speziellen Lebensgemeinschaften von Steinbrüchen gefördert werden kann und Erhaltungsmaßnahmen dann eine breitere Unterstützung finden" (TRAUTNER & BRUNS 1988). Ein hervorragendes Beispiel für die äußerst gelungene Anlage eines Lehrpfades findet sich in den Bächen des Oberlausitzer Hauptgranits (Sachsen) nördlich von Königshain.

Steinbrüche, die in unmittelbarer Nähe zu Siedlungen gelegen sind, eignen sich aufgrund des meist hohen Störfaktors nur bedingt dazu, Ziele des faunistischen Artenschutzes umzusetzen. Sie können dagegen im Sinne des zuletzt aufgeführten Vorschlages von TRAUTNER & BRUNS (1988) gestaltet werden. Auch konkurrierende Nutzungen, z.B. Fischereiwirtschaft, Angelsport, Klettern und Jagd, können die Funktion des Steinbruchs für Zwecke des Naturschutzes vermindern und sind deshalb zu regeln (REICHHOLF & REICHHOLF-RIEHM 1982).

(4) Einen Verbund der Steinbrüche untereinander sowie zu Standorten mit einer ähnlichen Kombination von Standortfaktoren anstreben!

Erläuterung

Da die Isolation die Funktionsfähigkeit von Steinbrüchen im Sinne des Arten- und Biotopschutzes einschränken kann, ist auf eine Einbindung von Steinbruchstandorten in ein Biotopverbundsystem hinzuwirken. In großräumigen Abbaugebieten bzw. in Gebieten mit Schwerpunkten des Abbaus ist auf einen Verbund der Steinbrüche untereinander zu achten.

(5) Flächige Pflegeeingriffe stets räumlich und zeitlich gestaffelt durchführen!

Erläuterung

Da flächige Maßnahmen eine Einwirkung darstellen, die vor allem in Gesellschaften, die nicht auf regelmäßige Bewirtschaftungsmaßnahmen eingerichtet sind, auch unerwünschte Folgen haben kann, ist darauf zu achten, daß nie die gesamte Fläche von einer Maßnahme gleichzeitig ergriffen wird. Während bei Pflanzengesellschaften weniger zu befürchten ist, daß bereits ein Pflegeeingriff negative Folgen nach sich zieht, kann bereits ein einziger Pflegeeingriff zur falschen Zeit zum Totalverlust von Tierpopulationen führen. Ein turnusmäßiges Vorgehen, bei dem jeweils nur die Hälfte, besser noch nur ein Drittel der Gesamtfläche bearbeitet wird, ist daher unbedingt anzustreben. Dieser Grundsatz ist anzuwenden auf:

- Bewirtschaftungsvarianten wie Mahd, Mulchen, Beweidung;
- Entbuschungsmaßnahmen;
- Schaffung von Rohbodenstandorten;
- Entkrautung und Pflege von Stillgewässern.

4.2 Handlungs- und Maßnahmenkonzept

Dieses Kapitel umfaßt die Maßnahmen und ihre regionale Anwendung. Die in den vorangegangenen Kapiteln geschilderten Wissensdefizite spiegeln sich allerdings auch hier wider. Die zukünftige (wünschenswerte!) Erhöhung der Informationsdichte wird daher zwangsläufig zu einer kritischen Überprüfung führen müssen und nötigenfalls Anlaß zur Revision der vorgeschlagenen Maßnahmen sein. Den hier beschriebenen Maßnahmen liegen Idealvorstellungen zugrunde, die sich an den Anforderungen des Biotop- und Artenschutzes orientieren; ihrer Realisation sind aufgrund heute gültiger Rechtsvorschriften und sicherheitstechnischer Gründe nicht selten Grenzen gesetzt (z.B. Höhe der Abbruchwand). Der Rahmen des z.Z. Mach- und Durchsetzbaren wird dennoch bewußt gesprengt, um verstärkt die Belange des Arten- und Biotopschutzes in die zukünftige Diskussion um die Gestaltung "vor Ort" als auch der Richtlinien einzubringen.

4.2.1 Leitbilder für die Pflege und Entwicklung

Unter "Leitbild" ist weniger ein konkreter Gestaltungsvorschlag zu verstehen, als vielmehr ein Rahmen für Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen. Je nach Situation (junge oder alte Steinbruchstandorte) werden die Parameter und Faktoren erläutert, die helfen, diesen Rahmen zu definieren. Entscheidungsbäume ermöglichen es, aus der Fülle der potentiellen Gestaltungsmöglichkeiten diejenigen zu selektieren, deren Umsetzung im konkreten Fall zu den wahrscheinlich besten Ergebnissen führt.

4.2.1.1 Junge Steinbruchstandorte (Steinbrüche in Planung, in Betrieb, in der Stilllegungsphase)

Bei erst vor kurzer Zeit stillgelegten Steinbrüchen oder bei der "Rekultivierungs"-Planung für in Betrieb befindliche (oder noch zu genehmigende) Steinbrüche fehlen häufig die Anhaltspunkte und die Leitarten, die dem Planenden Auskunft darüber geben könnten, in welche Richtung ein Steinbruch erfolgreich zu entwickeln sei. Hier müssen zwangsläufig andere Parameter gesucht werden, welche die Entwicklungspotentiale eines Steinbruchs beschreiben und den Rahmen für eine Planung setzen.

Wie in den Kapiteln 2.5.1.2 und 2.5.1.3 ausgeführt wurde, haben die Faktoren "Entfernung des Steinbruchs vom Lieferbiotop" und "Flächengröße des Steinbruchs" einen entscheidenden Einfluß auf die Besiedelung desselben und auf seine Entwicklung.

Damit muß zwangsläufig nicht nur ein einziges Leitbild definiert werden, sondern eine Reihe von Leitbildern, die sich am Grad der Isolation und der Größe eines Steinbruchs orientieren. Diese beiden Parameter bestimmen in entscheidendem Maß über den "Verwendungszweck" des Steinbruchs im Sinne des Naturschutzes, daneben kann auch der Parameter "Exposition" eine Rolle spielen (s. Abb.4/1).

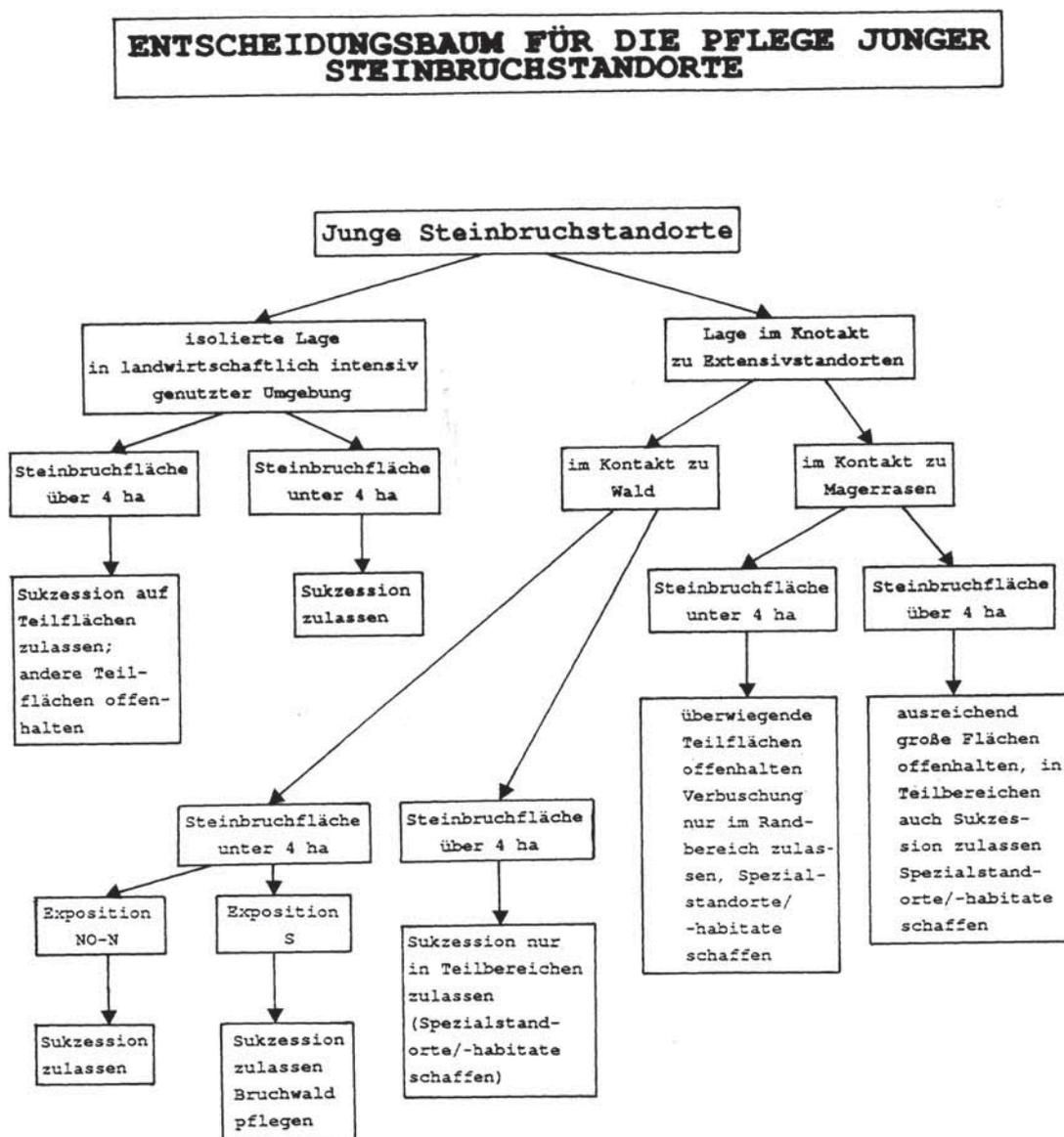


Abbildung 4/1

Beispiel für einen Entscheidungsbaum zur Entwicklung junger Steinbruchstandorte (schem.)

Steinbrüche, die in direktem räumlichen Kontakt (direktem Verbund) mit extensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen und Magerstandorten stehen, können unabhängig von ihrer Ausdehnung eine hohe Bedeutung besitzen. Durch die räumliche Nähe zu Lieferbiotopen können Spezialstandorte, die in ihnen angeboten (und aufrechterhalten) werden, rasch und effektiv besiedelt werden. Gleichzeitig können sie das Habitatangebot der Lieferbiotope durch steinbruchtypische Strukturen und Kombinationen von Standortfaktoren erweitern.

Bei nicht vorhandenem direktem räumlichem Verbund kann die Regel gelten, daß - soll der Verbund seine Aufgabe erfüllen - der räumliche Abstand zwischen Liefer- und Empfängerbiotop um so geringer sein muß, je kleiner die Verbindungsbiotope sind. Umgekehrt kann gefolgert werden, daß Liefer- und Empfängerbiotop um so größer sein müssen, je höher die Entfernung zwischen beiden ist. Steinbrüche in größerer Entfernung zum Lieferbiotop müssen also vermutlich eine höhere Mindestgröße aufweisen, um im Rahmen eines Verbundes effektiv wirken zu können, als Steinbrüche im direkten Verbund (s.o.).

Mitunter kann auch der Isolationsgrad von Steinbrüchen inmitten eines landwirtschaftlich intensiv genutzten Umfeldes oder auch im Wald so hoch sein, daß kaum eine derjenigen Arten erwartet werden kann, die als steinbruchtypisch anzusehen sind und die auf bestehenden älteren Steinbruchstandorten noch häufig anzutreffen sind (vgl. PLACHTER 1983). Sind diese Steinbrüche zusätzlich noch klein, so ist nicht damit zu rechnen, daß trotzdem auftauchende Arten eine dauerhafte Population bilden können. Untersuchungen darüber, wie das Verhältnis zwischen Entfernung und Größe einer Habitatsinsel aussehen muß, um ihre Effektivität im Rahmen eines Verbundsystems zu gewährleisten, liegen nicht vor.

Daher entbehrt die Festlegung einer vereinfachten, "kritischen" Größe von 4ha, die in den folgenden Ausführungen sowie im Kapitel 4.2.2 (S. 128) bei der Angabe der Pflegemaßnahmen häufig auftaucht, nicht einer gewissen Willkür. Folgende Überlegungen führten zu der Festlegung: Für die Einstellung eines eigenen, von der Umgebung (z.B. Wald) abweichenden Klimas bzw. zum Erreichen der steinbruchspezifischen Charakteristika (Pestizid- und Düngerefreiheit, geringe Störungsfrequenz) reichen 4 ha zusammenhängende Fläche gerade aus. Auch für turnusmäßiges Vorgehen (auf jeweils einem Drittel der Fläche) ist mit ca. 1,3 ha eine Mindestfläche vorhanden, die einerseits den Einsatz arbeitssparender Techniken erlaubt, andererseits garantiert, daß die nicht gepflegten Flächen die Minimalarealgröße zahlreicher Insekten nicht unterschreiten. Sie sollte auch groß genug sein, um einen zeitlich begrenzten Rückzug von Arten mit größeren Flächenansprüchen aufzufangen. Die Angabe zur Mindestflächengröße muß durch Erprobung in der Praxis erhärtet oder gegebenenfalls revidiert werden.

Verallgemeinernd lassen sich für Steinbrüche in Abhängigkeit von ihrer Entfernung zum Lieferbiotop

und ihrer Größe also zwei Entwicklungsschwerpunkte definieren: Zum einen müssen im Kontakt zu Extensivstandorten **Spezialstandorte** (Rohbodenbereiche, ephemere Tümpel etc.) oder potentielle Erweiterungsflächen geschaffen und durch Pflege erhalten werden, zum anderen muß in einer intensiv landwirtschaftlich genutzten Umgebung oder im Wald eine allgemeine **Erhöhung der Strukturvielfalt** angestrebt werden. Das durch die Steilwand gegebene Potential kann i.d.R. losgelöst von den in den übrigen Steinbruchteilbereichen verfolgten Zielsetzungen behandelt bzw. optimiert werden (Zielgruppe sind Felsbrüter wie Uhu oder Wanderfalke). Aufgrund deren hoher Vagilität ist der räumliche Zusammenhang mit besetzten Uhu- bzw. Wanderfalkenhabitaten möglicherweise von geringerer Bedeutung.

(1) **Erhöhung der allgemeinen Strukturvielfalt!**

Sie kann vor allem in solchen Situationen erwünscht sein, in denen ein Steinbruch von einfürmigen Strukturen (Altersklassenwald, intensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen) umgeben und die Wahrscheinlichkeit der Besiedelung durch Spezialisten bzw. steinbruchtypische Arten durch eine hohe Isolation stark herabgesetzt ist (s.o.). Sollen daher Steinbrüche zur Strukturvielfalt eines Raumes beitragen, müssen Sukzessionsstadien angestrebt werden, die sich von den umgebenden Raumstrukturen unterscheiden. Für Steinbrüche im Wald z.B. bedeutet dies, daß keine völlige Verbuschung oder Bewaldung zugelassen werden soll (allerdings ist für dieses Entwicklungsziel eine Mindestgröße von ca. 4ha zusammenhängender Sohlenfläche vonnöten, da sich sonst kein vom Waldklima abweichendes Steinbruchklima entwickeln kann). Kleinere Steinbrüche im intensiv genutzten landwirtschaftlichen Umfeld dagegen dürfen verbuschen. Ein pauschales Offenhalten mit dem Ziel, spezialisierte Arten zu fördern, könnte sich dort aufgrund der Isolation inmitten andersartig strukturierter Umgebung als sehr ineffektiv erweisen. In größeren isolierten Steinbrüchen (4ha zusammenhängende Sohlenfläche und mehr) können dagegen mehrere Entwicklungsziele verwirklicht werden (teilweises Offenhalten, teilweise Verbuschung), die zu einer erwünschten inneren Strukturierung führen.

(2) **Schaffung und Aufrechterhaltung von Spezialstandorten und Standorten früher Sukzessionsstadien!**

Die Schaffung und v.a. Aufrechterhaltung von Spezialstandorten (vegetationslose Flächen, frühe Sukzessionsstadien etc.) kann dann als sinnvoll erachtet werden, wenn ein Steinbruch in ein reich strukturiertes, extensiv genutztes Umfeld eingebunden ist, die Isolation damit gering und die Zuwanderung von Spezialisten wahrscheinlich ist. Die Spezialstandorte ergänzen und/oder erweitern die in der Umgebung vorhandenen Strukturen und Habitate. Die Nähe zu extensiv genutzten Standorten ermöglicht eine rasche Besiedelung durch die dortigen Populationen. Die Größe des Steinbruchs ist von untergeordneter Bedeutung. Auch kleine und kleinste Steinbrüche

können bei entsprechender Pflege einen wertvollen Beitrag zum Natur- und Artenschutz liefern. Dieses Entwicklungsleitbild ist vor allem auch dort zu verwirklichen, wo aus dem Umfeld des Steinbruchs Populationen der Leit- und Schlüsselarten bekannt sind (vgl. auch Kap.1.9 und [Kap. 4.2.2](#)).

In Steinbrüchen mit mehr als 4ha zusammenhängender Sohlenfläche können dagegen mehrere Entwicklungsziele verwirklicht werden (teilweises Offenhalten, teilweise Verbuschung), die zu einer erwünschten inneren Strukturierung führen.

4.2.1.2 Alte Steinbruchstandorte (Folgephase)

Die Pflege und Entwicklung alter Steinbruchstandorte ist in erster Linie an ihrem Inventar, d.h. den in ihnen vorhandenen Tier- und Pflanzenarten auszurichten. Die einzuleitenden Pflegemaßnahmen orientieren sich an der Optimierung des Lebensraumes vorhandener Leit- und Schlüsselarten. Eine Einbringung zusätzlicher Gestaltungselemente ist nur dann sinnvoll, wenn dies nicht zu Konflikten mit den Habitatansprüchen dieser Arten führt (Minimumareale, Störung). Das durch die Steilwand gegebene Potential kann i.d.R. losgelöst von den in den übrigen Steinbruchteilen verfolgten Zielsetzungen behandelt bzw. optimiert werden (Zielgruppe sind Felsbrüter wie Uhu oder Wanderfalke). Aufgrund deren hoher Vagilität ist der räumliche Zusammenhang mit besetzten Uhu- bzw. Wanderfalkenhabitaten evtl. von geringerer Bedeutung.

Zielkonflikte zwischen verschiedenen Ansprüchen des Natur- und Artenschutzes können nicht immer gelöst werden. Während aus der Sicht des floristischen Artenschutzes Initialphasen der Besiedelung und frühe Sukzessionsstadien bis hin zur Entwicklung von Magerrasen - vor einer beginnenden Bewaldung - interessant sind, zeigt sich, speziell bei der Betrachtung der Wirbellosen, daß nicht nur frühe, sondern auch weiter entwickelte Stadien (d.h. verbuschte und wiederbewaldete Flächen) einen hohen Arten- und Individuenreichtum aufweisen können (MORRIS 1971). Angesichts dieser Gegebenheiten stellt sich die Frage, welche Entwicklungsziele im Konfliktfall in einem Steinbruch verwirklicht, welche Prioritäten bei Pflege und Management gesetzt werden sollen.

Das **Hauptaugenmerk** muß sich zunächst auf stenotope, kulturflüchtende Leit- und Schlüsselarten mit geringer Migrationsfähigkeit (z.B. Apollofalter, Geburtshelferkröte - vgl. Kap.1.9.1) und auf stark gefährdete Pionierarten richten, für deren Erhaltung bayernweit Habitate in Steinbrüchen ausschlaggebend sind (z.B. Rotflügelige Ödlandschrecke - vgl. Kap.1.9.1). Die gleiche Aufmerksamkeit muß Einzelvorkommen von sehr seltenen Pflanzenarten oder -gesellschaften (z.B. *Diphysium issleri*, Serpentin-farn-Gesellschaften) gewidmet werden. Besonders zu prüfen ist, ob diese Arten auf direkt angrenzenden oder benachbarten Flächen vorhanden sind; auch in diesem Fall ist das Management des Steinbruchs auf diese Arten auszurichten (Arealerweiterung, Biotopverbund). Erst wenn nachweislich keine dieser

Arten im Steinbruch oder auf angrenzenden Flächen vorhanden ist und/oder diese Arten bereits in ausreichendem Maß berücksichtigt wurden, ist die Pflege und Entwicklung zu orientieren an:

- stark gefährdeten und gefährdeten, doch vagilen Arten, für die Steinbrüche bayernweit Schlüsselhabitate darstellen (Tierwelt: Wanderfalke, Uhu, Steinschmätzer - Schlüsselarten, vgl. Kap.1.9.1); Pflanzenwelt: aus dem vorliegenden Datenmaterial keine Beispiele bekannt);
- stark gefährdeten und gefährdeten Arten sowie überregional bedeutenden Populationen von gefährdeten Pionierarten, für die Steinbrüche auf regionaler Ebene Schlüsselhabitate darstellen (Tierwelt: Arten der Kategorie 2 in Kap.1.9.1; Pflanzenwelt: nach Naturraum und anstehendem Gestein zu differenzieren, z.B. TEUCRIO BOTRYOS-MELICETUM CILIATAE, CERASTIETUM PUMILI in Kalkbrüchen, Moorinitiale, Zwergbinsengemeinschaften und Assoziationen des THE-RO-AIRION in Sandsteinbrüchen, Sekundäre Schwingrasen sowie oligo- bis mesotrophe Ufergesellschaften und deren Initiale in Granitbrüchen usw.);
- stark gefährdeten und gefährdeten Arten, die primär in anderen Biotoptypen anzutreffen sind, für die der Steinbruch auf regionaler Ebene aber ein wesentliches, wenn auch nicht unbedingt typisches Rückzugsareal darstellen kann (Tierwelt: Arten der Kategorie 3 in Kap.1.9.1), Pflanzenwelt: nach Naturraum und anstehendem Gestein zu differenzieren, z.B. Assoziationen des CAUCALIDION in Gipsbrüchen, Assoziationen des SYSIMBRION und Davallseggen- und Pfeifengras-reiche Gemeinschaften in Kalkbrüchen usw.).

Haben sich auch in seit längerem aufgelassenen Abbaustellen keine der oben beschriebenen Arten eingestellt, ist für die Definition von Pflegezielen auf die im Kap.4.2.1.1 (S. 126) dargestellten Richtlinien zurückzugreifen.

4.2.2 Allgemeine Aussagen

Je nachdem, ob es sich um eine bereits seit längerem aufgelassene Abbaustelle mit bereits etablierten Gesellschaften, um einen in Betrieb befindlichen bzw. einen gerade aus dem Betrieb genommenen Steinbruch handelt, müssen unterschiedliche Maßnahmen zur Anwendung kommen. Für die Beschreibung der Maßnahmen wurde deshalb (wie schon im [Kapitel 4.1](#), S. 121) ein Schema gewählt, das der zeitlichen Abfolge von Neuanlage und Betriebsphase, Stilllegungsphase und Folgephase bzw. Pflege und Entwicklung alter Steinbruchstandorte Rechnung trägt (Kap.4.2.2.1, S. 129 bis Kap.4.2.2.3, S. 140). In [Kapitel 4.2.3](#) (S. 143) werden flankierende Maßnahmen beschrieben. Maßnahmen, die der Neuanlage und Betriebsphase zugeordnet werden können, ist der Buchstabe "B" vorangestellt, Maßnahmen der Stilllegungsphase der Buchstabe "S", solchen der Folgephase der Buchstabe "F". Flankierende Maßnahmen sind mit dem Buchstaben "M"

gekennzeichnet. Innerhalb der einzelnen Maßnahmenpakete erfolgt eine fortlaufende Numerierung. Es finden auch solche Maßnahmen Eingang in die Beschreibung, die bereits heute im Rahmen des normalen Steinbruchbetriebs - also ohne Naturschutzorientierung - durchgeführt werden, sofern sie aus der Sicht des Naturschutzes wünschenswert sind.

- Neuanlage und Betriebsphase (Kap.4.2.2.1, S. 129)

- B1 Schaffung von räumlich abgegrenzten Ruhezeiten
- B2 Trennung und Lagerung der Substrate
- B3 Sicherung gegen Emissionen
- B4 Verwendung von Mähgut aus der Räumfläche
- B5 Frühzeitiges Abschieben der Räumfläche
- B6 Anlage der Halde
- B7 Schaffung geeigneter Voraussetzungen für die Anlage der Steilwand
- B8 Zeitliche Konzentration der Entnahme
- B9 Bearbeitung der Abbaufont im Wechsel

- Stilllegungsphase (Kap.4.2.2.2, S. 133)

- S1 Keine Standortnivellierung
- S2 Beseitigung von Schadstoffen
- S3 Strukturierung von Steilwänden
- S4 Gestaltung der Bermen und Zwischensohlen
- S5 Verwendung von Oberboden
- S6 Strukturierung der Steinbruchsohle
- S7 Besiedelungserleichterung durch Mulchsaat und Mulchen
- S8 Gestaltung temporärer und perennierender Gewässer
- S9 Schaffung von Rohbodenstandorten

- Folgephase bzw. Pflege und Entwicklung alter Steinbruchstandorte (Kap.4.2.2.3, S. 140)

- F1 Müll entfernen und Auswirkungen von Müllablagerungen minimieren
- F2 Duldung morphologischer Dynamik
- F3 Pflege der Abbruchwände
- F4 Pflege und Entwicklung der Bermen und Zwischensohlen
- F5 Pflege der Halde
- F6 Pflege temporärer und perennierender Gewässer
- F7 Einbringung zusätzlicher Gestaltungselemente
- F8 Management bestehender Ansaaten
- F9 Entbuschung, Pflege der Gehölzbestände
- F10 Pflege durch natürliche Entwicklung entstandener, gras- und krautdominierter Vegetationseinheiten

- Flankierende Maßnahmen (Kap.4.2.3, S. 143)

- M1 Verhindern von Störungen
- M2 Anlage von Pufferstreifen
- M3 Gestaltung der Sichtschutzgehölze nach Einstellung des Steinbruchbetriebs
- M4 Keine Bienenvölker
- M5 Regelungen der fischereilichen Nutzung
- M6 Regelung des Kletterbetriebs
- M7 Besucherlenkung und -aufklärung

4.2.2.1 Neuanlage und Betriebsphase

(B1) Schaffung von räumlich abgegrenzten Ruhezeiten

Bei den Betreibern sollte darauf hingewirkt werden, daß Bereiche, die nicht mehr zum Betrieb des Steinbruchs beitragen, zum frühestmöglichen Zeitpunkt aus dem Betriebsgeschehen ausgegliedert werden. Dies bedeutet, daß diese Flächen weder befahren werden noch als Abstell- oder Lagerfläche dienen sollten. Auf diesen "Ruhezeiten" können sich schon während des Betriebs die ersten Pioniere einfinden, die dann nach Einstellung des Steinbruchbetriebs die übrigen Flächen schnell besiedeln können. Es ist insbesondere ratsam, flachgründige Bereiche (Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit gering) oder verdichtete Flächen mit temporären Gewässern als Ruhezeiten auszuweisen, damit vor allem Spezialisten Lebensräume finden.

(B2) Getrennte Lagerung der Substrate

Bei den durch die vorbereitenden Arbeiten (Abräumen des Oberbodens, Entfernung des qualitativ minderwertigen Verwitterungshorizontes etc.) anfallenden, im Rahmen des Steinbruchbetriebs nicht nutzbaren Materialien sollte strikt auf eine Substrattrennung geachtet werden. In erster Linie ist die Vermischung von humosem Boden mit Inertmaterialien zu vermeiden. Während Inertmaterialien bereits während der Betriebsphase und nach Abbauende zur Oberflächengestaltung eingesetzt werden können, bedeutet die Einbringung von humosem und nährstoffreichem Oberboden in den meisten Fällen eine unerwünschte Eutrophierung. Auch der Einsatz von Mischsubstraten aus Oberboden und Inertmaterialien ist daher unerwünscht. Optimal wäre nicht nur eine Trennung von Oberboden und Inertmaterial, sondern auch eine getrennte Lagerung bzw. Einbringung des Inertmaterials nach zwei Größenklassen (etwa 0 - 100mm, mehr als 100mm), da auf diese Weise allein schon aufgrund der unterschiedlichen Korngrößen unterschiedliche Standortbedingungen entstehen (Erhöhung der Strukturdiversität).

Gegen eine Lagerung von Inertmaterialien auf der Steinbruchsohle ist aus fachlicher Sicht im Regelfall nichts einzuwenden. Es sollte allerdings darauf geachtet werden, daß möglichst rasch ungestörte, d.h. nicht ständig durch erneute Überschüttung beeinträchtigte Bereiche entstehen. Optimal ist der frühzeitige Einbau des während der Betriebsphase anfallenden, unbrauchbaren Materials an der Stelle, die die Planung zur endgültigen Deposition vorgibt. Dies ist auch aus Kostengründen vorteilhaft (vgl. Kap.4.2.1.2, S. 128). Mutterboden bzw. humoser Oberboden sollte nach dem Abtragen nicht auf bereits früher abgeräumten Flächen oder auf oligotrophen Steinbruchstandorten (zwischen-) gelagert werden. Zum einen soll damit die Gefahr umgangen werden, daß bereits vorhandene Pflanzen- und Tiergesellschaften des Rohbodenstandortes überschüttet werden, zum anderen, daß auf diese Weise eine Eutrophierung der Rohbodenstandorte erfolgt. Ausgeschlossen werden muß die Aufschüttung von

Oberbodenmieten in Bereichen, in denen die Anlage von Gewässern geplant ist. Humoser Oberboden sollte nur auf an sich schon eutrophe Standorte gelagert oder endgültig deponiert werden.

(B3) Sicherung gegen Emissionen

Um den Austrag von Stäuben, die durch den Steinbruchbetrieb entstehen, zu minimieren, sollten dichte, doppel- bzw. mehrreihige Anpflanzungen vorgenommen werden. Dies ist vor allem dann von großem Interesse, wenn magere Standorte oder extensiv genutzte Bereiche an den Steinbruch angrenzen, die durch den Staubeintrag eutrophiert oder in ihrer Vitalität beeinträchtigt werden könnten. Hier ist es notwendig, daß der Steinbruch nicht bis unmittelbar an die Grenze des Magerstandortes vorangetrieben wird, damit noch ein genügend breiter Streifen verbleibt, auf dem die Pflanzung durchgeführt werden kann, ohne daß das zu schützende Gelände dafür in Anspruch genommen werden muß oder durch Beschattung unzumutbar beeinträchtigt wird.

(B4) Verwendung von Mähgut aus der Räumfläche

Werden durch den Abbau Magerstandorte zerstört, so ist im Jahr vor dem Abschieben zur Gewinnung von Mulchmaterial eine Mahd durchzuführen, die pro Mahdtermin jeweils die Hälfte (bei zwei Mahdterminen) bzw. ein Drittel (bei drei Mahdterminen) der betreffenden Flächen erfaßt (Abb. 4/2). Um das gesamte Spektrum fruktifizierender Pflanzen zu erfassen, ist letzteres vorzuziehen. Das gewonnene Material wird auf oligotrophen Steinbruchstandorten, die nicht mehr durch den Betrieb gestört werden, als Mulchsaat aufgebracht (vgl. auch Kap.4.2.1.2, S. 128).

(B5) Frühzeitiges Abschieben der Räumfläche

Das Abschieben der für den Abbau vorgesehenen Flächen sollte - wenn es sich um ehemalige, intensiv genutzte Standorte oder um Wald handelt - nicht erst kurz vor dem Abbau, sondern bereits ein bis zwei Jahre vorher erfolgen. (vgl. Abb. 4/3). Die Abräumtechnik ist mit dem normalerweise dem Abbau di-

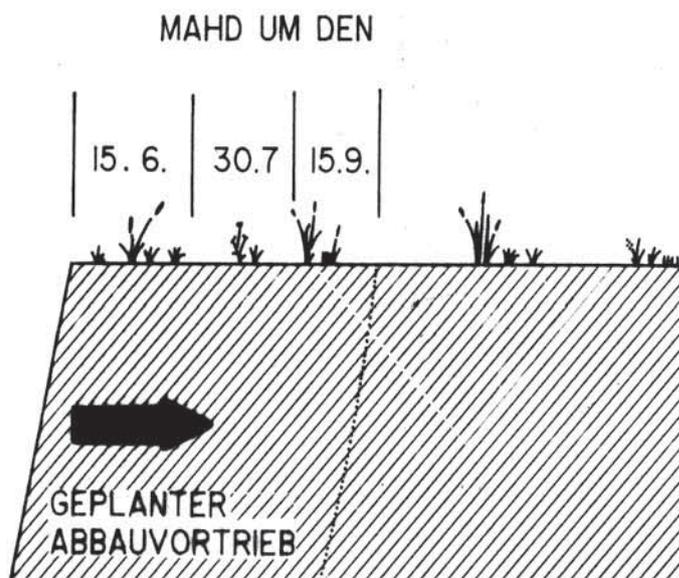


Abbildung 4/2

Gewinnung von Material zur Mulchsaat aus der Abräumfläche

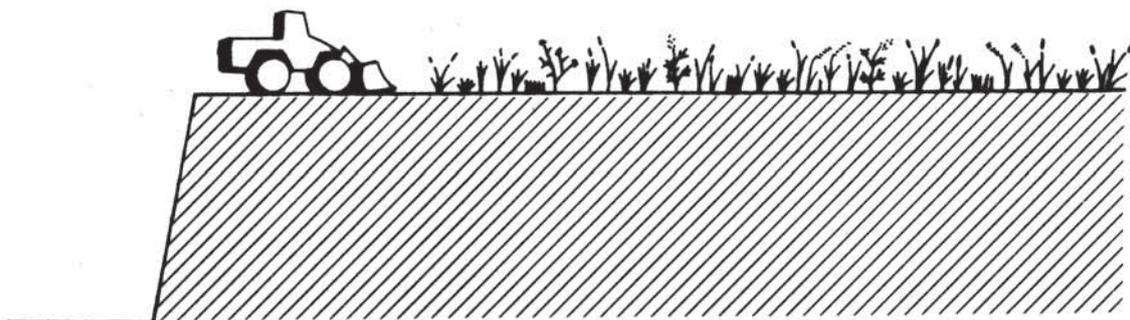


Abbildung 4/3

Einmaliges Abschieben zu Beginn

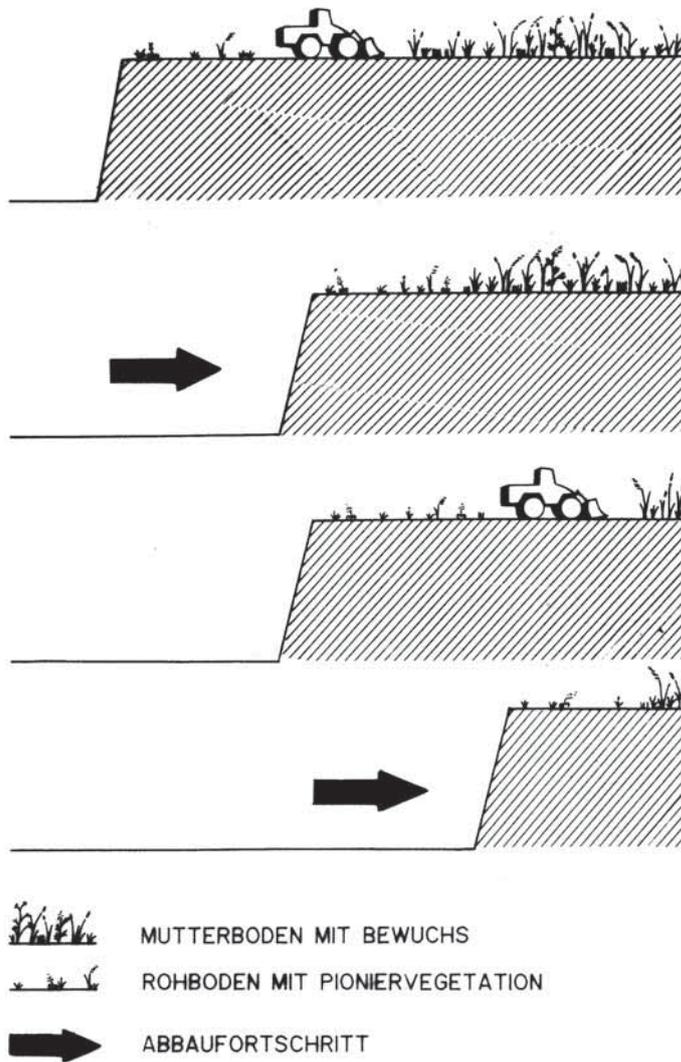


Abbildung 4/4

Ablauf der Räumungsarbeiten während des Abbaus

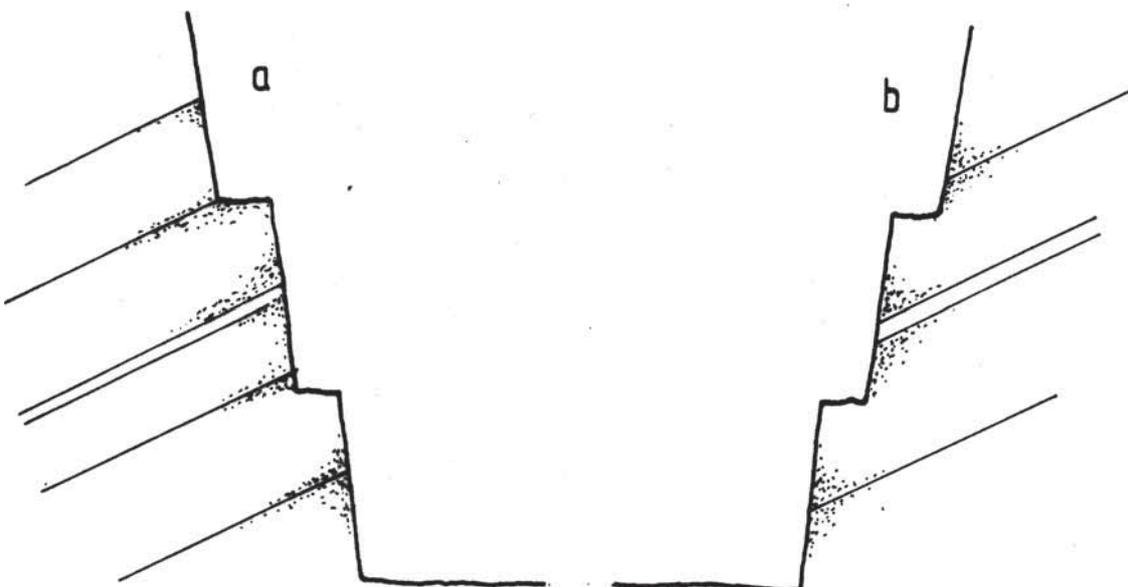


Abbildung 4/5

Geeignete Voraussetzungen für die Anlage der (zukünftigen) Steilwand

a: Gesteinsschichten in den Hang hinein einfallend; zur Anlage einer Steilwand geeignet

b: Gesteinsschichten zur Bruchkante hin einfallend; zur Anlage einer Steilwand ungeeignet

rekt vorangehenden Abschieben identisch. Nutznießer sind Therophyten- bzw. Ackerwildkrautgesellschaften.

Die Abräumzone sollte vor dem Abbau herwandern, so daß laufend neu geöffnete Bodenbereiche entstehen, damit Arten, die dem Abbau zum Opfer fallen, in die neu freigelegten Bereiche übersiedeln können (Abb.4/4, S. 131). Das Abschieben neuer Bereiche sollte im Herbst stattfinden, um die Etablierung therophytenreicher (Pionier-) Gesellschaften in der kommenden Vegetationsperiode zu fördern.

(B6) Anlage der Halde

Bei der Verkippung (vor allem von grobem) Abbaumaterial muß darauf geachtet werden, daß ältere Haldenteile nicht ständig durch neues Material überschüttet werden. Im gleichen Sinn ist bei der Neuanlage von Halden zu verfahren: es müssen möglichst rasch Haldenbereiche entstehen, die von nachfolgenden Materialüberschüttungen nicht mehr beeinträchtigt werden. Dies dient dem Zweck, einen der Faktoren, die eine Vegetationsansiedelung verhindern können - nämlich zu große Dynamik -, auszuschalten.

Auch bei sehr grobem Material spielt dieser Faktor eine Rolle, jedoch weniger hinsichtlich der Ansiedlung von Pflanzen, als vielmehr für Tiere, die in den Ritzen und Spalten Unterschlupf finden können. TRAUTNER & BRUNS (1988) empfehlen außerdem: "Die Anlage von Halden sollte möglichst nicht im Bereich sonnenexponierter Felswände, Sohlenbereiche oder Gewässer erfolgen. Auch eine eventuelle Beschattung solcher Biotopelemente durch eine spätere Bewaldung der Halden ist zu vermeiden" (ebd.).

Die neuerliche Überschüttung von bestehenden, älteren Halden kann den Zwecken des Naturschutzes jedoch auch zustatten kommen; dann nämlich, wenn eine Verkräutung oder Verbuschung der Halden nicht erwünscht ist (Steinschmätzer). Wenn dieser Prozeß nicht zu weit fortgeschritten ist, können durch eine neuerliche Überschüttung die gewünsch-

ten Rohbodenstandorte geschaffen werden (vgl. auch S9, S. 139). Es ist darauf zu achten, daß dies nur partiell und außerhalb der Brutperiode, d.h. vor dem 1.4. bzw. nach dem 15.7. erfolgt.

Bei großen, stark von Bermen geprägten Steinbrüchen (meist großflächige Brüche zur Naturstein- und Grundstoffgewinnung) kann in Hinblick auf eine stärkere innere Strukturierung ein Teil der Bermen mit autochthonem Inertmaterial (Innenhalde) angefüllt werden (Kap.4.2.1.2, S. 128). Voraussetzung ist allerdings, daß die Gestaltung der Bruchwand in der Stilllegungsphase nicht unter dieser Maßnahme leidet. Vorwiegend südexponierte Bermen bieten sich für diese Maßnahme an.

(B7) Schaffung geeigneter Voraussetzungen für die Anlage der Steilwand

Für die Felsenbrüter Uhu und Wanderfalke wäre eine hohe Steilwand wünschenswert. Der Abbau sollte dazu bei gegebener Standfestigkeit des Gesteins zumindest auf einer Breite von 50 -100m eine Höhendifferenz von 30m aufweisen. Wo dies angesichts der Standfestigkeit möglich ist, werden dadurch die Voraussetzungen für die Anlage einer Steilwand geschaffen. Beim Abbau schichtweise gelagerter Gesteine (Muschelkalk, Sandstein etc.) ist vor allem derjenige Bereich für die Anlage einer Steilwand geeignet, in dem die Schichten in den Hang hinein einfallen (Abb. 4/5, S. 131). Falls die Voraussetzungen dafür vorhanden sind, sollte die (zukünftige) Steilwand in mindestens zwei Himmelsrichtungen exponiert sein. Bestehende Sicherheitsvorschriften sind zu beachten.

(B8) Zeitliche Konzentration der Entnahme

In Steinbrüchen, in denen nur geringe Mengen entnommen werden und der Abbau nicht kontinuierlich vor sich geht, ist darauf hinzuwirken, daß die Entnahme zeitlich konzentriert erfolgt. Der Abbau sollte sich mit Rücksicht auf das Brutgeschäft der Vögel auf den Spätsommer und den Herbst konzentrieren.

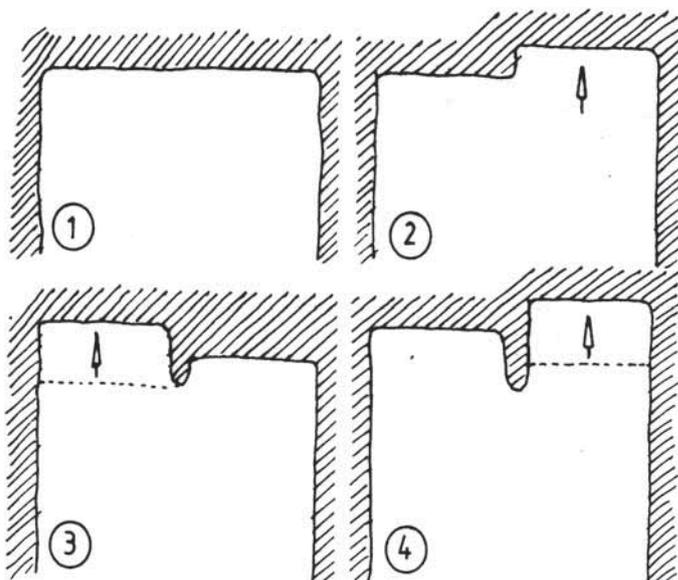


Abbildung 4/6

Wechselweiser Vortrieb der Abbaufont
(Aufsicht)

(B9) Bearbeitung der Abbaufont im Wechsel

Breite Abbaufonten sollten nicht auf ganzer Linie gleichzeitig, sondern in turnusmäßigem, jährlichem Wechsel abgebaut werden, wenn die Materialqualitäten und die betrieblichen Rahmenbedingungen dies erlauben (Abb.4/6, S. 132). So stehen bereits während des Abbaus zumindest teilberuhigte Wandbereiche zur Verfügung. Die vorspringende Nase zwischen bearbeitetem und nicht bearbeitetem Wandbereich verstärkt diesen Effekt.

4.2.2.2 Stilllegungsphase**(S1) Keine Standortnivellierung**

Durch den Steinbruchbetrieb entstehen zahlreiche Kleinstrukturen und Mikrogradienten, die unterschiedliche Standortbedingungen auf kleinem Raum zur Folge haben. Fahrspuren, Bodenverdichtungen und andere technisch bedingte Veränderungen tragen zur Vielfalt der Standortbedingungen in einem Steinbruch bei und sollten unbedingt belassen werden. Sie dürfen keinesfalls im Rahmen irgendwelcher "Aufräumungsarbeiten" eingeebnet, aufgefüllt oder auf sonstige Art nivelliert werden. Ganz im Gegenteil: In großen, unstrukturierten Brüchen kann es sogar angeraten erscheinen, Mikrogradienten im Rahmen der Herrichtung für die Folgefunktion Naturschutz auf diese Art und Weise zu erzeugen (vgl. Vorgehensweise bei der Anlage naturnaher Bereiche im Rahmen des Baus der Isar-Stützkraftstufe Landau - JÜRGING 1985 mdl.). Zur zusätzlichen Strukturierung des Steinbruchgeländes kann Inertmaterial herangezogen werden. Eine getrennte Lagerung verschiedener Größenklassen erlaubt einen gezielteren Einsatz des Materials und führt eo ipso zu einer weiteren inneren Strukturierung.

(S2) Beseitigung von Schadstoffen

Durch Defekte und unsachgemäße Behandlung der im Steinbruch arbeitenden Maschinen ist nicht immer auszuschließen, daß schädliche Substanzen freigesetzt werden. Insbesondere die Abstellplätze sollten in dieser Beziehung kritisch unter die Lupe genommen werden. Sollte sich der Verdacht bestätigen, kann der Steinbruchbetreiber dazu verpflichtet werden, den Schaden zu minimieren (Bodenabtrag etc.). Von der Anlage von Gewässern in den kontaminierten Bereichen ist abzusehen.

(S3) Strukturierung von Steilwänden

Nach Beendigung des Abbaus sollte-soweit rechtlich zulässig-bei gegebener Standfestigkeit des Gesteins eine Höhendifferenz von 30m zwischen Sohle und Steinbruchoberkante entstanden sein (vgl. B7-Profitierende Schlüsselarten: Wanderfalke, Uhu, sonstige Felsbrüter). Da die Höhendifferenz während des Abbaus durch Bermen abgefangen wird, ist in den letzten Abbauschritten die Entfernung/der Rückbau der Bermen auf einer Breite von mindestens 50m vorzusehen. Auch bei geringeren Höhendifferenzen (10 und 30m) zwischen Sohle und Oberkante ist dafür zu sorgen, daß die Höhendifferenz mit einer Steilwand überwunden und nicht durch Abspren-

gen, Anböschungen oder Stehenlassen der Bermen abgefangen wird (Ausnahmen siehe Kap.4.2.4, S. 145). Beim Rückbau der Bermen sollten bevorzugt im oberen Drittel (in der oberen Hälfte) der Wand in Teilbereichen schmale Simse, Kanzeln oder Felsnasen stehenbleiben, die jedoch keine horizontale Verbindung zu begehbaren Bermen besitzen (Abb.4/7a, S. 134). Bestehende Sicherheitsvorschriften sind zu beachten.

Wo waagrechte Felsabsätze nicht bereits durch die Abbautätigkeit entstanden sind, sollten sie spätestens vor der Stilllegung geschaffen werden. Ziel ist es, geeignete Standorte für Felsbrüter (Uhu, Wanderfalke u.a.) anzulegen. Um die unterschiedlichen Ansprüche der einzelnen Arten zu befriedigen, sollten die Felsbänder in Tiefe und Breite variieren. In Frage kommt die Gestaltung von Simsen, Kanzeln und Felsnasen (Abb. 4/7b, S. 134). Bei tieferen Simsen wie allgemein bei der Anlage tieferer Felsabsätze muß darauf geachtet werden, daß sich kein Niederschlagswasser auf den Simsen sammeln kann, da Nässe in oder am (potentiellen) Nest/ Horst die Akzeptanz als Brutplatz und im späteren Verlauf die Bruterfolge deutlich reduzieren kann. Dies sollte allerdings nicht zu der (vermeintlichen) "Lösung" führen, den Felsabsatz so zu gestalten, daß eine Neigung zum Abgrund hin entsteht. Derart geneigte Felsvorsprünge werden i.d.R. nicht als Nist-/ Horstplatz angenommen! Als Alternative bietet sich eine Neigung zum Hang hin an, wo eine schmale Kehle/ Rinne das Niederschlagswasser sammelt und durch eine geringe Neigung seitlich ableitet.

Da die Bruchwand nicht von oben eingesehen werden soll, muß oberhalb der Bruchwand ein genügend breiter Pufferstreifen vorhanden sein, der eine Bepflanzung mit dornbewehrten Sträuchern erlaubt, die ein Durchkommen erschweren. Provisorisch kann auch zunächst übriges Schnittmaterial (Heckenschnitt - auch hier bevorzugt dornbewehrtes Material) abgelagert werden. Fehlt ein entsprechender Pufferstreifen, ist zu überlegen, ob bei der Gestaltung der Abbruchwand die oberste Berme erhalten werden kann, die dann die Pufferfunktion übernimmt (siehe S4, S. 133 und Abb. 4/8, S. 135).

Eine Abweichung von der Lotrechten aus Gründen der Standsicherheit kann notwendig werden. Bei Bruchwänden, bei denen die Schichten zum Steinbruch hin einfallen, muß aus sicherheitstechnischen Gründen auf eine Steilwand in der vorgeschlagenen Höhe verzichtet werden.

Die innere Strukturierung weithin sichtbarer Steinbruchwände sollte nicht nur vertikal (Bermen, Simse, Kanzeln etc.) sondern auch horizontal erfolgen. Dabei sind die Strukturen natürlicher Felswände - falls Beispiele dafür in der Umgebung vorhanden sind - zu übernehmen. Bei der horizontalen Gestaltung von Steilwänden in Muschelkalkbrüchen können z.B. die Strukturmuster der west- und südwest-exponierten Steilhänge der Muschelkalkfelsen nördlich Karlstadt als Vorbild dienen.

(S4) Gestaltung der Bermen und Zwischensohlen

Bermen und Zwischensohlen bleiben erhalten, sofern sie nicht im Rahmen der in Abschnitt S3 bespro-

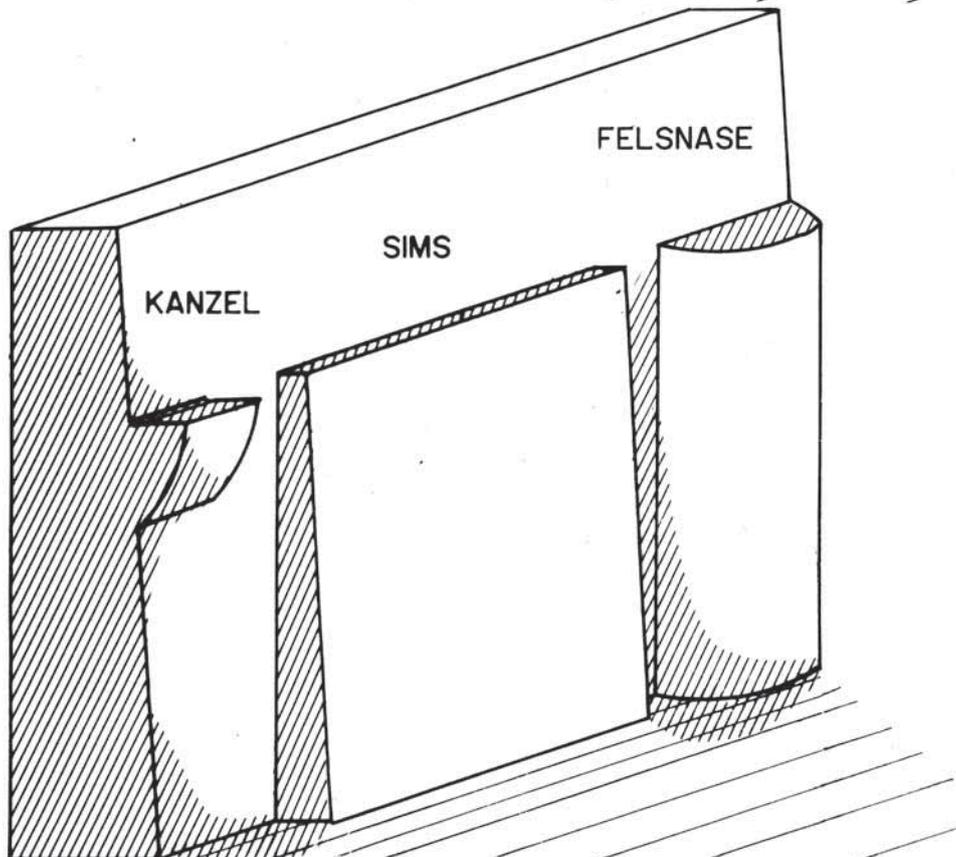
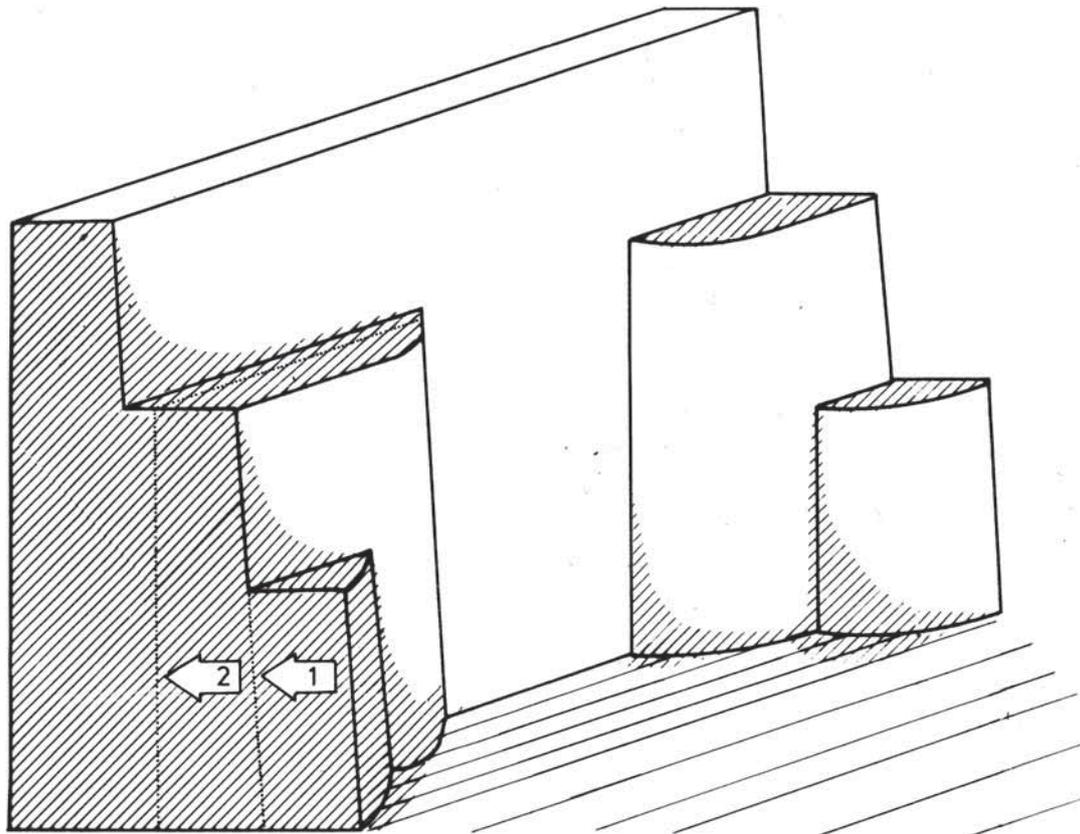


Abbildung 4/7

Rückbau der Bermen und Gestaltung der Steilwand

a: Gesamtschema des Rückbaus

b: Schemaschnitt Kanzel, Sims und Felsnase

chenen Maßnahmen zur Gestaltung der Steilwand rückgebaut werden müssen. Der horizontale Übergang von der Steilwand zur Berme sollte nicht abrupt, sondern allmählich erfolgen, d.h. mittels Verschmälerung der Berme.

Bermen und Zwischensohlen sollten so angelegt werden, daß bei Abbauende genügend Spielraum für Anfüllungen im natürlichen Böschungswinkel bleibt. Aus Gründen der Praktikabilität erfordert dies relativ geringe Abstände zwischen den einzelnen Sohlen (6m) und breite Zwischensohlen (ca. 8-12m). Die Anfüllung kann bereits während des Betriebs vor sich gehen.

Der Zugang zu den Bermen, die sich im oberen Drittel (in der oberen Hälfte) der Abbauhöhe befinden, sollte unterbrochen werden (z.B. durch Absprengung eines Bermenteilstücks).

Bei stark von Bermen geprägten Brüchen (meist großflächige Brüche zur Naturstein- und Grundstoffgewinnung) kann zur stärkeren inneren Strukturierung ein Teil der Bermen abgesprengt werden oder mit autochthonem Inertmaterial (Innenhalde, vgl. Kap.4.2.1.1, S. 126) angefüllt werden. Voraus-

setzung ist allerdings, daß die Gestaltung der Bruchwand (vgl. S3) nicht unter dieser Maßnahme leidet (Abb. 4/9, S. 136).

Beim Abbau schichtweise gelagerter Gesteine (z.B. Muschelkalk, Sandsteine u.a.) sind vor allem Bermen in denjenigen Bereichen, in denen das Gestein zur Bruchkante hin einfällt (und also für die Anlage einer Steilwand aufgrund der geringeren Standfestigkeit nicht geeignet ist), für die Absprengung bzw. Anfüllung geeignet (Abb. 4/10, S. 136).

Die Absprengung /Anfüllung muß nicht unbedingt in der Stilllegungsphase bereits abgeschlossen sein. Es kann u.U. wünschenswert sein, die Sprengung /Anfüllung sukzessive (z.B. in zeitlichen Abständen von 10 Jahren), jeweils in einzelnen Abschnitten, vorzunehmen um auf diese Weise neue Rohbodenstandorte zu schaffen (Abb. 4/11, S. 136).

Fehlt ein Pufferstreifen, ist zu überlegen, ob bei der Gestaltung der Abbruchwand die oberste Berme zu erhalten ist, die dann die Pufferfunktion übernehmen kann (siehe Abb.4/8, S. 135).

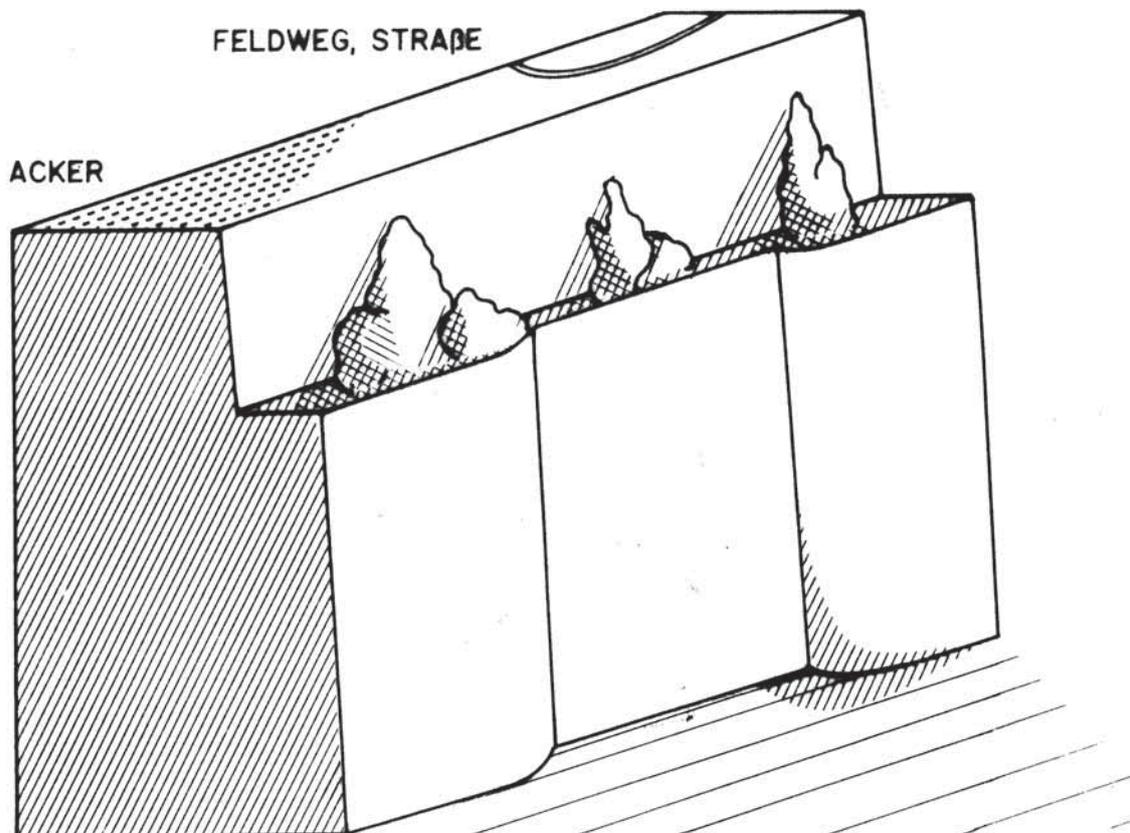


Abbildung 4/8

Erhaltung der obersten Berme als Pufferzone

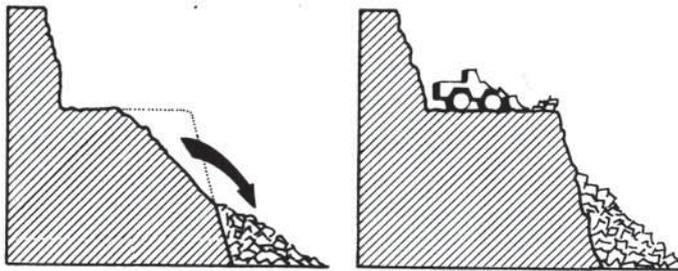


Abbildung 4/9

Gestaltung der Bermen

- a: Absprengung
- b: Anfüllung mit Inertmaterial



Abbildung 4/10

Eignung von Bermen für Absprengung bzw. Anfüllung in Abhängigkeit von der Lagerung der Gesteinsschichten

- a: Gesteinsschichten in den Hang hinein einfallend; zur Anlage einer Steilwand geeignet, daher nicht anfüllen oder durch Sprengung abflachen
- b: Gesteinsschichten zur Bruchkante hin einfallend; zur Anlage einer Steilwand ungeeignet; für eine Anfüllung oder Abflachung durch Sprengung geeignet

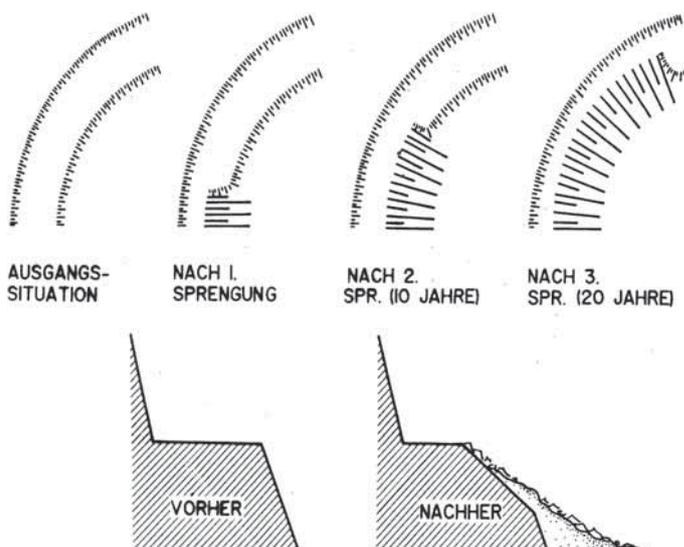


Abbildung 4/11

Sukzessive Absprengung bzw. Anfüllung der Bermen zur Schaffung von Rohbodenstandorten

(S5) Verwendung von Oberboden

Ebenso wie die Einebnung und Nivellierung der Steinbruchflächen ist auch der flächige Auftrag von humosem Oberboden auf Sohle, Haldenplateau und sonstige oligotrophe Flächen aus der Sicht des Naturschutzes als negativ zu werten. Die oligotropen Verhältnisse der Rohböden, die es zu erhalten gilt, werden dadurch zugunsten stärker eutropher Verhältnisse verdrängt. Doch nicht nur die Eutrophierung, sondern auch die Nivellierung der Kleinstrukturen der Bodenoberfläche muß als Argument gegen eine derartige Maßnahme angesehen werden.

Oberboden sollte nur bei sehr großen Steinbrüchen (über 20 ha Flächengröße) im Sinne einer Erhöhung der strukturellen Diversität ausgebracht werden. Allerdings sollte dies in räumlich konzentrierter Form erfolgen und nicht mehr als 10% der Sohlenfläche beanspruchen. Dabei ist darauf zu achten, daß die eutrophierende Wirkung so weit wie möglich in Grenzen gehalten wird. Die Aufbringung des Oberbodens sollte daher vorzugsweise auf den tiefsten Punkten der Sohle geschehen, falls diese nicht von perennierenden oder temporären Tümpeln eingenommen werden oder deren Schaffung dort geplant ist (!). Damit wird eine Erosion und Auswaschung des Materials in andere Bereiche der Sohle weitgehend verhindert. Das aufgebrachte Material ist in ausreichendem Maß zu verdichten, um eine Verwehung so gering wie möglich zu halten, jedoch nicht einzusäen.

(S6) Strukturierung der Steinbruchsohle

Insbesondere Steinbrüche, die der Gewinnung von Massengütern dienen, weisen nach Beendigung des Abbaus großflächige, teils nur wenig strukturierte Sohlen auf. Steht noch dazu reiner Fels an, ist selbst mittelfristig nicht mit einer Vegetationsansiedlung zu rechnen. Um die Besiedelungsgeschwindigkeit zu beschleunigen, können in Steinbrüchen mit einer zusammenhängenden Sohlenfläche von mehr als 4ha Bodenaufträge aus feinkornreichen Materialien aufgebracht werden (Abb. 4/12). Dabei wird vor allem sandiges Material mit nur geringen Humusanteilen verwendet. Ziel ist es, primär den Pionierarten, die sich - wenn auch über einen längeren Zeitraum - sowieso einfinden würden, eine Starthilfe zu leisten. Wenn vor allem landschaftsästhetische

Überlegungen eine Rolle spielen (ungenutzte Flächen, auf denen "nichts passiert", stellen in den Augen vieler Menschen ein Ärgernis dar), sollte der Auftrag des Materials vor allem in den Randbereichen geschehen.

Beschattete Flächen sind für die Durchführung dieser Maßnahme zu bevorzugen, um den Keimerfolg der auflaufenden Samen zu erhöhen.

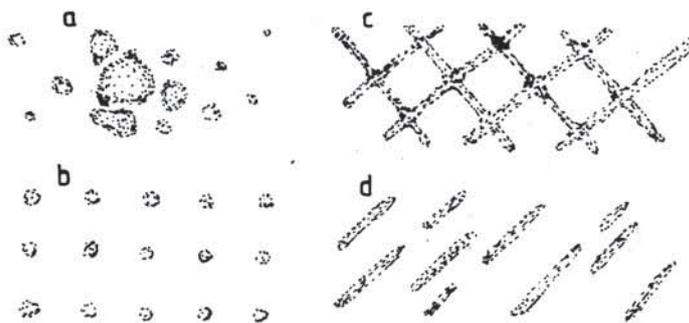
Gezielte Anschüttungen können auch dort vorgenommen werden, wo am Fuß der Steilwand Schuttfächer oder -kegel fehlen. Auch hier kann feinkornreiches, jedoch humusfreies Material zum Einsatz kommen. Besonnte Standorte, v.a. am Fuß von süd-exponierten Steilwänden, sind dabei zu bevorzugen. Eine Schüttung von oben kann - wo dies möglich ist - ins Auge gefaßt werden (Antransport des Materials an die Steinbruchoberkante mit Kipper, Schieben über die Steinbruchoberkante mit Radlader oder Raupe). Bei erosionsanfälligen Materialien (z.B. Kalkmergel, Basalt) ist dies jedoch überflüssig.

Im Rahmen der Stilllegung können eine Reihe weiterer Gestaltungselemente eingebracht werden (vgl. F7, S. 141):

- einzelne Steinblöcke (1m), zu einer Gruppe zusammengeschoben oder aufgehäuft;
- Steinhaufen aus inertem Material, bevorzugt aus grobem Blockschutt (250mm) als Versteck für Amphibien und Sonnplatz für Reptilien;
- Haufen aus grobem Altholz als Baumaterial für Wespen und Nistplatz verschiedener Insekten;
- Reisighaufen und/ oder Häckselmaterial (Reste aus Entbuschungsmaßnahmen).

(S7) Besiedlungserleichterung durch Mulchsaat und Mulchen

In Steinbrüchen mit einer zusammenhängenden Sohlenfläche von mehr als 4ha, in denen eine Besiedlung der Trockenstandorte durch geeignete Spezialisten erwünscht ist, allerdings - bedingt durch eine zu große Entfernung zum nächstgelegenen Lieferbiotop (1-2km) - als unwahrscheinlich erachtet werden muß, kann eine Ansaat mit geeignetem Saatgut (siehe unten) ins Auge gefaßt werden. Aus Kostengründen wie auch aus Gründen der Praktikabilität kommt eine flächige Ansaat nicht in Betracht. Punktuelle Ansaaten mit einer Ausdehnung von je-

**Abbildung 4/12****Strukturierung der Steinbruchsohle durch Aufbringung von feinkornreichem Substrat, Aufsicht**

- a: Auftrag agglomeriert; wirkt am natürlichsten
 b: Auftrag punktförmig im Raster; möglichst nicht anwenden
 c: Auftrag netzförmig; möglichst nicht anwenden
 d: Auftrag kulissenartig gestaffelt; v.a. dort möglich, wo größere Flächen bearbeitet werden sollen

weils etwa 100 - 500m² können als Ausgangspunkt für eine im Lauf der Jahre erfolgende flächige Besiedlung dienen. Die für die Ansaat geeigneten Flächen sollten nicht aus bindigen Substraten bestehen (Gefahr der Verdichtung, Auftreten von Staunässe) und nur wenig geneigt sein (Erosionsgefahr). Sandiges bis grusiges Material liefert vermutlich die besten Voraussetzungen. Nötigenfalls sind geeignete Flächen durch partielle Aufschüttungen (vgl. Kap.2.1.2.8) mit sandigem bis grusigem Inertmaterial (Korngröße < 10mm) zu schaffen.

Auf herkömmliches, im Handel erhältliches Saatgut sollte verzichtet werden. Erwünscht ist die Bemulchung der ausgewählten Flächen mit Saatgut, das aus dem Schnitt von Magerrasen gewonnen wird. An Ort und Stelle wird das gehäckselte Mähgut ausgebracht, wobei die entstehende Mulchdecke die Keimungsbedingungen verbessert. Da - um das gesamte Artenspektrum zu erhalten - Material von mindestens zwei, besser drei Schnittzeitpunkten ausgebracht werden sollte, ist von Anfang an darauf zu achten, daß die Mulchdecke nicht zu dick gerät, da sich ihre positive Wirkung sonst ins Gegenteil verkehrt (Hemmung der Lichtkeimer). Die Dicke sollte nach Beendigung der Maßnahmen 3cm nicht überschreiten; eine Nachbesserung des zu dicken Auftrags kann durch Auseinanderziehen der Mulchdecke erfolgen.

Stehen für eine Mulchsaat keine geeigneten Lieferbiotope zur Verfügung, so sollte ersatzweise eine Bemulchung mit Strohhäcksel - ebenfalls auf Flächen von 100 - 500m² (gleiche Kriterien wie bei der Mulchsaat) - erwogen werden. Diese Vorgehensweise bietet sich auch dann an, wenn zu erwarten ist, daß sich durch Benachbarung geeigneter Lieferbiotope ausreichend Samenmaterial im Steinbruch einfindet, die Keimung und Entwicklung jedoch durch widrige klimatische Umstände erschwert werden. Die Hauptintention liegt in der Verbesserung der Keimungsbedingungen der durch den Wind eingebrachten Samen. Strohhäcksel kann zwar nur schwer abgebaut werden, es hat aber den Vorteil, daß sein hohes C/N-Verhältnis nicht zu einer nennenswerten Eutrophierung des Bodens führt. Auch hier sollte die Dicke der Mulchschicht 3cm nicht überschreiten.

Da der Kenntnisstand über die genannten Techniken in Deutschland äußerst spärlich ist (geschweige denn Erfolgskontrollen vorliegen), ist die Durchführung von Pilotprojekten dringend anzuraten. Werden entsprechende Maßnahmen durchgeführt, sollten sie wissenschaftlich begleitet und dokumentiert werden. Die von der ANL herausgegebenen Richtlinien zur Ausbringung/(Wieder-)Ansiedlung von Wildpflanzenarten sollten berücksichtigt werden. Die einschlägigen Gesetze und Rechtsverordnungen sind einzuhalten.

(S8) Gestaltung temporärer und perennierender Gewässer

Temporäre Gewässer sind vorzugsweise in Südexposition bzw. in besonnten Bereichen anzulegen, da stark beschattete Kleingewässer nur von wenigen Organismen genutzt werden können. Fehl am Platz

sind kleine Tümpel am Fuß von instabilen Wänden oder Geröll- und Schutthalden, da nachrutschendes oder nachfallendes Material das Kleingewässer über kurz oder lang verschütten würde und das eingetragene Material eine ständige Trübung zufolge hat. Temporäre Tümpel sollten nicht einzeln, sondern in Gruppen angelegt werden. Die einzelnen Tümpel sollen in Tiefe, Ufergestaltung und Ufermaterial variieren, um ein möglichst breites Habitatspektrum anzubieten.

Die Gestaltung flacher perennierender Gewässer sollte erst bei einer ausreichenden Sohlenfläche (ungefährer Richtwert > 4 ha) ins Auge gefaßt werden, sofern dies der (vorrangigen) Anlage temporärer Gewässer nicht im Wege steht. Ihre Schaffung ist nur dort wünschenswert, wo wasserundurchlässige Gesteine oder bindige Substrate die Sohle bilden (Granit, Serpentin, z.T. Kalkbrüche mit ausreichend hohem Mergelanteil, Sandsteinbrüche). Für diese Gewässer ist eine Mindestfläche von 1.500m² und eine Mindesttiefe von 1,5m zu veranschlagen. Ferner sollte der gewählte Standort die bereits im vorhergehenden Absatz geschilderten Bedingungen erfüllen. Die Uferneigung sollte sich im Rahmen von 1:5 bis 1:10 bewegen. Für die Ufergestaltung sollten außer dem wasserstauenden, bindigen Material verschiedene weitere Materialien zum Einsatz kommen (Inertgesteine mit unterschiedlichen Korngrößen).

Bleiben nach Abbauende tiefere Hohlformen zurück, so sollte die Anlage von perennierenden Gewässern angestrebt werden, die auch dicht an der Abbruchwand liegen dürfen. Sie dienen in erster Linie der Bestandsetablierung oligo- bis mesotropher Ufergesellschaften, von Amphibien und Libellen, sorgen aber auch gleichzeitig für eine hohe Luftfeuchtigkeit, so daß Moose und Farne in der nordexponierten Abbruchwand optimale Lebensbedingungen vorfinden. Daher sind Auffüllungen oder Teil-Auffüllungen von Vollhohlformen - auch wenn dies mit inertem Material geschieht - grundsätzlich zu unterlassen.

Bei Hohlformen, die sich nach dem Abbau mit Wasser füllen, ist bereits während des Abbaus auf eine Koordination zwischen dem zukünftigen Überlauf (Abfluß) und der Anlage der Bermen bzw. Zwischensohlen zu achten. Diese sollten so angelegt werden, daß sie knapp (maximal 1-1,5m) unter dem zu erwartenden Wasserspiegel, d.h. unter dem zukünftigen Überlauf zu liegen kommen. Sie bilden die Grundlage für eine nachfolgende Ufergestaltung. Breitere Bermen (5m) bzw. Zwischensohlen eignen sich für diesen Zweck besser als schmale, da sie bei ihrer Ausgestaltung vielfältigere Variationsmöglichkeiten erlauben (Abb.4/13, S. 139).

Bermen, die knapp unter dem zukünftigen Wasserspiegel liegen, können durch den Einsatz von Inertmaterial für Zwecke des Naturschutzes optimiert werden. Ziel ist die Schaffung verschiedener steiler Nässegradienten (Abb.4/14, S. 139). Die Anschüttung des Materials hat zu erfolgen, bevor sich das Wasser in der Vollhohlform sammelt. Solange noch keine Erfahrungen bezüglich der Effektivität bzw.

des Erfolgs der einzelnen Varianten vorliegen, sollten sämtliche Varianten zum Einsatz kommen.

Da für ein derartiges perennierendes Gewässer eine Mindestdiefe von 10m anzustreben ist, sollte auf eine entsprechende Höhendifferenz zwischen Abbausohle und Oberkante der Hohlform geachtet werden.

(S9) Schaffung von Rohbodenstandorten

Vegetationslose Flächen können dort großflächig erwartet werden, wo gewachsener Fels ansteht. Ist diese Situation nicht gegeben, werden durch Anschüttung bzw. Auffüllung auf einer Fläche von mindestens 3.000m^2 die Rahmenbedingungen dafür und für eine Optimierung der später fällig werden-

den Pflegemaßnahmen hergestellt. Es sollte mit einer Mindest-Schichtmächtigkeit von 0,5m gearbeitet werden. Die Korngrößen können zwischen 10 und etwa 100mm variieren. Unter keinen Umständen sollte das verwendete Material humose Bestandteile enthalten.

Auf eine volle Besonnung der anzuschüttenden Flächen ist zu achten; Anschüttungen dürfen nicht auf feuchten oder staunassen Arealen erfolgen! Optimal ist die Anlage derartiger Schotterflächen am Fuß südexponierter Wände bzw. im Kontakt mit deren Schuttfächern. Das Material für eine Anschüttung ist entweder aus den bestehenden Halden oder - falls

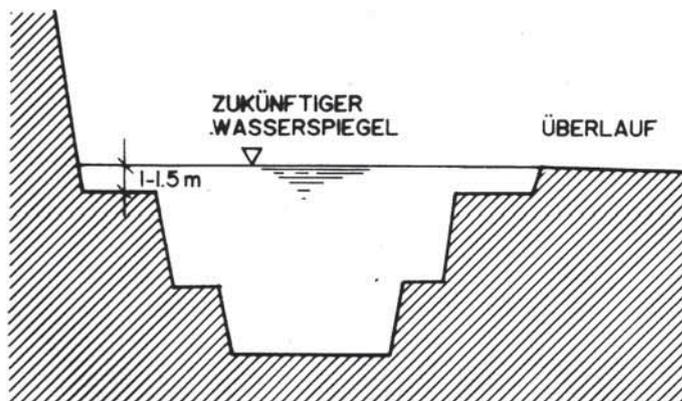


Abbildung 4/13

Optimale Ausgangssituation für die Gestaltung eines tiefen perennierenden Gewässers

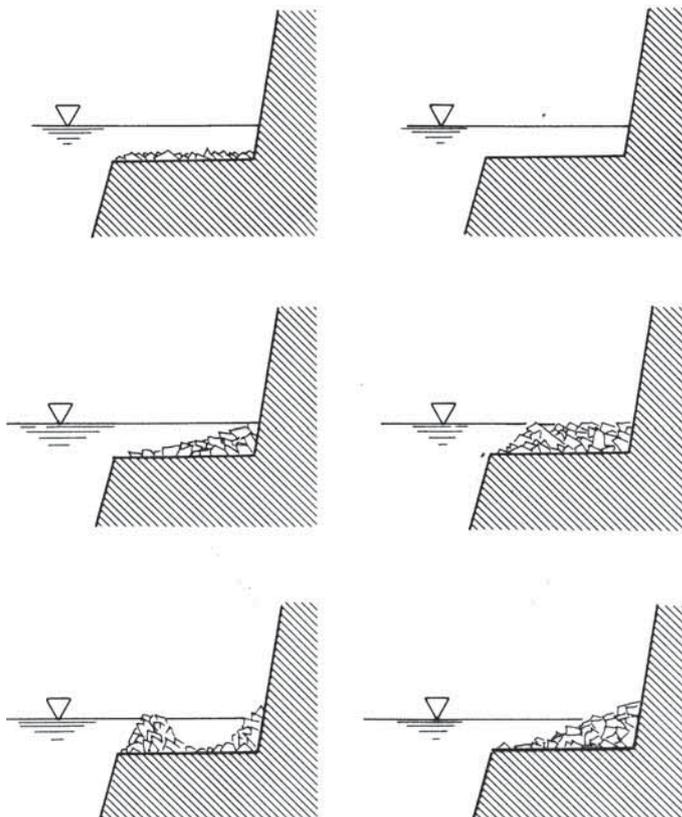


Abbildung 4/14

Variationsmöglichkeiten bei der Ufergestaltung tiefer perennierender Gewässer in Vollhohlformen

geeignet - aus Brechresten, die nicht auf der Halde deponiert, sondern auf der Steinbruchsohle ausgebracht werden, zu beziehen. Die Anschüttung darf nur oberflächlich abgezogen werden; kleine Mulden und Rinnen sind zu belassen (Mikroklima!).

Pflegemaßnahmen werden fällig, wenn die Deckung der Krautschicht 20% erreicht. Es ist jeweils nur 1/3 der Fläche zu bearbeiten (vgl. Abb. 4/15, S. 140). Die Durchführung kann zum einen in Form von Fräsen des Lockermaterials stattfinden, zum anderen können entsprechende Standorte durch Überschüttung mit Inertmaterial erneuert bzw. neu geschaffen werden. Dieses Verfahren könnte sich besonders in Fällen, wo genügend Inertmaterial (evtl. durch einen benachbarten Steinbruch) anfällt, als geeignet erweisen.

Alternativ kann bei stark von Bermen geprägten Brüchen die sukzessive Schaffung von Rohbodenstandorten durch Sprengung der Bermen sinnvoll sein. Dabei wird jeweils ein Teil der Bermen (z.B. in Zeitabständen von 10 Jahren) abgesprengt oder mit autochthonem Inertmaterial angefüllt (vgl. F4, S. 141). Voraussetzung ist allerdings, daß die Gestaltung der Bruchwand (vgl. S3, S. 133) nicht unter dieser Maßnahme leidet.

4.2.2.3 Folgephase, Pflege und Entwicklung alter Steinbruchstandorte

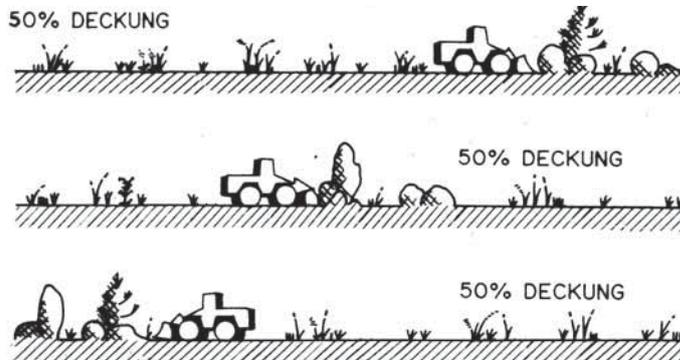
(F1) Müll entfernen und Auswirkungen von Müllablagerungen minimieren

Müllablagerungen sind - soweit möglich - zu beseitigen. Selbst bei gründlicher Arbeit ist allerdings zu befürchten, daß nicht alle Verunreinigungen beseitigt werden bzw. die Auswirkungen der Verunreinigungen (z.B. Eutrophierung des Bodens) rückgängig gemacht werden können. In manchen Fällen ist auch die Entfernung der Müllablagerung an sich illusorisch. Eine Überdeckung zunächst mit größtem (Größe > 200mm), dann mit grobem (Größe > 50mm) Inertmaterial ist daher anzustreben. Die Dicke der einzubringenden Schicht richtet sich nach der Art des Deponiematerials.

(F2) Duldung morphologischer Dynamik

Wandbereiche, die der Erosion unterworfen sind, sollten - wo dies gefahrlos möglich und mit Eigentumsansprüchen in Einklang zu bringen ist - nicht stabilisiert werden. Die Erosion ist zuzulassen, die entsprechenden Bereiche sind an der Steinbruchkante und auf der Räumfläche gegen Betreten oder Befahren zu sichern. Um der Dynamik genügend Raum zu schaffen (ohne dabei Personen oder andere

a)



b)

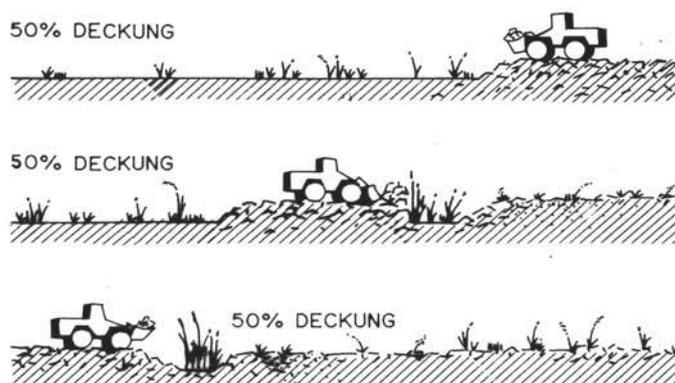


Abbildung 4/15

Vorgehen bei der turnusmäßigen Schaffung von Rohbodenstandorten

a: Abtrag

b: Aufschüttung

Nutzungsinteressen zu gefährden), müssen oberhalb der Wand von vornherein ausreichend breite Pufferstreifen konzipiert werden.

(F3) Pflege der Abbruchwände

Die südexponierten Abbruchwände bedürfen - unabhängig vom flächig durchgeführten Vegetationsmanagement auf der Sohle und der Halde - in regelmäßigen Abständen der Pflege. Diese Wände müssen vor zunehmender Verschattung geschützt werden. Sowohl Gehölze, die von der Sohle aus hochwachsen und große Wandbereiche verschatten, als auch Gehölze, die aus den Ritzen und auf den Sims der Abbruchwand aufwachsen, sollten regelmäßig entfernt werden, da durch zu dichten Bewuchs die Habitatqualität der Steilwand für felsbewohnende Arten (Uhu) herabgesetzt werden kann. Außerdem gewährleistet diese Maßnahme einen hohen Licht- und Wärmegenuß für die darauf angewiesenen Bewohner der Bruchwand. Um die negativen Auswirkungen des Eingriffs (schlagartige Veränderung) in Grenzen zu halten, empfiehlt sich ein turnusmäßiges Vorgehen, bei dem zuerst die eine Hälfte der Wand, ein oder zwei Jahre darauf dann die andere entbuscht wird (die Frequenz der Maßnahme richtet sich nach den örtlichen Verhältnissen, ist aber möglichst niedrig zu halten). Vorteilhaft ist eine Ausführung der Maßnahmen außerhalb der Vegetations- bzw. Brutzeit.

Im Gegensatz dazu sollten in nordexponierten Abbruchwänden wasserundurchlässiger Gesteine (Granit, Serpentin) - speziell, wenn sie eine gut entwickelte (oder entwickelbare) Farn- und Moosflora tragen - keine Pflegemaßnahmen durchgeführt werden. Ein Abspritzen der Abbruchwand, wie es in geologisch interessanten Steinbrüchen zur Offenhaltung der Wand praktiziert wird, ist zu unterlassen.

Unabhängig von anderen, flächenorientierten Maßnahmen der Gehölzpflege und -entwicklung müssen markante Felsnasen und Kuppen gehölzfrei gehalten werden (Segelfalter).

(F4) Pflege und Entwicklung der Bermen und Zwischensohlen

Breite Bermen und Zwischensohlen v.a. in der unteren Hälfte der durch den Abbau geschaffenen Höhendifferenz sind in flächig auszuführende Maßnahmen, die die Sohle betreffen, miteinzubeziehen. Schmale Bermen (schmäler als 2m) können der Sukzession überlassen werden, wenn nicht die Gefahr besteht, daß der zu erwartende Strauch- und Baumwuchs wesentliche Teile einer offenzuhaltenden Bruchwand beschattet.

Bei stark von Bermen geprägten Brüchen (meist großflächige Brüche zur Naturstein- und Grundstoffgewinnung) kann zur stärkeren inneren Strukturierung und zur sukzessiven Schaffung von Rohbodenstandorten jeweils ein Teil der Bermen sukzessive (z.B. in Zeitabständen von 10 Jahren) abgesprengt werden (vgl. S4, S. 133) oder mit autochthonem Inertmaterial angefüllt werden (siehe auch Abb. 4/9, S. 136 und Abb. 4/11, S. 136). Voraussetzung ist allerdings, daß die Gestaltung der

Bruchwand (vgl. S3, S. 133) nicht unter dieser Maßnahme leidet.

(F5) Pflege der Halde

Überwiegend südexponierte Haldenbereiche sind vom Gehölzaufwuchs frei zu halten (Steinschmätzer! - Turnusmäßiges Vorgehen außerhalb der Brutzeit). Bei sehr grobem Material dürfte die Maßnahmenfrequenz im allgemeinen niedriger anzusetzen sein als bei feinerem Haldenmaterial (die Frequenz muß auf die jeweilige Situation abgestimmt sein). Abgesehen von der Entbuschung werden weitere Pflegeeingriffe vor allem auf feinerem Schutt dann notwendig, wenn Pionierstadien (z.B. mit *Sedum album* oder *Galeopsis angustifolia*) von Folgestadien abgelöst werden (Apollofalter! - Turnusmäßiges Vorgehen). Dies kann durch partielle Überschüttung mit neuem Abraummateriale geschehen.

(F6) Pflege temporärer und perennierender Gewässer

Die Beschattung südexponierter bzw. besonnter temporärer und flacher perennierender Gewässer sollte vermieden werden, da die meisten Libellen- und Amphibienarten, die schwerpunktmäßig diese Gewässer besiedeln, hohe Sonneneinstrahlung und Wärmezufuhr benötigen. Am Rand (vor allem südlich) der Kleingewässer aufkommende Gehölze sollten daher regelmäßig entfernt werden. Die Maßnahmenfrequenz richtet sich nach der örtlichen Situation; ein turnusmäßiges Vorgehen ist nicht notwendig.

Kleingewässer verlanden rasch und verlieren dadurch ihre Attraktivität für Pionierarten. Regelmäßige Entkrautung ist daher unumgänglich. Bei **temporären Tümpeln** ist i.d.R. keine Entkrautung notwendig, da sich durch das zeitweise Trockenfallen keine Wasserpflanzen auf Dauer ansiedeln können.

Bei **flachen perennierenden Gewässern** sollten die Entkrautungsmaßnahmen ebenfalls nur in einem Drittel des Bestandes bzw. der Wasserfläche stattfinden. Unter Einbeziehung der Ergebnisse von BRÄU (1990) scheint es ratsam zu sein, dabei im wesentlichen die submerse Vegetation zu entfernen, die amphibische Zone hingegen weitgehend zu schonen.

Alternativ kann statt einer Entkrautung auch die Neuanlage von temporären Tümpeln oder flachen perennierenden Gewässern in unmittelbarer Nähe zu den bestehenden Gewässern vorgenommen werden. Voraussetzung dafür ist allerdings, daß keine anderweitig wertvollen Bereiche dadurch zerstört werden.

Tiefe perennierende Gewässer und deren Ufervegetation bedürfen in absehbaren Planungszeiträumen keiner Pflege. Sie sollten allerdings vor intensivem Badebetrieb und seiner Konsequenz, nämlich Schädigung der Ufervegetation durch häufiges Betreten und Lagern, bewahrt werden.

(F7) Einbringung zusätzlicher Gestaltungselemente

Die Einbringung zusätzlicher Gestaltungselemente (vgl. auch S6, S. 137) darf nicht zu einer "Möblierung" des Steinbruchs mit willkürlich gewählten

Elementen führen. Vielmehr hat sich die Auswahl an der Gesamtstruktur zu orientieren ("weniger ist mehr"). Diese Elemente dürfen nicht auf Sonderstandorten (z.B. Rohbodenstandorten) plaziert werden.

Als Gestaltungselemente abzulehnen sind Nisthilfen wie Nistkästen, da sie i.d.R. nur von den häufigen Arten angenommen werden. Die Ansiedlung von (euryöken) Vogelarten kann interspezifische Konkurrenzsituationen hervorrufen sowie zu Lasten der Insektenfauna gehen, beides Effekte, die in Steinbrüchen nicht erwünscht sind.

(F8) Management bestehender Ansaaten

Die Konkurrenzkraft bestehender Ansaaten sollte nicht durch zusätzliche Düngung erhöht werden, um eine Einwanderung auch weniger konkurrenzstarker Arten aus der Umgebung zu ermöglichen. Der Verzicht auf Dünger birgt noch einen zweiten, nicht zu vernachlässigenden Aspekt: eine Auswaschung (in das Grundwasser oder in Vorfluter), wie sie insbesondere bei Stickstoffdüngern in starkem Maß stattfindet (HUMPHRIES 1977), kann erst gar nicht erfolgen. Wo dies problemlos möglich ist (also auf ebenen oder schwach geneigten Flächen), sollte eine regelmäßige, frühzeitige Mahd durchgeführt werden, um die Einwanderungsraten bodenständiger Pflanzen zu verbessern.

(F9) Entbuschung, Pflege der Gehölzbestände

Die Ziele bezüglich Gehölzpflege und Entbuschung sind stark von der jeweiligen Ausgangssituation, d.h. auch vom Ausgangsgestein abhängig. Die folgenden Ausführungen geben einen allgemeinen Rahmen, auf den ggf. im Kapitel 4.2.4 (S. 145) zurückgegriffen wird.

Der Anteil des bebuschten Geländes an der Gesamtfläche des Steinbruchs soll in Abhängigkeit von der Umgebung und der Größe des Steinbruchs stehen: je höher die Isolation bei gleichzeitig geringer Größe eines Steinbruchs ist, desto höher darf der Deckungsgrad der Strauchschicht sein. Kleine Steinbrüche inmitten intensiv genutzter Umgebung lassen sogar eine völlige Verbuschung ohne Pflegemaßnahmen (Zulassen natürlicher Bewaldungsvorgänge) angeraten erscheinen. Bei größeren Steinbrüchen (> 4ha) in landwirtschaftlich intensiv genutzter Umgebung sollte dagegen nur ein Teil der Fläche verbuschen. Bei Steinbrüchen in Kontakt zu

Extensivstandorten (Magerrasen, Wald etc.) oder zu verbuschten Bereichen jenseits des Steinbruchrandes sollte der Anteil der verbuschten Fläche wesentlich geringer angesetzt werden. In kleinen Steinbrüchen, die - ebenfalls im Kontakt mit Extensivstandorten - vor allem Sonderstandorte bereitstellen (Rohbodenstandorte), ist es angeraten, den Verbuschungsgrad niedrig anzusetzen.

Vor allem im abbruchwandfernen Randbereich der Sohle und/oder in überwiegend nordexponierten Situationen dürfen sich Gebüsch etablieren. Ihre Geschlossenheit sollte von den offenen bzw. südexponierten Bereichen zur Peripherie bzw. den nordexponierten Bereichen kontinuierlich zunehmen.

Extremstandorte, die entweder einer hohen Strahlung ausgesetzt sind und dabei eine gewisse Mindestgröße besitzen oder im Kontakt zu extensiver Umgebung stehen, können einer Reihe von thermophilen Arten Zuflucht gewähren. Eine dauerhafte Beschattung dieser Bereiche durch aufkommenden Gehölzaufwuchs ist daher zu vermeiden. Bei kleineren Steinbrüchen können Gehölze am Steinbruchrand nicht unerheblich zur Beschattung beitragen. Insbesondere bei südexponierten Steinbrüchen, die ohne die (meist südlich) vorgelagerten Gehölze in den Genuß einer hohen Einstrahlung kämen, ist auf deren Entfernung hinzuwirken. Ein turnusmäßiges Vorgehen ist in diesem Fall nicht notwendig.

Regelmäßige Pflegemaßnahmen (Auf-den-Stock-Setzen, Schlagen) finden nur im Übergangsbereich zwischen Gebüschbestockung und offeneren Bereichen statt und sorgen für einen allmählichen Übergang (Licht- und Wärmegradient) zu den vegetationsfreien bzw. -armen Flächen. Bei diesen Pflegeeingriffen sind insbesondere schnellwüchsige Bäume (Birke, Vogelkirsche) zu entfernen, die zu einer Beschattung der angrenzenden offenen Flächen führen.

Viele Gehölzpioniere sind stockausschlagfähig. Ein Eingriff während der Vegetationsruhe zeigt daher häufig nicht die gewünschte Wirkung. Pflegemaßnahmen nach dem Austrieb (Mitte bis Ende Mai) dürften für die Gehölze dagegen am schwersten zu verkraften sein. Bäume bis zu 5cm Stammdurchmesser können mit Hepe ("Schweizer Gertel") oder Schwedenhepe ("Schwedische Räumaxt") geschlagen werden. Besonders effektiv könnte

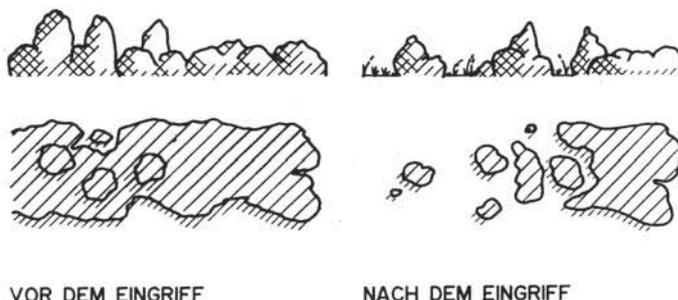


Abbildung 4/16

Gestaltung der Übergänge zwischen nicht bearbeiteten und bearbeiteten Flächen bei turnusmäßigem Entfernen der Gehölze

es sein, auf derselben Fläche in zwei aufeinanderfolgenden Jahren in der beschriebenen Art zu verfahren.

Ein turnusmäßiges Vorgehen, d.h. die Durchführung der Maßnahme auf jeweils nur einem Drittel der Fläche, ist einzuhalten. Die Übergänge zwischen bearbeiteten und unbearbeiteten Teilbereichen sind i.d.R. fließend, nicht abrupt, zu gestalten ("Limes divergens" - Abb. 4/16, S. 142).

Ebenso sind sämtliche Pflegemaßnahmen außerhalb der Vegetations- bzw. Brutperiode durchzuführen. Anfallendes Reisig kann in nicht zu große Haufen aufgeschichtet (Augenmaß!) werden und auf der Fläche verbleiben. Stärkeres Astwerk kann gehäckselt und ebenfalls in Haufen deponiert werden. In jedem Fall gilt, daß die Deposition nicht auf feuchten oder nassen Flächen erfolgen soll, ebensowenig auf Extremstandorten (Rohbodenstandorte etc.); der Holzschnitt oder das Häckselmaterial darf auch nicht flächendeckend verteilt werden. Liegendes sowie stehendes Totholz sind als bereicherndes Elemente zu belassen.

(F10) Pflege durch natürliche Entwicklung entstandener, gras- und krautdominierter Vegetationseinheiten

Der Anteil der durch natürliche Entwicklung entstandenen, gras- und krautdominierten Vegetationseinheiten an der Gesamtfläche des Steinbruchs soll in Abhängigkeit von der Umgebung und der Größe des Steinbruchs stehen: Je höher die Isolation bei gleichzeitig geringer Größe eines Steinbruchs ist, desto geringer darf dieser Flächenanteil sein.

Bei kleinen Steinbrüchen inmitten intensiv genutzter landwirtschaftlicher Umgebung kann sogar auf die Aufrechterhaltung und Pflege offener Standorte verzichtet werden zugunsten einer völligen Verbuschung ohne Pflegemaßnahmen (Zulassen natürlicher Bewaldungsvorgänge, vgl. F9). Bei Steinbrüchen im Kontakt zu Extensivstandorten (Magerrasen etc.) sollte der Anteil der offenen, nicht verbuschten Fläche wesentlich höher angesetzt und durch regelmäßige Pflegemaßnahmen aufrechterhalten werden. In kleinen Steinbrüchen, die - ebenfalls in Kontakt mit Extensivstandorten - vor allem Sonderstandorte bereitstellen (Rohbodenstandorte), ist der Anteil gras- und krautdominierter Vegetationseinheiten vermutlich am höchsten anzusetzen.

Schwerpunkt entsprechender Pflegemaßnahmen (siehe LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen") sind Flächen, auf denen überwiegend krautige Vegetation dominiert (z.B. frühe und mittlere Sukzessionsstadien mit Vorherrschaft oder starker Beteiligung von Schmetterlingsblütlern), weiterhin Flächen, die an Rohbodenstandorte oder temporäre und flache perennierende Gewässer anschließen, südexponiert sind oder direkt unterhalb der Bruchwand liegen. Krüppelwüchsige Schlehen sind zu schonen. Ein turnusmäßiges Vorgehen, d.h. die Durchführung der Maßnahme auf jeweils nur einem Drittel der Fläche wäre wünschenswert. Bearbeitete und unbearbeitete Teilbereiche sollten nach Möglichkeit fließend bzw. verzahnt ineinander übergehen ("Limes divergens").

Zur Aufrechterhaltung der jeweiligen Gesellschaft sind die Maßnahmen anzuwenden, die für vergleichbare Flächen mit ähnlichen Standortbedingungen empfohlen werden. Zur Pflege von Halbtrockenrasen in Steinbrüchen des Muschelkalks, des Fränkischen Jura und des Gipskeupers sind daher - wo dies möglich ist - die Pflegeempfehlungen aus dem LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen" zu übernehmen, für Sandsteinbrüche und eingeschränkt auch Basaltbrüche ist eine Abstimmung mit dem LPK-Band II.4 "Sandmagerrasen" vorzunehmen. Ähnliches gilt für Wiesengesellschaften der Granitbrüche, für die Pflegemaßnahmen im LPK-Band II.3 "Bodensaure Magerrasen" nachzulesen sind.

Eingeschränkt wird die Anwendbarkeit der in den entsprechenden Bänden empfohlenen Maßnahmen häufig durch die schlechte Befahrbarkeit von Steinbruchflächen mit geeigneten Geräten.

4.2.3 Flankierende Maßnahmen

(M1) Verhindern von Störungen

Steinbrüche, die ihre Funktion für den Naturschutz effektiv erfüllen sollen, müssen vor Störung geschützt werden. Ein erster Schritt dazu ist - soweit rechtlich möglich - die Einschränkung der Zufahrt. Den KFZ - Verkehr fernzuhalten ist deshalb besonders wichtig, weil dadurch verhindert werden kann, daß Steinbrüche als private Müllkippen mißbraucht werden. Ein Verbotsschild und selbst Schranken sind - wie die Erfahrung zeigt - nur bedingt geeignet, die Zufahrt zu verwehren. Daher sollte die Zufahrt zum Steinbruch mit massiven Maßnahmen (Blöcke, Quader) verhindert werden, wo dies möglich ist, ergänzt durch Strauchpflanzungen bevorzugt dornbewehrter Sträucher. Leider lassen sich dadurch Motocross- Fahrer nicht irritieren; sie stellen eine ausgeprochene Problemgruppe dar. Bei Wegen, die direkt an der Oberkante vorbeiführen, empfiehlt sich die Anlage einer dichten Hecke zwischen Steinbruchoberkante und Trasse.

Zum Schutz von störungsempfindlichen Felsbrütern ist die Einsicht in die Bruchwand von oben zu verwehren. Dazu eignet sich eine von der Bruchwand-Oberkante etwas zurückgesetzte, dichte Heckenpflanzung mit bevorzugt dornbewehrten Sträuchern. Als Provisorium kann auch bei der Heckenpflege anfallendes Material - auch hier bevorzugt dornbewehrt - dort abgelagert werden (s. LPK-Band II.12 "Hecken- und Feldgehölze").

Einschränkungen des Wege- bzw. Fahrrechts sind frühzeitig (Genehmigungsbescheid!) mit den betroffenen Grundbesitzern bzw. Nutzern zu regeln.

(M2) Anlage von Pufferstreifen

Grenzen an den Steinbruch intensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen, von denen ein Eintrag (Dünger, Pestizide) zu befürchten ist, so sollte darauf geachtet werden, daß der Steinbruch bereits frühzeitig gegen diese unerwünschten Einflüsse abgeschirmt wird. Dies kann durch einen ausreichend breiten Pufferstreifen (10 - 15 m) geschehen. Der Pufferstreifen ist vom Oberboden zu befreien. Der

Sicherheitsstreifen kann nur dann als Pufferstreifen akzeptiert werden, wenn er diese Bedingung erfüllt (Abb.4/17, S. 144).

Anpflanzungen von Sträuchern und Gehölzen, die als Sicht-, Betretungs- oder Immissionsschutz konzipiert werden, sind nur auf der steinbruchfernen Seite des Pufferstreifens erwünscht. In Kombination mit Gehölzpflanzungen kann die Breite des Pufferstreifens reduziert werden. Ist die Anlage eines Pufferstreifens nicht möglich, sollte knapp unterhalb der Abbruchwand (2 - 3m) eine mindestens 3m breite Berme angelegt werden, die mit stachelbehrten Sträuchern bepflanzt wird.

(M3) Gestaltung der Sichtschutzgehölze nach Einstellung des Steinbruchbetriebs

Sichtschutzgehölze, die in ihrer Anlage dem Landschaftscharakter nicht entsprechen, sollten nach Abschluß der Arbeiten entfernt und durch eine dem Typ der Landschaft entsprechende Pflanzung ersetzt werden (Abb. 4/18, S. 144). Die Pflanzungen dürfen nicht auf dem Pufferstreifen, sondern müssen auf seiner steinbruchfernen Seite erfolgen. Die Heckenpflanzung kann jedoch nur dann geschehen, wenn

keine wertvollen Flächen dadurch beeinträchtigt werden.

(M4) Keine Bienenvölker

Honigbienen sind starke Konkurrenten von Wildbienenarten, vor allem dann, wenn das Angebot an Blüten nur gering ist. Zum Schutz der Wildbienen sollte daher von dem Aufstellen von Bienenvölkern in Steinbrüchen abgesehen werden (vgl. WEBER 1990); in Ausnahmefällen (gut entwickelter, großflächiger und blütenreicher Halbtrockenrasen) kann davon abgegangen werden. In jedem Fall ist die Ansaat und das Einbringen von Bienenpflanzen (Lupine, Robinie) zu unterlassen!

(M5) Regelung der fischereilichen Nutzung

Die fischereiliche Nutzung beeinflusst das Steinbruchgewässer in mehrfacher Weise, beispielsweise durch Beunruhigung sowie das Einsetzen von Fischen, Kalkung, Düngung und Fütterung (vgl. Kap.2.3.2). Diese Maßnahmen sind aus der Sicht des Arten- und Naturschutzes unerwünscht, da sie einerseits zu fördernde Artengruppen (Amphibien) verdrängen, andererseits durch Eutrophierung der Ge-

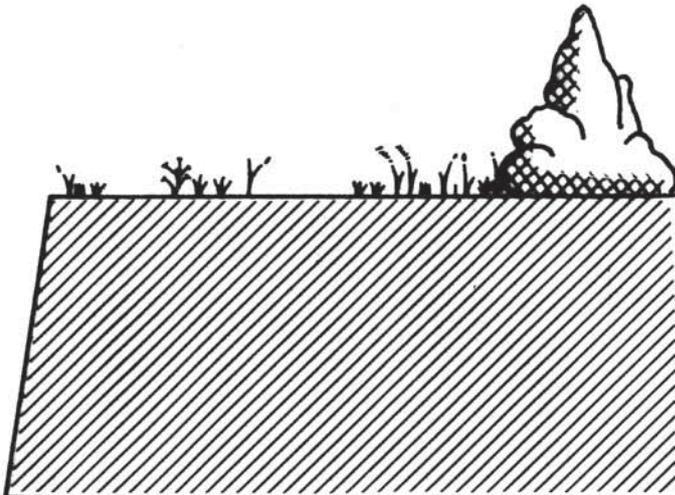


Abbildung 4/17

Abfolge von Steinbruchoberkante, Pufferstreifen und Pflanzung

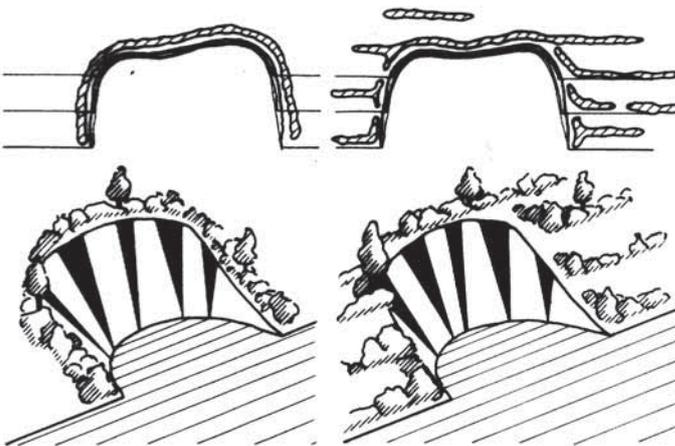


Abbildung 4/18

Umwandlung und Ergänzung vorhandener Sichtschutzgehölze in landschaftstypische Strukturen (Beispiel: Übernahme höhenlinienparalleler Heckenmuster)

wässer eine vermeidbare Belastung des Naturhaushalts zur Folge haben können. Ob und in welchem Ausmaß fischereiliche Nutzung zulässig ist, ist im Einzelfall und frühzeitig (Genehmigungsbescheid!) zu regeln.

(M6) Regelung des Kletterbetriebs

Bei Brüchen, die attraktive und vor allem auch höhere Felswände für Kletterer besitzen, sind verbindliche Absprachen mit den Kletterern im Sinne einer Nutzungsentflechtung oder von befristeten Schonbezirken zu treffen, die vor allem störungsempfindliche Felsbrüter wie Uhu und Wanderfalke schützen sollen. Selbst dann, wenn mit Sport- oder Klettervereinen eine Übereinkunft erzielt werden kann, ist jedoch nicht auszuschließen, daß einige Individualisten in den betroffenen Wänden ihrem Sport trotzdem weiterhin nachgehen. Eine wirkungsvolle Überwachung ist daher vermutlich immer notwendig, notfalls muß ein Kletterverbot vom 15.2. (Beginn der Horstplatzwahl der Felsbrüter) bis zum 30.6. (Junge selbständig) ausgesprochen werden (vgl. BLAB 1986b).

(M7) Besucherlenkung und -aufklärung

Es ist nicht möglich, sämtliche Besucher vom Steinbruch fernzuhalten. In Steinbrüchen, die traditionell stark besucht werden bzw. in Ortsnähe liegen, kann in gewissem Umfang Aufklärungsarbeit betrieben werden, um Verständnis für die Bedeutung von Steinbrüchen zu wecken. Dies kann in Form eines Lehrpfades geschehen. Die Bedeutung des Steinbruchs für Flora und Fauna und die sich daraus ergebenden Folgerungen sind Angelpunkte der zu vermittelnden Inhalte. Angesprochen werden können:

- Besonderheiten der Standortbedingungen;
- Charakteristik der Teillebensräume;
- Besiedelnde Arten und deren Habitatansprüche in Beispielen;
- Notwendigkeit der Störungsminimierung;
- Notwendigkeit von Schutz- und Pflegemaßnahmen.

4.2.4 Naturraum- und gesteinsbezogene Aussagen

Die Gesteinsarten bilden die Eckpunkte der Gliederung des vorliegenden Kapitels; dies wäre für die Definition der Maßnahmen eine karge Grundlage, flößen nicht noch Kenntnisse bezüglich des regionalen (Beginn der Hräumlichen Potentials und inselbiogeographische Aspekte mit ein.

- Das Vorkommen von Leit- und Schlüsselarten (vgl. Kap. 1.9.1) stellt ein Qualitätskriterium für bereits aufgelassene Brüche dar; die Besiedlung von aufzulassenden Brüchen durch Leit- und Schlüsselarten ist anzustreben und die Gestaltung dementsprechend auszurichten. Die Pflegemaßnahmen haben sich an den Bedürfnissen dieser Arten zu orientieren. Arten oder Gesellschaften, deren "Leitcharakter" zwar vermutet, aber nur durch unzureichende Erkenntnisse gestützt werden kann, werden ebenfalls angesprochen.

- Auch die Kriterien "Lage" und "Größe" (vgl. Kap. 2.5) geben einen Entwicklungsrahmen für zukünftige Planungen vor. Entwicklungsziele, die sich an Lage und Größe orientieren, werden jedoch hinfällig, wenn sich Leit- oder Schlüsselarten im Steinbruch befinden und die aus Lage und Größe abgeleiteten Hinweise den Bedürfnissen dieser Arten entgegenstehen. Die in diesem Abschnitt erwähnten Hektarangaben beziehen sich auf die geplante Endgröße von im Betrieb befindlichen Steinbrüchen bzw. auf die tatsächliche Größe stillgelegter Steinbrüche. Bei räumlich eng benachbarten Steinbrüchen ist die Summe der Einzelflächen ausschlaggebend.

Die Maßnahmen selbst sind, wie dies auch im [Kapitel 4.1](#) (S. 121) praktiziert wurde, nach zeitlichen Abschnitten gegliedert, die durch das Abbaugeschehen vorgegeben werden. Maßnahmen aus dem [Kap.4.2.2 "Allgemeine Aussagen"](#) (S. 128) werden dann noch einmal stichwortartig und mit ihrer Code-Nummer genannt, wenn sie im Zusammenhang mit der jeweiligen Gesteinsart oder der Situation als unabdingbar bzw. vordringlich betrachtet werden müssen. Sofern sich Abweichungen zum [Kapitel 4.2.2](#) ergeben oder Detaillierungen vonnöten sind, erfolgt eine genauere Darlegung.

Allgemeine Gültigkeit besitzen folgende Einschränkungen bzw. Sonderfälle von Pflegemaßnahmen:

- In Steinbrüchen, in denen Uhu und Wanderfalke nicht als Leit-, sondern als Schlüsselart gelten (Kalk-, Sandstein- und Granitbrüche), wären die Tiere durch die Empfehlungen zur Pflege vermutlich einer zu starken Störung ausgesetzt. Aus diesem Grund sind Pflegeeingriffe in den von ihnen besiedelten Steinbrüchen mit Ausnahme unbedingt nötiger und auf die Arten zugeschnittener Maßnahmen (z.B. Entbuschung der Simse) zu unterlassen.
- In Steinbrüchen mit südexponierten Lagen, die bereits seit längerer Zeit aufgelassen sind, sollten eventuell vorkommende krüppelwüchsige Schlehen nicht entfernt werden (Fachmann/frau zuziehen), da an ihnen die Eiablage des Segelfalters (*Iphichides podalirius*) erfolgt. Auch sollten vereinzelte Kiefern belassen werden, deren Zweige der Falter als Sitzwarte nutzt (EBERT 1991). Markante südexponierte Felskuppen und -nasen sind von Verbuschung zu befreien bzw. freizuhalten.
- Vorkommen von *Diphysium issleri* und anderen seltenen Flachbärlapparten bedürfen der speziellen Aufmerksamkeit und Pflege. Zu starke Beschattung und Konkurrenz entweder durch aufkommende Gehölze oder durch krautige Pflanzen sind zu verhindern. Vorkommen von *Diphysium complanatum s.s.* bedürfen ebenfalls spezieller Maßnahmen. Zwar erträgt diese Pflanze etwas mehr Schatten als *Diphysium issleri*, doch auch hier sollte eingegriffen werden, wenn Gehölze oder krautige Pflanzen das Vorkommen zu überwachsen drohen.

4.2.4.1 Muschelkalkbrüche

Leit- und Schlüsselarten

Bei den Leitarten und -gesellschaften trockener Standorte der Muschelkalkbrüche steht die **Rotflügelige Ödlandschrecke** (*Oedipoda germanica*) an erster Stelle. Jedes Vorkommen ist als landesweit bedeutsam einzustufen. Ebenso sind die eventuell noch vorhandenen Vorkommen der **Berghexe** (*Chazara briseis*) einzuschätzen. Die Vorkommen des **Steinschmätzers**, der **Schlingnatter** sowie der Heuschrecken *Phaneroptera falcata*, *Leptophyes albobittata* und *Isophya pyrenaea* sind als regional bedeutsam einzuschätzen. Leitarten von überregionaler Bedeutung sind **Brachpieper**, **Heidelerche** und **Zippammer**. Als Schlüsselart ist der **Uhu** anzusehen. **Gelbbauchunke** (*Bombina variegata*) und **Kammolch** (*Triturus cristata*) kommen im Landkreis Würzburg nur noch auf Naßstandorten und in Gewässern der Steinbrüche vor und sind ebenfalls als Leitarten anzusprechen. Möglicherweise ist auch der **Segelfalter** (*Iphiclides podalirius*) zu den Leitarten zu zählen.

Die speziellen Lebensraumsansprüche dieser Leit- und Schlüsselarten sind im Kap. 1.5.2 dargestellt.

Die Bedeutung der Steinbrüche für die Pflanzenwelt ist noch nicht geklärt. Möglicherweise findet sich in ihnen der Verbreitungsschwerpunkt des **CERASTIUM PUMILI** sowie von Arten mit mediterranem Verbreitungsareal.

Während Neuanlage und Betriebsphase

- Allgemein: Schaffung von räumlich abgegrenzten Ruhezeiten (B1, S. 129), Trennung der Substrate (B2, S. 129), Sicherung gegen Emis-

sionen (B3, S. 130), Anlage der Halde (B6, S. 132), Schaffung geeigneter Voraussetzungen für die Anlage der Steilwand (B7, S. 132).

- Größe unerheblich, isolierte Lage in intensiv genutzter landwirtschaftlicher Umgebung: Frühzeitiges Abschieben der Räumflächen (B5, S. 130).
- Lage in extensiv genutzter landwirtschaftlicher Umgebung und/oder in Kontakt mit Extensivstandorten: Verwendung von Mähgut aus der Räumfläche (B4, S. 130).
- Einbringung des Abraums. Inertmaterial kann direkt an der Stelle ausgebracht werden, für die eine Auffüllung bzw. eine Hinterfüllung geplant ist. Eine Einsaat ist zu unterlassen. Auch ein Befahren ist wegen der Gefahr zu hoher Verdichtung zu vermeiden.

Während Stilllegungsphase

Standard

- Allgemein: keine Standortnivellierung (S1, S. 133), Beseitigung von Schadstoffen (S2, S. 133), Strukturierung von Steilwänden, soweit Standfestigkeit und Lagerung der Schichten dies zulassen (S3, S. 133, vgl. auch [Abb.4/19](#)).
- Schaffung von Rohbodenstandorten (S9, S. 139).
- Anlage temporärer Gewässer auf Steinbruchsohlen mit wasserstauenden Eigenschaften (vgl. S8, S. 138).

Varianten

- Über 4ha Sohlenfläche, isolierte Lage in intensiv genutzter landwirtschaftlicher Umgebung: Ge-

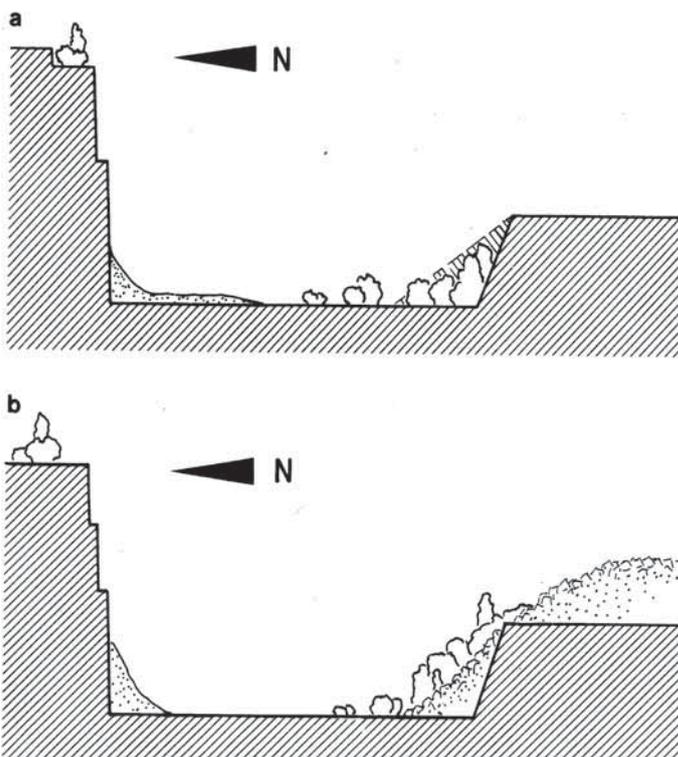


Abbildung 4/19

Gestaltungsvorschlag für einen Kalkbruch (groschematisch)

a: Pufferberme an der Oberkante gegenüber benachbartem Acker, Anschließung zur Schaffung von Rohbodenstandorten; Zunahme der Gehölzdeckung von Norden nach Süden (angedeutet: Schattenwurf)

b: Pufferberme an der Oberkante, ephemeres Gewässer, Anschließung der nord-exponierten Zwischensohle mit Inertmaterial, hier auch Schwerpunkt der Gehölzentwicklung, Zunahme der Gehölzdeckung von Norden nach Süden

staltung von Bermen und Zwischensohlen (S4, S. 133), Besiedlungserleichterung vorwiegend durch Mulchsaat (S7, S. 137).

- Unter 4ha Sohlenfläche, isolierte Lage in intensiv genutzter landwirtschaftlicher Umgebung: Besiedlungserleichterung vorwiegend durch Mulchsaat (fakultativ - S7, S. 137).
- Über 4ha Sohlenfläche, Lage in extensiv genutzter landwirtschaftlicher Umgebung und/oder in Kontakt mit Extensivstandorten: Besiedlungserleichterung durch Mulchen (fakultativ - S7, S. 137).
- Zusätzlich bei über 20ha Sohlenfläche: Schaffung flacher perennierender Gewässer (fakultativ), sofern dies der Anlage temporärer Gewässer (Vorrang!) nicht im Wege steht und bindiges Material im Steinbruch selbst zur Verfügung steht (S8, S. 138). Verwendung von Oberboden als zusätzliches Strukturelement (S5, S. 137), Besiedlungserleichterung durch Mulchsaat und Mulchen (S7, S. 137).

Folgephase, Pflege und Entwicklung alter Steinbruchstandorte

Standard (größenunabhängig, im Kontakt mit Extensivstandorten)

- Allgemein: Pflege der Abbruchwände (F3, S. 141), Pflege der Bermen und Zwischensohlen (F4, S. 141), Pflege temporärer und perennierender Gewässer (F6, S. 141), Einbringung zusätzlicher Gestaltungselemente (F7, S. 141).
- Zur Schaffung und Pflege von Rohbodenstandorten vgl. S9 (S. 139), zur Regelung von sukzessiver Absprengung in längeren Zeitabständen vgl. S4 (S. 133).
- Zur Entwicklung und Pflege der Gehölzbestände vgl. F9 (S. 142), zur Entwicklung und Pflege krautiger Vegetation vgl. F10 (S. 143).
- Zur Pflege der Halde vgl. F5 (S. 141).

Varianten

- Über 4ha Sohlenfläche, Lage in extensiv genutzter landwirtschaftlicher Umgebung und/ oder in Kontakt mit Extensivstandorten: Offenhalten von mindestens 1/3 der Fläche (ausschl. vegetationsfreie Flächen) durch Mahd oder Beweidung.
- Über 4ha Sohlenfläche, isolierte Lage in intensiv genutzter landwirtschaftlicher Umgebung: Pflege der Abbruchwände (F3, S. 141), Offenhalten auf der Hälfte der Fläche, auf der restlichen Fläche Sukzession zulassen.
- Unter 4ha Sohlenfläche, isolierte Lage in intensiv genutzter landwirtschaftlicher Umgebung: Sukzession zulassen.

4.2.4.2 Jurakalkbrüche

Leit- und Schlüsselarten

Bei den Leit- und Schlüsselarten trockener Kalkbrüche ist an erster Stelle der **Apollofalter** (*Parnassius apollo*) zu nennen. Jedes seiner Vorkommen hat landesweite Bedeutung. Ebenso sind die eventuell noch vorhandenen Vorkommen der **Berghexe** (*Charzara briseis*) einzuschätzen. Eine weitere Leitart ist der **Steinschmätzer** (*Oenanthe oenanthe*). Als Leitarten sind auch diejenigen Arten einzustufen, deren Habitatansprüche feuchte und nasse Standorte umfassen, so **Kreuzkröte** (*Bufo calamita*), **Gelbbauchunke** (*Bombina variegata* - regional bedeutende Populationen) und eine Reihe von Libellenarten (*Orthetrum brunneum*, *Lestes dryas*, *Ischnura pumilio*). Die speziellen Lebensraumansprüche dieser Leit- und Schlüsselarten sind im Kap. 1.5.2 dargestellt.

Das MELICETUM CILIATAE hat seinen Verbreitungsschwerpunkt ebenfalls in Kalkbrüchen und auf deren Halden. Die Gamander-Perlgrasflur ist daher ebenfalls als Leitgesellschaft einzustufen. Gleiches gilt für initiale und typische Ausbildungen von Trespentrockenrasen und Erdseggenrasen, die in älteren

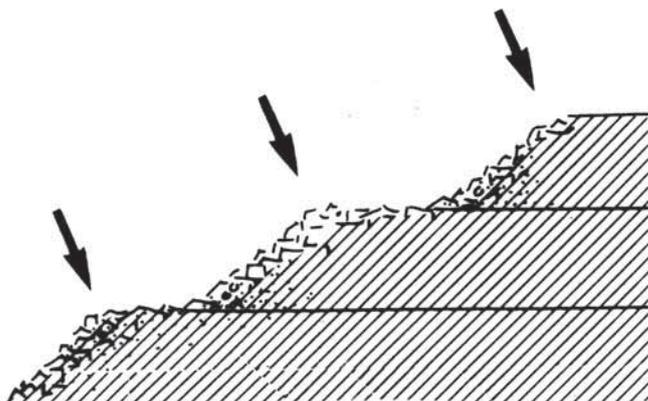


Abbildung 4/20

Trapezförmige, mehrstufige Halde, als bevorzugter Flugort des Apollofalters (Pfeil)

Steinbruchpartien vielfach die einzigen noch nicht überwachsenen "Fels- und Steppenheiden" dieser Landschaften darstellen.

Unter dem Schlagwort "Optimale Nutzung der Ressourcen" werden z.Zt. alte Halden der Werkkalkbrüche des Südlichen Frankenjura der Zementgewinnung zugeführt. Da damit die letzten großflächigen Lebensräume des Apollofalters zerstört bzw. potentielle Lebensräume vernichtet werden, ist dieser "Ausverkauf" aus der Sicht des Artenschutzes als äußerst negativ zu werten.

Bei Neuanlage und während der Betriebsphase

- Allgemein: Schaffung von räumlich abgegrenzten Ruhezeiten, vorwiegend in Südexposition (B1, S. 129), Trennung und Lagerung der Substrate (B2, S. 129), Sicherung gegen Emissionen (B3, S. 130), Anlage der Halde (B6, S. 132), Schaffung geeigneter Voraussetzungen für die Anlage der Steilwand (B7, S. 132), Bearbeitung der Abbaufrent im Wechsel (B9, S. 133).
- Einbringung des Abraums. Inertmaterial kann direkt an der Stelle ausgebracht werden, für die eine Auffüllung bzw. eine Hinterfüllung geplant ist. Dafür kommen vor allem nordexponierte Zwischensohlen in Frage. Eine Einsaat ist zu unterlassen. Auch ein Befahren ist wegen der Gefahr zu hoher Verdichtung zu vermeiden.
- Lage in extensiv genutzter landwirtschaftlicher Umgebung und/ oder in Kontakt mit Extensivstandorten, Sohlenfläche größer als 4ha: Verwendung von Mähgut aus der Räumfläche (B4, S. 130).
- Isolierte Lage in intensiv genutzter Umgebung: frühzeitiges Abschieben der Räumfläche (B5, S. 130).
- Lage in Kontakt mit Extensivstandorten, speziell in Benachbarung zu bekannten Apollo-Vorkommen: Anlage mehrstufiger, trapezförmiger Halden. Neben Kegelhalden sind trapezförmige Halden beim Kalkabbau in der südlichen Frankenalb weit verbreitet. Die Kanten der trapezförmigen Halden stellen bevorzugte Flugorte des Apollofalters dar (Abb. 4/20, S. 147). Halden in Form von abgerundeten, "landschaftsangepaßten" Bauwerken würden vermutlich diese Voraussetzungen nicht erfüllen.

Während der Stilllegungsphase

Standard

- Allgemein: Keine Standortnivellierung (S1, S. 133), Beseitigung von Schadstoffen (S2, S. 133), Strukturierung von Steilwänden (S3, S. 133), soweit Standfestigkeit und Schichtenverlauf dies zulassen. Nicht durchführbar im Kalkmergel und anderen stark mergelhaltigen Kalken.
- Schaffung von Rohbodenstandorten (vgl. S9, S. 139 und F4, S. 141).
- Über 20ha Sohlenfläche: Verwendung von Oberboden (S5, S. 137), Strukturierung der

Steinbruchsohle (S6, S. 137), Besiedlungserleichterung durch Mulchsaat und Mulchen (S7, S. 137).

Varianten

- Anlage temporärer Gewässer auf Steinbruchsohlen mit wasserstauenden Eigenschaften (Kalke mit hohen Mergelanteilen oder/ und stark verdichteten Sohlen) (vgl. S8, S. 138).
- Anlage flacher perennierender Gewässer auf Steinbruchsohlen mit wasserstauenden Eigenschaften und einer Sohlenfläche von über 4ha (S8, S. 138).
- Isolierte Lage in intensiv genutzter Umgebung, Größe unerheblich: Besiedlungserleichterung durch Mulchsaat und Mulchen (S7, S. 137).

Während der Folgephase, Pflege und Entwicklung alter Steinbruchstandorte

Standard

- Allgemein: Müll entfernen (F1, S. 140), Duldung morphologischer Dynamik (F2, S. 140), Pflege der Abbruchwände (F3, S. 141), Management bestehender Ansaaten (F8, S. 142), Pflege durch natürliche Entwicklung entstandener, gras- und krautdominierter Vegetationseinheiten (F10, S. 143).
- Zur Schaffung und Pflege von Rohbodenstandorten vgl. S9 (S. 139).
- Zur Entbuschung und Pflege der Gehölzbestände in Abhängigkeit von Isolation vgl. F9 (S. 142).
- Zur Entwicklung und Pflege krautiger Vegetation vgl. F10 (S. 143). 1/3 bis 2/3 der Sohlenfläche sollen von Verbuschung freigehalten, das gegenwärtige Sukzessionsstadium stabilisiert werden.
- Zur Pflege der Halde vgl. F5 (S. 141).

Varianten

- Auf lehmhaltigem Ausgangssubstrat (Kalke mit hohen Mergelanteilen): Pflege temporärer und flacher perennierender Gewässer (F6, S. 141).
- Bei kleinen Steinbrüchen mit südexponierten und durch Gehölzaufwuchs am Steinbruchrand beschatteten Steilwänden (im Kontakt mit Extensivstandorten): Rücknahme der Gehölze am Steinbruchrand (F9, S. 142).
- Unter 4ha Sohlenfläche, isolierte Lage in intensiv genutzter landwirtschaftlicher Umgebung: Sukzession zulassen.

Einschränkungen/ Pflege in Sonderfällen

Zur Förderung des Apollofalters sind die Kanten der trapezförmigen Halden von jeder Verbuschung und von Beschattung durch vorgelagerte Gehölze freizuhalten. Werden *Sedum album*-Bestände auf den Halden durch aufkommende Gehölze beschattet, ist auch hier sämtliche Verbuschung zu beseitigen. Auf ehemaligen *Sedum album*-Standorten, die inzwischen durch konkurrenzkräftige Arten oder durch Moose überwachsen wurden, ist in Teilbereichen

eine vorsichtige Umlagerung des losen Gesteinsmaterials vorzunehmen. Noch von *Sedum album* bewachsene Flächen dürfen von dieser Maßnahme nicht berührt werden!

4.2.4.3 Urkalk-/Marmorbrüche

Leit- und Schlüsselarten

Auf den nur inselartig inmitten des umgebenden Kristallingesteins verteilten Urkalk- bzw. Marmorbrüchen sind der **Segelfalter** (*Iphiclides podalirius*) und die **Schlingnatter** (*Coronella austriaca*) als Leitarten anzusehen. Die Lebensraumsprüche dieser Leitarten sind im Kap. 1.5.2 nachzulesen.

Bei den Pflanzengemeinschaften kommen den **initialen Kalkrohobodengemeinschaften** (GALIOP-SIETUM ANGUSTIFOLIAE) sowie den **Kalkmagerrasen** und deren Fragmenten Leitcharakter zu.

Während Neuanlage und Betriebsphase

- Allgemein: Schaffung von räumlich abgegrenzten Ruhezeiten (B1, S. 129), Trennung und Lagerung der Substrate (B2, S. 129), Anlage der Halde (B6, S. 132).
- Größenunabhängig, isolierte Lage in landwirtschaftliche Intensivflächen: frühzeitiges Abschieben der Räumfläche (B5, S.).
- Zur Anlage von Bermen und Zwischensohlen vgl. S4 (S. 133).

Stillegungsphase

Standard

- Allgemein: keine Standortnivellierung (S1, S. 133), Beseitigung von Schadstoffen (S2, S. 133).
- Brüche mit mehr als 4ha Sohlenfläche: Strukturierung der Steinbruchsohle (S6, S. 137), Besiedlungserleichterung durch Mulchsaat und Mulchen (S7, S. 137).
- Behandlung der Steilwände (vgl. auch S3, S. 133). Die Schaffung und Strukturierung von Steilwänden ist nur von untergeordnetem Interesse, da die Steilwände der meist abgelegeneren Granitbrüche der Umgebung sehr viel effektiver im Sinne einer Optimierung für Felsbrüter gestaltet werden können. Bei nordexponierten Bruchwänden kann eine Anfüllung mit Inertmaterialien sogar angeraten erscheinen (im Einzelfall prüfen), um die Flächen, die potentiell durch die Leitgesellschaften besiedelt werden können, zu vergrößern. Ist die Steilwand so hoch, daß abzusehen ist, daß die Abraummenge nicht ausreicht, um die Wand anzufüllen, kann geprüft werden, ob durch eine Sprengung der Wandkrone ein günstigeres Ergebnis erzielt werden kann. Dies ist selbstverständlich zu unterlassen, wenn dadurch angrenzende wertvolle Bestände beeinträchtigt oder geschädigt werden könnten.
- Zur Behandlung der Bermen und Zwischensohlen vgl. S4 (S. 133) und F4 (S. 141).

Varianten

- In Steinbrüchen mit mehr als 20ha Sohlenfläche: Verwendung von Oberboden (S5, S. 137)
- Auf stark verlehmt und verdichteten Bereichen: Anlage temporärer und flacher perennierender Gewässer, bevorzugt in Steinbrüchen mit über 4ha Sohlenfläche (S8, S. 138)

Folgephase, Pflege und Entwicklung alter Steinbruchstandorte

Standard

- Allgemein: Müll entfernen (F1, S. 140), Duldung morphologischer Dynamik, soweit eine Beeinträchtigung von Nachbargrundstücken durch Pufferstreifen abgefangen kann (F2, S. 140).
- Zur Pflege der Gehölzbestände vgl. F9 (S. 142). Kleinflächige Brüche inmitten landwirtschaftlich intensiv genutzter Umgebung können der Sukzession überlassen werden (falls keine der Leitarten vorkommt). Bei größerflächigen Brüchen sowie Brüchen im Anschluß an extensive Bereiche sollte der von Gebüsch beanspruchte Flächenanteil 50% (besser vermutlich 30%) nicht überschreiten. Schwerpunkt der Gebüschvorkommen sind die abbruchwandfernen Randbereiche der Sohle und nordexponierte Bereiche (Böschungen etc.) sowie diejenigen Randflächen, die an landwirtschaftlich intensiv genutzte Bereiche angrenzen (Pufferfunktion, Hauptwindrichtung in Betracht ziehen). Die Geschlossenheit der gebüschdominierten Flächen sollte von den offenzuhaltenden Bereichen zur Peripherie kontinuierlich zunehmen.
- Zur Entwicklung und Pflege krautiger Vegetation vgl. F10 (S. 143).

Varianten

- Pflege temporärer und flacher perennierender Gewässer, falls natürlicherweise vorhanden oder im Rahmen der Stillegungsphase angelegt (F6, S. 141).
- Einbringung zusätzlicher Gestaltungselemente, falls dies nicht bereits im Rahmen der Stillegungsphase geschehen ist (F7, S. 141).
- Zur nachträglichen Schaffung von Rohbodenstandorten vgl. S9 (S. 139) und S4 (S. 133).

4.2.4.4 Gipsbrüche

Die folgenden Aussagen beziehen sich auf Gipsbrüche, die zwar nur eine geringe Tiefe, dafür aber eine um so größere Flächenausdehnung besitzen, wie sie z.B. im mittelfränkischen Becken die Regel sind.

Leit- und Schlüsselarten

Leitgesellschaften der Gipsbrüche stammen aus der oft angrenzenden oder zumindest in nächster Nachbarschaft liegenden Vegetation der Gipshügel (Kelchsteinkraut-Mauerpfefferflur, Pfriemengrasflur, Adonisröschen-Fiederzwenkenrasen). Hinzu

kommen Assoziationen des **CAUCALIDION** (Ackerwildkrautgesellschaften).

Während Neuanlage und Betriebsphase

- Allgemein: Schaffung von räumlich abgegrenzten Ruhezononen (B1, S. 129), Trennung der Substrate (B2), Sicherung gegen Emissionen (B3, S. 130).
- Ausrichtung nach Süden. Da in Gipsbrüchen nach Abbauende der Versuch unternommen werden sollte, ein Refugium für die typischen Gips-Trockenvegetation zu schaffen, ist von vornherein auf eine ausreichende Besonnung zu achten. Eine Bruchwand im Süden des Geländes, die wesentliche Teile verschattet, entspricht nicht diesen Anforderungen. Einem Abbaufortschritt von Süden nach Norden, bei dem jeweils am Nordrand des Geländes eine südexponierte Bruchwand besteht, ist der Vorzug zu geben.
- Frühzeitiges Abschieben der Räumfläche (vgl. B5, S. 130). Zu beachten ist jedoch, daß die Schloten - gipstypische Erosionshohlformen - erst unmittelbar vor dem Abbau ausgeräumt werden dürfen, um kleinflächige Standortdifferenzierungen und Gradienten zu erhalten. Im Herbst wird nicht nur die gesamte Fläche, die im folgenden Jahr abgebaut werden soll, abgeräumt, sondern darüber hinaus auch mindestens 1/3 derjenigen Fläche, deren Abbau im zweiten Jahr geplant ist. Damit wird die Möglichkeit offengehalten, daß dort zumindest ein Teil der Samen aus dem ersten Jahr überdauert.
- Zur Anlage der Bermen und Zwischensohlen vgl. S4 (S. 133).
- Einbringung des Abraums. Inertmaterial kann - wenn dafür bereits Flächen zur Verfügung stehen (Ruhezononen) - direkt an der Stelle ausgebracht werden, für die eine Auffüllung der Sohle geplant ist (siehe "Stillelegungsphase"). Eine Einsaat ist zu unterlassen. Auch ein Befahren ist wegen der Gefahr zu hoher Verdichtung zu vermeiden. Ebenso bietet sich die Anfüllung von Wänden der Zwischensohlen mit Abraummaterial an, sobald ein weiterer Vortrieb des Abbaus dort nicht mehr geplant ist (siehe "Stillelegungsphase").

Während der Stillelegungsphase

Standard

- Allgemein: Beseitigung von Schadstoffen (S2, S. 133).
- Behandlung der Steilwände. Die Schaffung und Strukturierung von Steilwänden ist nur von untergeordnetem Interesse, da die Abbautiefe meist gering ist, außerdem andere Belange (s.u.) Vorrang haben. Bei nordexponierten Bruchwänden kann eine Anfüllung mit Inertmaterialien sogar angeraten erscheinen (im Einzelfall prüfen), um die Flächen, die potentiell durch die Leitgesellschaften besiedelt werden können, zu vergrößern. Ist die Steilwand so hoch, daß abzusehen ist, daß die Abraummenge nicht ausreicht, um die Wand anzufüllen, soll geprüft werden, ob

durch eine Sprengung der Wandkrone ein günstigeres Ergebnis erzielt werden kann. Dies ist selbstverständlich zu unterlassen, wenn dadurch angrenzende wertvolle Bestände beeinträchtigt oder geschädigt werden könnten.

- Zur Behandlung der Bermen und Zwischensohlen vgl. F4 (S. 141). Die Zwischensohlen der Gipsbrüche sind meist mit nur geringer Höhendifferenz (ca. 6m) angelegt. Bei einem angenommenen Böschungswinkel des angefüllten bzw. abgesprengten Materials von 30 bzw. 45 sollte die Breite der Zwischensohle nicht unter 10m bzw. 7m betragen, um ausreichende Sicherheit und Standfestigkeit der Böschungen zu gewährleisten.
- Auffüllung der Sohle. Die Sohle der Gipsbrüche ist meist stark verdichtet und durch die Eigenschaften des Substrats (Quellungs- und Schrumpfungsprozesse) nicht nur vegetationsfeindlich, sie weist auch nicht (mehr) die Substrateigenschaften auf, die für die Ansiedlung der Leitgesellschaft nötig sind. Eine Optimierung der Bodenverhältnisse in diesem Sinn kann durch Aufbringen von autochthonem Inertmaterial geschehen. Zuerst kommt eine Schicht mit groben und gröbsten Kornfraktionen (200mm) zu liegen. Auf sie wird eine Schicht mit feinerem Substrat aufgetragen. Nach der Setzung der einzelnen Schichten ist zu überprüfen, ob eine behutsame Verdichtung nötig ist, die jedoch nicht so weit führen darf, daß erneut wasserstauende Eigenschaften auftreten.
- Besiedlungserleichterung durch Mulchsaat. Für die Mulchsaat ist das Material aus Beständen der typischen Gipshügelvegetation zu verwenden. Da die Erhaltung dieser typischen Vegetation Vorrang hat und zu deren Erhaltung die Einhaltung bestimmter Mahdtermine unerlässlich ist (siehe LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen"), muß auf eine Mahd zu unterschiedlichen Zeitpunkten - wie sie für die Mulchsaat optimal wäre - verzichtet werden (vgl. S7, S. 137).

Varianten

- Über 4ha Sohlenfläche: Soweit keine Konflikte mit der Standardausstattung zu erwarten sind, Gestaltung temporärer Gewässer, bei über 20ha Sohlenfläche: Gestaltung flacher perennierender Gewässer (S8, S. 138) auf nicht angefüllten Flächen.

Folgephase, Pflege und Entwicklung alter Steinbruchstandorte

Standard

- Allgemein: Müll entfernen (F1, S. 140), Einbringung zusätzlicher Gestaltungselemente (F7, S. 141).
- Entbuschung der Sohle mit anschließender Offenhaltungspflege in Übereinstimmung mit den auch auf primären Standorten angewendeten Maßnahmen (s. Band II.1 "Kalkmagerrasen"). Die Entbuschung sollte nicht rigoros durchgeführt werden. Vielmehr sind Gebüschgruppen zu

erhalten, v.a. auch als Puffer in Bereichen, die an landwirtschaftlich genutzte Flächen angrenzen (Hauptwindrichtung beachten) (vgl. F9, S. 142).

- Zur Erhaltung von Rohbodenstandorten vgl. S9 (S. 139).

Varianten

- Über 4ha Sohlenfläche: Pflege temporärer und flacher perennierender Gewässer (F6, S. 141).

4.2.4.5 Basalt-/ Diabasbrüche

Leit- und Schlüsselarten

Bei den Leitarten und -gesellschaften der Basaltbrüche steht die **Geburtshelferkröte** (*Alytes obstetricans*) an erster Stelle. Jedes Vorkommen ist als landesweit bedeutsam einzustufen; ein beachtlicher Anteil der bekannten Vorkommen befindet sich in aufgelassenen Abbaustellen. Eine Leitartfunktion kommt ebenso der **Gelbbauchunke** (*Bombina variegata* - regional bedeutsame Populationen) sowie der **Kleinen Pechlibelle** (*Ischnura pumilio*) zu. Inwiefern auch weiteren Libellenarten eine Stellung als Leitarten zukommt, ist noch zu klären. Ebenso unklar ist, ob der **Steinschmätzer** (*Oenanthe oenanthe*), die **Schlingnatter** (*Coronella austriaca*) und die **Kreuzotter** (*Vipera berus*) als Leitarten anzusprechen sind.

Die Lebensraumsprüche dieser Leit- und Schlüsselarten sind im Kap. 1.5.2 nachzulesen.

Als Leitgesellschaften können Assoziationen des **THERO-AIRION** angesprochen werden, ebenso **orchideenreiche Bestände** und **Zwergbinsenbestände**, deren pflanzensoziologische Zuordnung noch zu klären ist.

Neuanlage und Betriebsphase

- Allgemein: Schaffung von räumlich abgegrenzten Ruhezononen (B1, S. 129), Trennung der Substrate (B2, S. 129), Anlage der Halde (B6, S. 132), Schaffung geeigneter Voraussetzungen für die Anlage der Steilwand (B7, S. 132).
- Größenunabhängig, im Kontakt zu extensiv genutzten Flächen: Sicherung gegen Emissionen (B3, S. 130), Verwendung von Mähgut aus der Räumfläche (B4, S. 130).
- Größenunabhängig, isolierte Lage in intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen oder im nicht autochthonen Wald: frühzeitiges Abschieben der Räumflächen (B5, S. 130). Im Herbst wird nicht nur die gesamte Fläche, die im folgenden Jahr abgebaut werden soll, abgeräumt, sondern darüber hinaus auch diejenigen Fläche, deren Abbau im zweiten Jahr geplant ist. Damit wird die Möglichkeit offengehalten, daß dort zumindest ein Teil der Samen aus dem ersten Jahr überdauert bzw. sich nicht nur Thero-phytengesellschaften, sondern auch solche, die sich aus zwei- und mehrjährigen Pflanzen zusammensetzen, etablieren können.
- Einbringung des Abraums. Inertmaterial kann direkt an der Stelle ausgebracht werden, für die

eine Auffüllung bzw. eine Hinterfüllung geplant ist. Eine Einsaat ist zu unterlassen. Auch ein Befahren ist wegen der Gefahr zu hoher Verdichtung zu vermeiden.

Stillegungsphase

Standard

- Allgemein: keine Standortnivellierung (S1, S. 133), Beseitigung von Schadstoffen (S2, S. 133), Strukturierung von Steilwänden (S3, S. 133 - soweit die Standfestigkeit dies erlaubt), Gestaltung der Bermen und Zwischensohlen (S4, S. 133), Gestaltung temporärer Gewässer (Vorrang! - S8, S. 138).
- Gestaltung wechselfeuchter Bereiche. Auf bindigem Substrat kann als Variante und als Ergänzung zur Anlage von Gewässern die Schaffung wechselfeuchter Flächen in Frage kommen. Auf den bindigen, wasserstauenden Untergrund wird sandiges bis grobes (bis 100mm) Inertmaterial aufgebracht. Unter keinen Umständen sollte das Material humose Bestandteile enthalten! Die Aufbringstärke darf variieren; die dickste Schicht sollte auch bei maximaler Wasserführung nicht mehr überstaut werden, die Oberfläche der dünnsten Schicht etwa niveaugleich mit dem niedrigsten Wasserstand sein (Abb. 4/21, S. 152). Als Mindestfläche sind insgesamt etwa 1.500m² zu veranschlagen.
- Zur Schaffung von Rohbodenstandorten vgl. S9 (S. 139). Anschüttungen auf trockenen Flächen können und sollen im Verbund mit feuchten oder staunassen Arealen (s.o.: Gestaltung wechselfeuchter Bereiche) erfolgen oder in Benachbarung zu Schuttkegeln am Fuß von Steilwänden. Die Vorschläge zur Absprengung von Bermen sind unter F4 (S. 141) nachzulesen.

Varianten

- Über 4ha Sohlenfläche, isolierte Lage in intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen oder nicht autochthonem Wald: Besiedlungserleichterung überwiegend durch Mulchsaat (S7, S. 137), Gestaltung flacher perennierender Gewässer (fakultativ - S8, S. 138).
- Über 20ha Sohlenfläche: Verwendung von Oberboden (S5, S. 137).

Folgephase, Pflege und Entwicklung alter Steinbruchstandorte

Standard

- Allgemein: Müll entfernen (F1, S. 140), Duldung morphologischer Dynamik, soweit die Beeinträchtigung von Nachbargrundstücken durch Pufferstreifen aufgefangen werden kann (F2, S. 140), Pflege der Abbruchwände (F3, S. 141), Pflege temporärer und flacher perennierender Gewässer (F6, S. 141).
- Zur Pflege und Erhaltung der Rohbodenstandorte vgl. S9 (S. 139).
- Zur Pflege der Bermen und Zwischensohlen vgl. F4 (S. 141).

- Zur Entwicklung und Pflege der Gehölzbestände vgl. F9 (S. 142).
- Zur Entwicklung und Pflege krautiger Vegetation vgl. F10 (S. 143).
- Zur Pflege der Halde vgl. F5 (S. 141).

Varianten

- Unter 4ha Sohlenfläche, im Kontakt mit extensiv genutzten Flächen oder Wald: Nach F9 (S. 142) wäre in kleineren Basaltbrüchen eine (Teil-) Verbuschung als Entwicklungsziel nicht auszuschließen. Eine generelle Übernahme des in F9 vorgeschlagenen Rahmens wird jedoch in diesem Fall der speziellen Situation nicht gerecht, spielen doch die Basaltbrüche für Insekten (Hautflügler etc.) eine große Rolle. Ausreichender Strahlungs- und Wärmegenuß ist also zu gewährleisten. Vor allem überwiegend südexponierte Brüchen müssen regelmäßig von Gehölzaufwuchs befreit werden. Bei den Pflegeeingriffen sind insbesondere schnellwüchsige Bäume (Birke, Zitterpappel, Kiefer) zu entfernen, die zu einer Beschattung der angrenzenden offenen Flächen oder der südexponierten Bruchwände führen könnten.
- Unter 4ha Sohlenfläche, im Kontakt mit extensiv genutzten Flächen oder Wald: Die Schaffung und Stabilisierung von gras- und krautdominierten Vegetationseinheiten auf einem überwiegenden Teil der Fläche durch geeignete Bewirtschaftungsmaßnahmen ist anzustreben (s. LPK-Band II.4 "Sandmagerrasen").

4.2.4.6 Keupersandsteinbrüche

Leit- und Schlüsselarten

Die Leitarten der Keupersandsteinbrüche entstammen grundlegend verschiedenen, z.T. sogar gegensätzlichen Lebensräumen. Leitarten sind **Kleine Pechlibelle** (*Ischnura pumilio*) und **Südlicher**

Blaupfeil (*Orthetrum brunneum*) ebenso wie **Kammolch** (*Triturus cristata*), **Kreuzkröte** (*Bufo calamita*) und **Gelbbauchunke** (*Bombina variegata* - regional bedeutsame Populationen). Der **Uhu** (*Bubo bubo*) muß als Schlüsselart angesehen werden. Mit ziemlicher Sicherheit dürfen auch einzelne **Wildbienenarten** (Detaillierung steht noch aus, Untersuchungen dauerten bei Redaktionsschluß noch an) zu den Leitarten gerechnet werden. Unklar ist angesichts des derzeitigen Kenntnisstandes, ob auch die **Schlingnatter** (*Coronella austriaca*) zu den Leitarten zu rechnen ist.

Die Lebensraumsprüche der Leit- und Schlüsselarten sind dem Kap. 1.5.2 zu entnehmen.

Moorinitiale und **Zwergbinsengesellschaften** können als Leitgesellschaften des feuchten Flügels gelten, Assoziationen des **THERO-AIRION** als Leitarten des trockenen Flügels. Als Schlüsselarten sind **Isslers Bärlapp** (*Diphysium issleri*) und **Gewöhnlicher Flachbärlapp** (*Diphysium complanatum s.s.*) einzustufen, von denen besonders ersterer als ausgesprochene Rarität anzusprechen ist.

Neuanlage und Betriebsphase

- Allgemein: Schaffung von räumlich abgegrenzten Ruhezeiten (B1, S. 129), Anlage der Halde (B6, S. 132), Schaffung geeigneter Voraussetzungen für die Anlage der Steilwand (B7, S. 132), zeitliche Konzentration der Entnahme (B8, S. 132).
- In Kontakt zu landwirtschaftlich intensiv genutzter Umgebung: Frühzeitiges Abschieben der Räumfläche (B5, S. 130).

Stillegungsphase

Standard

- Allgemein: Keine Standortnivellierung (S1, S. 133), Strukturierung von Steilwänden (S3).

a)



b)

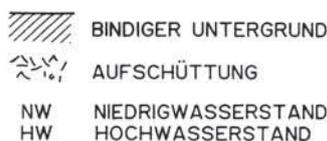
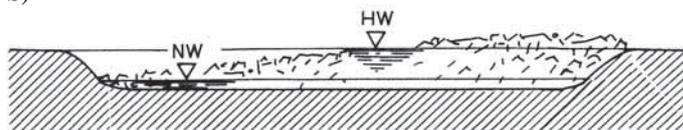


Abbildung 4/21

Schaffung wechselfeuchter Bereiche

a: terrassenartig
b: als kontinuierlicher Gradient

- Die Schaffung von Rohbodenstandorten kann durch Anschüttung bzw. Auffüllung vor allem im Kontakt mit Schuttkegeln am Fuß südexpo- nierter Bruchwände geschaffen werden. Als Mindestgröße sind 150 - 300m² ins Auge zu fassen (vgl. auch S9, S. 139).

Varianten

- Über 4ha, auf bindigen Böden Schaffung von temporären Tümpeln (S8, S. 138), gegebenenfalls auch flacher perennierender Gewässer (S8 - fakultativ).

Folgephase, Pflege und Entwicklung alter Steinbruchstandorte

Standard

- Allgemein: Müll entfernen (F1, S. 140), Duldung morphologischer Dynamik (aufgrund der Eigenschaften des Gesteins und der geringen Wandhöhe meist nur in geringem Umfang vorhanden - F2, S. 140), Pflege der Abbruchwände (F3, S. 141), Pflege temporärer und flacher perennierender Gewässer (F6, S. 141).
- Entbuschung, Pflege der Gehölzbestände. Die Werksteinbrüche des Keupersandsteins sind meist nur von geringerer Ausdehnung; sie liegen im Wald oder in Nachbarschaft landwirtschaftlich genutzter Flächen. Nach F9 (S. 142) wäre also eine (Teil-) Verbuschung als Entwicklungsziel nicht auszuschließen. Eine generelle Übernahme des in F9 vorgeschlagenen Rahmens wird jedoch in diesem Fall der speziellen Situation nicht gerecht, spielen doch die Keupersandsteinbrüche für Insekten (Hautflügler etc.) eine große Rolle. Ausreichender Strahlungs- und Wärmegenuß ist also zu gewährleisten. Vor allem überwiegend südexponierte Brüche müssen regelmäßig von Gehölzaufwuchs befreit werden. Bei den Pflegeeingriffen sind insbesondere schnellwüchsige Bäume (Birke, Zitterpappel, Kiefer) zu entfernen, die zu einer Beschattung der angrenzenden offenen Flächen oder der südexpo- nierten Bruchwände führen könnten.
- Rücknahme beschattender Gehölze am Steinbruch(süd-)rand. Bei von Wald umgebenen, süd- exponierten Steinbrüchen mit nur geringer Sohlenfläche und starker Horizontüberhöhung sollte im Interesse einer möglichst hohen Besonnung der südexponierten Sohle und Bruchwand eine Rücknahme der Gehölze am Steinbruchrand vorgenommen werden. Bei dieser Maßnahme ist kein turnusmäßiges Vorgehen nötig. Von dieser Maßnahme profitieren thermophile Insektenarten, z.B. Mauerbienen und Schmetterlinge, Reptilien wie die Schlingnatter sowie Bewohner von Tümpeln und Feuchtstellen mit hohem Licht- und Wärmeansprüchen, wie Gelbbauchunke, Kreuzkröte und div. Libellenarten.
- Zur Pflege gras- und krautdominierter Vegetationseinheiten (vgl. F10, S. 143). Die Schaffung und Stabilisierung von gras- und krautdominierter Vegetationseinheiten auf einem überwiegenden Teil der Fläche durch geeignete Bewirt-

schaffungsmaßnahmen ist anzustreben (s. LPK- Band II.4 "Sandmagerrasen").

- Zum Management von Rohbodenstandorten vgl. S9 (S. 139).
- Zur Pflege der Halde vgl. F5 (S. 141).

Varianten

- Pflege vorhandener und im Rahmen der Stilllegung geschaffener temporärer und flacher perennierender Gewässer (F6, S. 141).
- Über 4ha Sohlenfläche: Sukzession in Teilbereichen zulassen. Vor allem im abbruchwandfernen Randbereich der Sohle, in beschatteten Bereichen oder in Nordexposition dürfen sich Gebüsche etablieren. Ihre Geschlossenheit sollte von den offenen Bereichen zur Peripherie kontinuierlich zunehmen. Regelmäßige Eingriffe (Aufden-Stock-Setzen, Schlagen) finden nur im Übergangsbereich zwischen Gebüschbestockung und offeneren Bereichen statt und sorgen für einen allmählichen Übergang (Licht- und Wärmegradient) zu den vegetationsfreien bzw. -armen Flächen (Abb. 4/16, S. 142).

4.2.4.7 Buntsandsteinbrüche

Leit- und Schlüsselarten

Schlüsselart der Buntsandsteinbrüche ist der **Wanderfalke** (*Falco peregrinus*), der in den bis zu 70m hohen Wänden brütet. Der **Uhu** (*Bubo bubo*) darf nur dort als Schlüsselart angesehen werden, wo er nicht in Konkurrenz zum Wanderfalken tritt. Leitarten des feuchten Flügels sind **Kammolch** (*Triturus cristatus*) und **Gelbbauchunke** (*Bombina variegata* - regional bedeutsame Populationen) sowie die **Kleine Pechlibelle** (*Ischnura pumilio*).

Die Lebensraumansprüche der Leit- und Schlüsselarten sind im Kap. 1.5.2 nachzulesen.

Assoziationen des **THERO-AIRION** können als Leitgesellschaften angesehen werden. Unklar ist die Stellung von Zwergbinsengesellschaften.

Neuanlage und Betriebsphase

- Allgemein: Schaffung von räumlich abgegrenzten Ruhezononen (B1, S. 129), Anlage der Halde (B6, S. 132), Schaffung geeigneter Voraussetzungen für die Anlage der Steilwand (B7, S. 132), zeitliche Konzentration der Entnahme (B8, S. 132), Bearbeitung der Abbaufont im Wechsel (B9, S. 133).
- Größenunabhängig, isolierte Lage in intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen: frühzeitiges Abschieben der Räumfläche (B5, S. 130).

Stilllegungsphase

Standard

- Allgemein: keine Standortnivellierung (S1, S. 133), Strukturierung von Steilwänden (S3, S. 133), Gestaltung der Bermen und Zwischensohlen (S4, S. 133).

- Lage und Größe unerheblich: Auf bindigen Böden Anlage, gegebenenfalls Erweiterung temporärer Gewässer (fakultativ - S8, S. 138).

Varianten

- Über 4ha Sohlenfläche, in Benachbarung zu temporären Gewässern: Zur Gestaltung wechselfeuchter Bereiche vgl. auch die Stilllegungsphase der Basalt-, Diabasbrüche in Kap. 4.2.4.5 (S. 151).
- Im Kontakt zu Extensivflächen können Rohbodenstandorte geschaffen werden (vgl. S9, S. 139). Stehen Flächen zur Verfügung, die vom Wald-Reitgras (*Calamagrostis epigeios*) dominiert werden, sind diese bevorzugt für eine Anschüttung vorzusehen.

Folgephase, Pflege und Entwicklung alter Steinbruchstandorte

Standard

- Allgemein: Müll entfernen und Auswirkungen von Müllablagerungen minimieren (F1, S. 140), Pflege der Abbruchwände (F3, S. 141), Pflege der Bermen und Zwischensohlen (F4, S. 141), Pflege temporärer und flacher perennierender Gewässer (F6, S. 141), Entbuschung, Pflege der Gehölzbestände (F9, S. 142), Pflege gras- und krautdominierter Vegetationseinheiten (F10, S. 143).
- Zur Pflege der Halde vgl. F5 (S. 141).

4.2.4.8 Granitbrüche

Leit- und Schlüsselarten

In den Steinbrüchen des Bayerischen Waldes und des Fichtelgebirges ist der **Uhu** (*Bubo bubo*) eine der herausragendsten Schlüsselarten. Durch die hohe Anzahl an wassergefüllten Steinbrüchen in sonst

stillgewässerarmen Naturräumen müssen daneben vor allem Arten, die an Gewässer gebunden sind, als Leitarten eingestuft werden. Dazu gehören die **Gelbbauchunke** (*Bombina variegata*), der **Kammolch** (*Triturus cristata*) und die **Kleine Pechlibelle** (*Ischnura pumilio*), die stellvertretend für eine Reihe von Pionierarten steht. Schlüsselarten für einen eng definierten Raum - die Jochensteiner Hänge bei Passau - sind **Smaragdeidechse** (*Lacerta viridis*) und **Äskulapnatter** (*Elaphe longissima*).

Die Lebensraumsprüche der Leit- und Schlüsselarten sind dem Kap. 1.5.2 zu entnehmen.

Pflanzengesellschaften und Florenelemente mit nordischer bzw. nordisch-kontinentaler Verbreitung (**sekundäre Schwingrasen, oligotrophe Ufervegetation, Moos- und Farn-Synusien**) können als Leitgesellschaften betrachtet werden, ebenso bruchwaldähnliche Bestände. Unklar ist, ob auch das **RANUNCULETUM SCELERATI** und das **ALOPECURETUM AEQUALIS** als Leitgesellschaften einzustufen sind. Im trockenen Flügel stellen Silikatmagerrasengesellschaften (**FESTUCO-VERONICETUM DILLENII**) und deren Fragmente Leitgesellschaften dar. Als Schlüsselarten sind **Isslers Bärlapp** (*Diphysium issleri*) und **Gewöhnlicher Flachbärlapp** (*Diphysium complanatum s.s*) einzustufen, von denen besonders ersterer als ausgesprochene Rarität anzusprechen ist.

Neuanlage und Betriebsphase

- Allgemein: Schaffung von räumlich abgegrenzten Ruhezonem (B1, S. 129), Trennung der Substrate (B2, S. 129), Sicherung gegen Emissionen (B3, S. 130), frühzeitiges Abschieben der Räumfläche (B5, S. 130), Anlage der Halde (B6, S. 132).
- Zur Schaffung geeigneter Voraussetzung für die Anlage perennierender Gewässer vgl. S8 (S. 138).

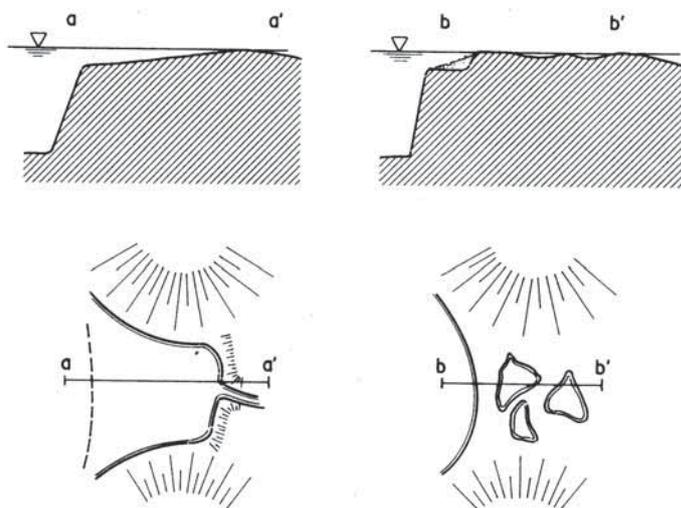


Abbildung 4/22

Gestaltung des Überlaufs als Flachwasserzone oder mit temporären Tümpeln und flachen perennierenden Gewässern

(oben: Schnitt; unten: Aufsicht)

a. Gestaltung als Flachwasserzone

b. Gestaltung mit temporären Tümpeln und flachen perennierenden Gewässern

- Einbringung des Abraums. Inertmaterial kann direkt an der Stelle ausgebracht werden, für die eine Auffüllung bzw. eine Hinterfüllung geplant ist. Dafür kommen gleichermaßen süd- wie nord-exponierte Zwischensohlen in Frage. Eine Einsaat ist zu unterlassen. Auch ein Befahren ist wegen der Gefahr zu hoher Verdichtung zu vermeiden.

Stilllegungsphase

Standard

- Allgemein: Keine Standortnivellierung (S1, S. 133), Beseitigung von Schadstoffen (S2, S. 133), Strukturierung von Steilwänden (S3, S. 133), Gestaltung der Bermen und Zwischensohlen (S4, S. 133).
- Anlage von temporären und perennierenden Gewässern (vgl. S8, S. 138). Wo dies möglich ist, sollte die Anlage temporärer Gewässer in unmittelbarer Nachbarschaft des perennierenden Gewässers angestrebt werden. Um diese Möglichkeit offenzuhalten, sollte der zukünftige Überlauf so gestaltet werden, daß er möglichst viel Fläche einnimmt (vgl. Abb. 4/22 a, S. 154). Auf dieser Fläche können entweder eine ausgedehnte Flachwasserzone geschaffen (die Bestandteil des perennierenden Gewässers ist) oder temporäre Tümpel angelegt werden. Eine nachträgliche Feinmodellierung des Geländes ist mit bindigen Materialien (Tonen, Lehmen) möglich.

Varianten

- Über 20ha Sohlenfläche: Verwendung von Oberboden, jedoch nicht auf Flächen, die im Verlauf der Stilllegung überstaut werden (S5, S. 137), Strukturierung der Steinbruchsohle (S6, S. 137), Besiedlungserleichterung durch Mulchsaat und Mulchen (S7, S. 137).

Folgephase, Pflege und Entwicklung alter Steinbruchstandorte

Standard

- Allgemein: Müll entfernen (F1, S. 140), Pflege der Abbruchwände (F3, S. 141), Pflege der Bermen und Zwischensohlen (falls nicht unter Wasser - F4, S. 141), Pflege temporärer und perennierender Gewässer (F6, S. 141),
- Zur Pflege der Gehölzbestände vgl. F9 (S. 142). Überalterte Schwarzerlen im Uferbereich der Steinbruchseen können auf den Stock gesetzt werden.
- Zur Pflege der Halde vgl. F5 (S. 141).

Varianten

- Entbuschung und Pflege von Gehölzbeständen (vgl. F9, S. 142). Bei Steinbrüchen, die (a) isoliert im Wald liegen und (b) wesentlich weniger als 4ha zusammenhängende Sohlenfläche besitzen sowie (c) eine starke Horizontüberhöhung aufweisen und/oder überwiegend nordexponiert sind, sind Pflegeeingriffe vermutlich nicht notwendig bzw. wären nur wenig effektiv, da der Strahlungsgenuß (Nutznießer v.a. Insekten) durch Maßnahmen nur geringfügig erhöht wer-

den könnte. Pflegeeingriffe - zumindest auf Teilflächen - sind dagegen in überwiegend süd-exponierten oder nur durch eine geringe Horizontüberhöhung gekennzeichneten Steinbrüchen nötig, selbst wenn diese im Wald oder in landwirtschaftlich intensiv genutztem Umfeld liegen oder eine Fläche von weniger als 4ha besitzen: Während die Sukzession mit Weichhölzern erwünscht ist (Futterpflanzen für Schmetterlinge), werden aufkommende Fichten selektiv entfernt. Im Einzelfall ist zu klären, ob sich eine Entnahme der Weichhölzer in größeren zeitlichen Abständen als sinnvoll erweisen könnte (z.B. wenn sich waldrandbewohnende Schmetterlinge eingefunden haben, die durch eine zunehmende Bewaldung verdrängt würden). Bei Steinbrüchen mit einer Sohlenfläche von 4ha und mehr sollten regelmäßige Entbuschungsmaßnahmen stattfinden. Die Pflegefrequenz und -intensität sollte dabei von den Steinbruchrändern zur Mitte hin (bzw. zur Abbruchwand hin) zunehmen.

- Über 20 ha Sohlenfläche: Einbringung zusätzlicher Gestaltungselemente (F7, S. 141), falls dies nicht bereits während der Stilllegungsphase erfolgt ist.

4.2.4.9 Serpentinbrüche

Leit- und Schlüsselarten

Welche Tierarten bei den Serpentinbrüchen als Leit- und Schlüsselarten fungieren, ist aufgrund des geringen Kenntnisstandes zur Zeit noch nicht absehbar. Möglicherweise sind **Kammolch** (*Triturus cristata*) und **Gelbbauchunke** (*Bombina variegata*) dazu zu zählen. Deren Lebensraumsprüche sind dem Kap. 1.5.2 zu entnehmen.

In der Pflanzenwelt ist es ohne Zweifel die **Serpentinfarn-Gesellschaft** (ASPLENIETUM SERPENTINI), die eine Schlüsselrolle innehat, da sie ausschließlich auf Serpentinstandorte beschränkt ist und ein bedeutender Teil der Vorkommen in Serpentinbrüchen lokalisiert werden konnte (VOGEL 1990). Leitcharakter kommt ebenso der Assoziation **LEMNO-UTRICULARIETUM VULGARIS** zu sowie einer Reihe **xerothermophiler Arten**.

Neuanlage und Betriebsphase

- Serpentinlinsen haben meist nur eine begrenzte Ausdehnung. Steinbrüche können zur optimalen "Ressourcennutzung" bis an die Grenzen des Gesteinsvorkommens vorgetrieben werden, so daß die typische Standortcharakteristik durch Anschnitt anderer Gesteine nicht mehr gegeben sein kann. Dies ist angesichts der Seltenheit des Gesteins und seiner charakteristischen Vegetation aus der Sicht des Artenschutzes unerwünscht. Der Gesteinsabbau sollte also nicht bis an die Grenze des Serpentinvorkommens geführt, sondern vorher eingestellt werden.
- Allgemein: Schaffung von räumlich abgegrenzten Ruhe-zonen (B1, S. 129), Trennung der

Substrate (B2, S. 129), Anlage der Halde (B6, S. 132).

- Einbringung des Abraums. Inertmaterial kann direkt an der Stelle ausgebracht werden, für die eine Auffüllung bzw. eine Hinterfüllung geplant ist. Dafür kommen vor allem nordexponierte Zwischensohlen in Frage. Eine Einsaat ist zu unterlassen. Auch ein Befahren ist wegen der Gefahr zu hoher Verdichtung zu vermeiden.
- Größenunabhängig, isolierte Lage in intensiv genutztem landwirtschaftlichen Umfeld oder nicht autochthonem Waldbestand: Frühzeitiges Abschieben der Räumfläche (B5, S. 130), Bearbeitung der Abbaufont im Wechsel (B9, S. 133).

Stilllegungsphase

Standard

- Allgemein: Keine Standortnivellierung (S1, S. 133), Beseitigung von Schadstoffen (S2, S. 133), Strukturierung von Steilwänden (S3, S. 133), Gestaltung der Bermen und Zwischensohlen (S4, S. 133), Gestaltung temporärer und perennierender Gewässer (S8, S. 138).
- Auffüllung und partielle Aufschüttungen auf der Sohle (sofern nicht Serpentin-Gesellschaften betroffen sind), Schaffung von Rohbodenstandorten (vgl. S9, S. 139). Eine Neigung der Aufschüttung zwischen 10° und 30° ist anzustreben. Als Mindestgröße sind 150 - 300m² ins Auge zu fassen. Das verwendete Material muß autochthonen Ursprungs, also Serpentin, sein und sollte unter keinen Umständen humose Be-

standteile enthalten. Die Anschüttung sollte so erfolgen, daß die entsprechenden Flächen zwar gut belichtet, jedoch nicht stark besonnt sind, Teilbereiche dürfen auch eher schattendominiert sein. Das Material für eine Anschüttung ist entweder aus den bestehenden Halden oder - falls geeignet - aus Brechresten zu beziehen, die nicht auf der Halde deponiert sondern auf der Steinbruchsohle ausgebracht werden.

Varianten

- Über 4ha Sohlenfläche, Lage in intensiv genutztem landwirtschaftlichen Umfeld: Besiedlungserleichterung durch Mulchsaat und Mulchen (S7, S. 137).

Folgephase, Pflege und Entwicklung alter Steinbruchstandorte

Standard

- Allgemein: Müll entfernen und Auswirkungen von Müllablagerungen minimieren (F1, S. 140), Duldung morphologischer Dynamik (F2, S. 140), Pflege der Abbruchwände (F3, S. 141), Pflege temporärer und flacher perennierender Gewässer (F6, S. 141).
- Entbuschung, Pflege der Gehölzbestände. Serpentinbrüche stellen mehr noch als alle anderen Steinbrüche seltene Sonderstandorte dar. Eine generelle Übernahme des in F9 (S. 142) vorgeschlagenen Entscheidungsrahmens bezüglich der Größe und der Lage der Steinbrüche wird in diesem Fall der speziellen Situation nicht gerecht. Ausreichender Lichtgenuß auch ost- und nordexponierter Flächen und Böschungen ist zu

Tabelle 4/1

Abbauschwerpunkte bestimmter Gesteinsarten (nach Landkreisen)

Gesteinsart	Landkreis
Muschelkalk	WÜ, MSP
Jurakalk, Dolomit	WUG, FO, KEH, EI, LAU, NM, R
Urkalk, Marmor	WUN
Tuff	WM
Gips	SW, AN, NEA
Basalt	NES, TIR, WUN, KG, HAS
Diabas	BT, KU
Keupersandstein	HAS, CO, BA, RT
Buntsandstein	MIL, MSP, CO
Kreidesandstein	R
Grauwacke	KC
Schiefer	KC
Granit/Gneis	WUN, PA, FRG, CHA, NEW, SAD, DEG
Serpentin	HO, SAD
Quarz	FRG, REG
fettgedruckt = Schwerpunktorkommen	
(Lrk.-Abkürzungen siehe Anhang)	

gewährleisten. Vor allem dort, wo sich thermophile Arten angesiedelt haben (meist in überwiegend südexponierten Bereichen) muß der Gehölzaufwuchs regelmäßig entfernt werden. Bei den Pflegeeingriffen sind insbesondere schnellwüchsige Bäume (Birke, Zitterpappel, Kiefer) zu entfernen, die zu einer Beschattung der angrenzenden offenen Flächen oder der südexponierten Bruchwände führen könnten.

- Zur Pflege gras- und krautdominierter Vegetationseinheiten vgl. F10 (S. 143).

Varianten

- Größenunabhängig, isolierte Lage im Wald: Rücknahme beschattender Gehölze am Steinbruchrand (F9, S. 142).

- Über 4ha Sohlenfläche: Management von Rohbodenstandorten (vgl. S9, S. 139).

Einschränkungen / Pflege in Sonderfällen

Pflegemaßnahmen dürfen nur dann zum Einsatz kommen, wenn Serpentinarn-Gesellschaften nicht beeinträchtigt werden. Dies gilt auch für die Pflege von Rohbodenstandorten. Sollten sich entsprechende Gesellschaften angesiedelt haben, sind an anderer Stelle Rohbodenstandorte neu zu schaffen.

4.2.5 Beitrag der Landkreise bei der Umsetzung

(1) Umsetzung der Grundsätze in konkrete Planung

Als Genehmigungsbehörde haben die Landkreishörden den entscheidenden Einfluß auf die Inhalte

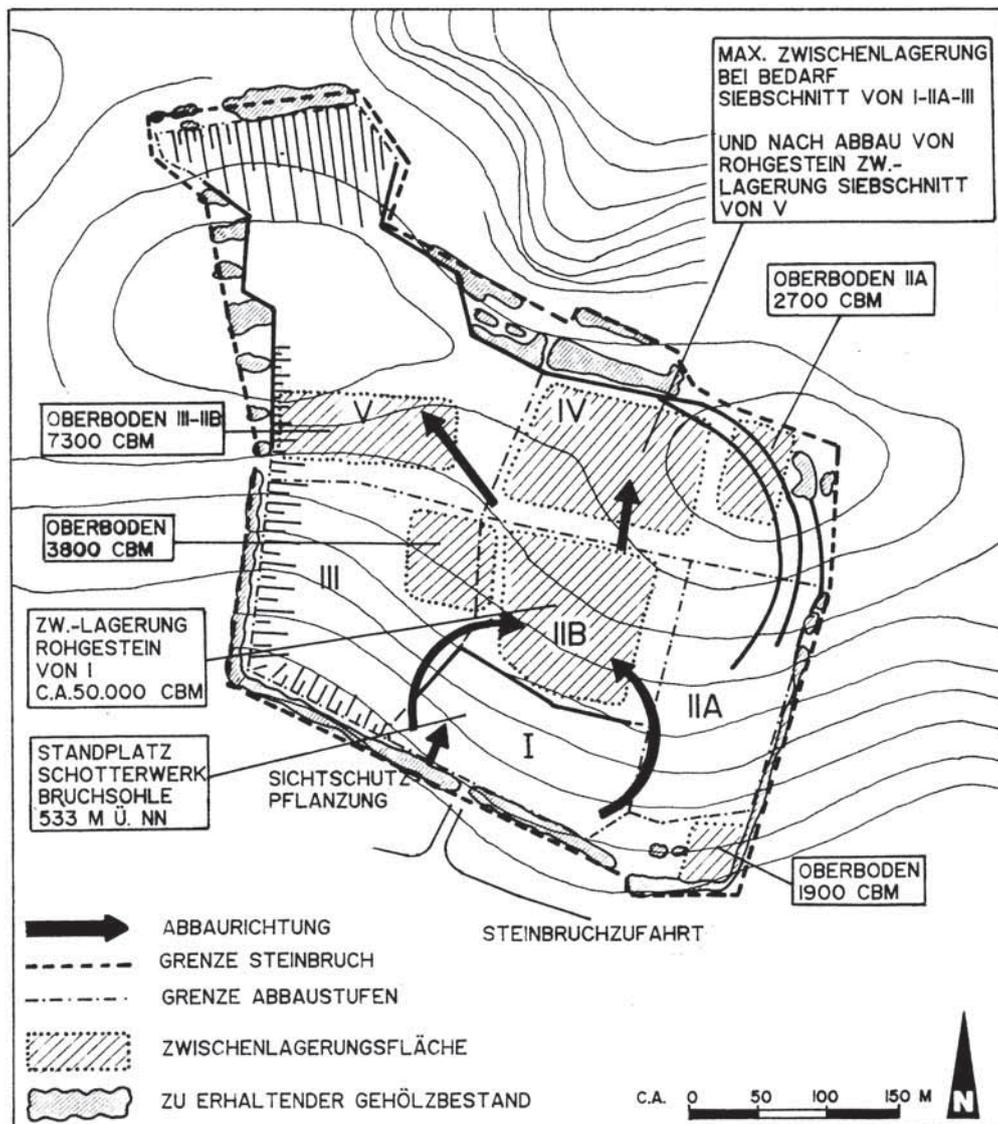


Abbildung 4/23

Abbauplan (ARNOLD & KAISER 1977)

von Abbau- und Rekultivierungsplänen. Die Genehmigungsbehörden sind also der Angelpunkt bei der Umsetzung naturschutzrelevanter Gedankengüter bei der Abbaustellenplanung. Auch über eventuell entstehende Rechte (Fischerei) kann an dieser Stelle entschieden werden.

(2) Überprüfung der bestehenden Rekultivierungspläne

Viele der gültigen Rekultivierungspläne wurden zu einer Zeit angefertigt, in der die Bedeutung der Steinbrüche für den Arten- und Biotopschutz nur in geringem Maß bekannt war. Die empfohlenen Maßnahmen entsprechen daher häufig nicht mehr den heutigen Zielen des Naturschutzes. Eine Überprüfung dieser Rekultivierungspläne ist daher wünschenswert (z.B. bei einem Erweiterungsantrag). Wo dies möglich ist, sollte von Seiten der Genehmigungsbehörden auf eine Revision der Pläne hinge-

arbeitet werden. Als Argument kommt ihnen zustatten, daß die Planung im Sinne einer Renaturierung meist kostengünstiger gestaltet werden kann als eine herkömmliche Rekultivierung.

(3) Kartierung und Bewertung aufgelassener Brüche

Eine besondere Verantwortung haben Landkreise, in denen sich Abbauschwerpunkte einer bestimmten Gesteinsart oder räumlich konzentrierte Steinbruchvorkommen befinden (Tab.4/1, S. 156). Ihnen obliegt es vor allen Dingen, dieses Potential für den Naturschutz zu nutzen und zu entwickeln.

Eine Kartierung und Bewertung aufgelassener Steinbrüche ist daher gerade in diesen Landkreisen wünschenswert, da die Biotopkartierung mit ihrem hauptsächlich vegetationskundlichen Ansatz die Bedeutung und den Wert von Steinbrüchen nur un-

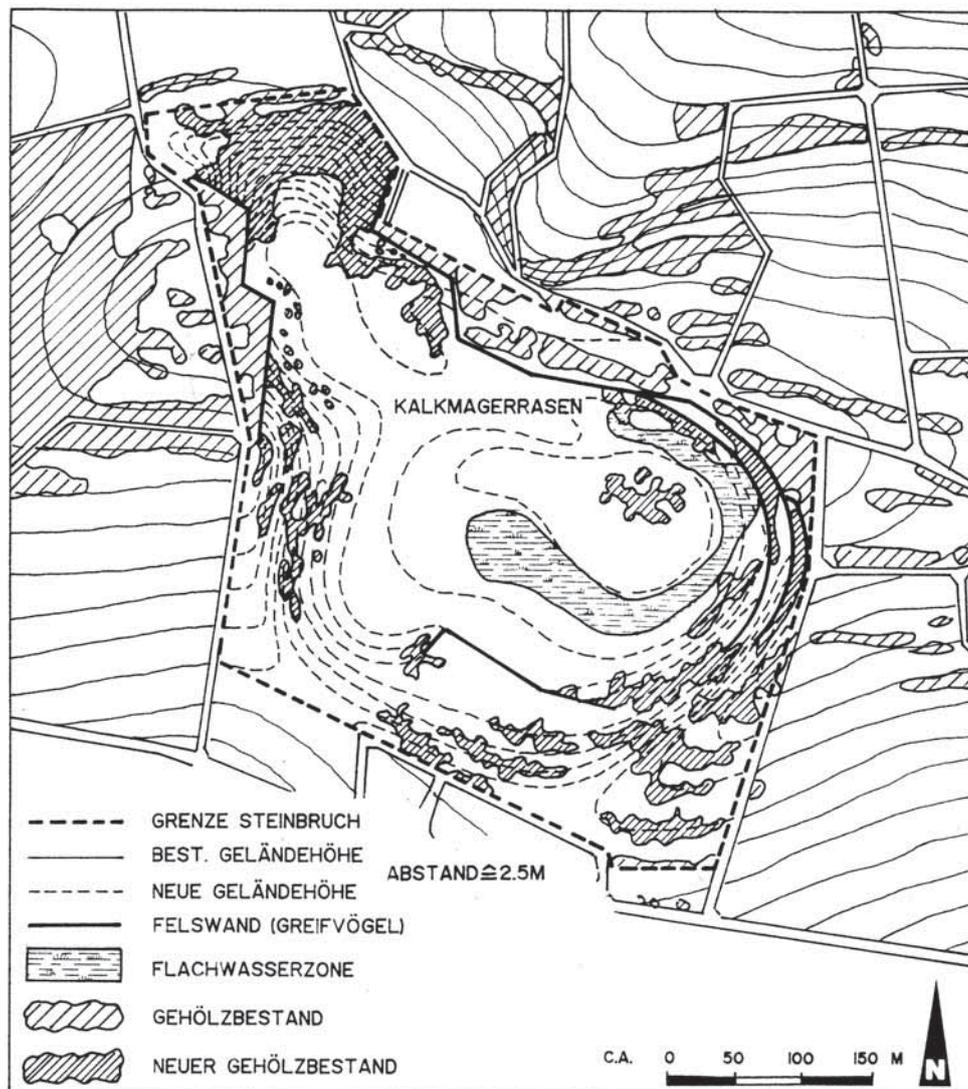


Abbildung 4/24

Rekultivierungsplan (ARNOLD & KAISER 1977)

zureichend erfassen kann. Neben der dringend nötigen Verringerung des Wissensdefizits stellen diese Untersuchungen eine Handhabe bei der Ausweisung schutzwürdiger Flächen dar. Neben der Pflanzenwelt sollten ausgewählte Tiergruppen erfaßt werden.

(4) Bedingungen für die Wiederaufnahme des Betriebs in aufgelassenen Steinbrüchen

Wie die Wiederinbetriebnahme manch alter Brüche zeigt, sind selbst relativ lange Zeit nicht betriebene Steinbrüche mit gut entwickelten Tier- und Pflanzengemeinschaften nicht vor erneuter Inbetriebnahme sicher.

Bei jeder zukünftigen Genehmigung der Wiederaufnahme des Abbaus sind Gutachten über das Arteninventar des Bruches und die Bedeutung für den Natur- und Artenschutz wünschenswert. Gerade in Fällen, wo Steinbrüche Habitats von Leit- und Schlüsselarten darstellen, ist eine naturschutzrechtliche Sicherung zu erwägen.

4.3 Beispiel für ein Gestaltungs-, Pflege- und Entwicklungsmodell

Abbau- und Rekultivierungsplanung für einen Muschelkalkbruch

Die Planung wurde von Dr. K. ARNOLD und Prof. H. KAISER durchgeführt. Sie beinhaltet neben dem Abbaustufenplan einen Rekultivierungsplan (Abb. 4/23, S. 157 und Abb. 4/24, S. 158), in denen wesentliche Grundsätze der Abbaustellenplanung beispielhaft umgesetzt sind (ARNOLD & KAISER 1977). Hervorzuheben ist speziell die Tatsache, daß die Planung bereits im Jahr 1977 durchgeführt wurde, zu einer Zeit also, in der die "Wiederurbarmachung" von Steinbrüchen für land- oder forstwirtschaftliche Zwecke im Vordergrund stand. Mit der Umsetzung naturschutzrelevanter Inhalte ist sie damit zu diesem Zeitpunkt der allgemeinen Entwicklung weit voraus und setzt auch heute noch Maßstäbe.

Positive Aspekte

- Der Abbau wurde nicht bis zur Eigentumsgrenze geführt; dies ist die Voraussetzung für einen organischen Übergang zwischen Abbaugelände und umgebender Landschaft.
- Der Abraum wird schon während der Haupt-Abbauphase an den Stellen eingebracht, in denen er zur endgültigen Gestaltung benötigt wird. Der Abraum muß nur während des Abbaubeginns und in der Stilllegungsphase zwischengelagert werden.
- Die Felswände besitzen die Mindesthöhe von 30m; sie sind strukturiert und in verschiedene Richtungen exponiert. Die Berme enden nicht abrupt, der Übergang zwischen ihnen und der Bruchwand verläuft allmählich.
- Die Sichtschutzpflanzung wird nach dem Abbau entfernt und durch Anpflanzungen ersetzt, die dem Charakter der umgebenden Heckenlandschaft entsprechen. Die Anpflanzung erfolgt konzentriert am Steinbruchrand. Auf der Steinbruchsohle ist nur eine einzige Gebüschinsel geplant.
- Der größte Teil der Sohle wird mit dem Ziel der Entwicklung eines Magerrasens offengehalten.
- Die Ansaat erfolgt nicht mit einer herkömmlichen Saatmischung, sondern mit Mähgut aus Kalkmagerrasen der Umgebung, das als Mulchsaat aufgebracht wird.

Negative Aspekte

- Ein Teil der Oberbodenmieten befindet sich genau an der Stelle, an der nach Beendigung des Abbaus die Anlage eines Gewässers geplant ist.
- Während die Schaffung perennierender Gewässer geplant ist, wird die Anlage temporärer Gewässer vernachlässigt.
- Durch die Mulchsaat auf der gesamten Fläche stehen Rohbodenstandorte nach Einstellung des Steinbruchbetriebs für Pionierarten nur kurze Zeit zur Verfügung.

5 Organisatorische und technische Hinweise

- 1) Wie diese Arbeit gezeigt hat, existieren in bezug auf Steinbrüche enorme Wissenslücken; speziell Brüche wenig verbreiteter Gesteinsarten, doch auch Granitbrüche sind in vielfacher Hinsicht weiße Flecken auf der floristischen und faunistischen Landkarte. Neben der Fauna, deren Erforschung in Steinbrüchen eines übergreifenden Ansatzes bedarf, fehlen systematische Arbeiten zur Flora und Vegetation in:
 - Granit- und Gneisbrüchen;
 - Basalt- und Diabasbrüchen;
 - Sandsteinbrüchen.
- 2) Bei Steinbrüchen, die der Folgefunktion Naturschutz zugeführt werden sollen, ist wünschenswert, daß der Grunderwerb für Steinbrüche durch Kauf und nicht durch Pacht erfolgt. Dies hat vor allem den Hintergrund, die Gefahr potentieller Interessenkonflikte zu vermeiden, die durch Nachnutzungswünsche des Verpächters induziert werden könnten. Dies ist bereits im Vorfeld und während des Genehmigungsverfahrens abzuklären.
- 3) Falls Waldstandorte vom Abbau betroffen sind, ist es wünschenswert, daß die Wiederaufforstung nach der Stilllegung nicht im Steinbruch, sondern auf anderweitig bereitgestellten (erworbenen) Flächen erfolgt.
- 4) Der Verbleib und die Ausübung der durch den Abbau entstehenden Rechte (z.B. Fischereirecht bei Entstehung perennierender Gewässer) sind frühzeitig abzuklären. Wünschenswert wäre ein Erwerb dieser Rechte durch den Steinbruchbesitzer selbst; bei angestrebter Folgefunktion Naturschutz kann dann bei fachlicher Notwendigkeit bereits im Rahmen der Genehmigung festgelegt werden, daß diese Rechte nicht durch den Steinbruchbesitzer ausgeübt und auch nicht abgegeben werden dürfen (insbesondere nicht an Angelsportvereine oder Fischzüchter).
- 5) Die Gestaltung der Abbaustelle im Rahmen der Stilllegungsphase, deren technische Ausführung dem Steinbruchbetreibenden obliegt, sollte nach Vorgaben eines/einer Landschaftsökologen/in erfolgen (Ortsbegehung).
- 6) Die Pflegemaßnahmen können auch im Auftrag durch Landschaftspflegeverbände organisiert werden.
- 7) Bereits erfolgte Pflegemaßnahmen sollten ebenso wie anstehende Pflegeaktivitäten angesichts des eklatanten Wissensdefizits genau dokumentiert werden. In regelmäßigen Abständen ist eine Erfolgskontrolle durchzuführen.
- 8) Sollen Steinbrüche zugunsten bestimmter Leit- und Schlüsselarten optimiert werden, ist ein Kontakt mit Fachleuten unabdingbar. Ebenso sollten Pflegeeingriffe, die zugunsten von bestimmten Arten durchgeführt werden, mit Experten abgestimmt werden. Bei der Pflege und Entwicklung von Buntsandstein-Bruchwänden sowie von Wänden mit potentieller Eignung für den Wanderfalken bietet sich die Zusammenarbeit mit der Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz an, die über entsprechende Erfahrungen bereits verfügt.

6 Anhang

6.1 Quellenverzeichnis

ABSP = BAYER. STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN: Arten- und Biotopschutzprogramm.

ACKEN, D. v. & SCHLÜTER, U. (1973): Probleme, Kriterien und Verfahren zur Bestimmung von Folgenutzungen auf Entnahmestellen.- Natur und Landschaft 48(8): 220-223.

ANONYM (Kürzel Hs) (1988): Illegalem Kalkabbau einen Riegel vorschieben.- Mittelbayerische Zeitung 21.4.1988, Regensburg.

ARNOLD, A. (1983): Zur Veränderung des pH-Wertes der Laichgewässer einheimischer Amphibien.- Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 23 (1).

ARNOLD, K. & KAISER, H. (1977): Abbau- und Rekultivierungsplanung für einen geplanten Muschelkalksteinbruch.- Natur und Landschaft 52: 129-133.

ASSMANN, O. (1985): Fachbeitrag Amphibien und Reptilien zur Landschaftsrahmenplanung f.d. Nationalpark Bayer. Wald und dessen Vorfeld.- Unpubl. Gutachten im Auftrag des Bayer. Landesamtes f. Umweltschutz, Freising.

AUVERA, H. (1959): Die Flora des Schwanbergs.- In: PAMPUCH A. (Hrsg.): Der Schwanberg.- 23-33.

BAEHR, B. (1988): Die Bedeutung der ARANAE für die Naturschutzpraxis, dargestellt am Beispiel von Erhebungen im Lkr. Weißenburg-Gunzenhausen.- Schr.R. BayLfU 83: 43-59, München.

BAEHR, M. (1985): Die Laufkäfer des Gipsbruches bei Wurmlingen, Kr. Tübingen.- Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg 59/60: 391-420, Karlsruhe.

— (1987): Laufkäfer als Indikatoren für die Bewertung von Biotopen, dargestellt am Beispiel der Erhebungen im Lkr. Weißenburg-Gunzenhausen.- Schr.R. BayLfU 77: 17-23, München.

— (1987): Zur Biologie der einheimischen Amphibien und Reptilien.- Beih. Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 41: 7-70.

BANDORF, H., LAUBENDER H. (1982): Die Vogelwelt zwischen Steigerwald und Rhön.-Münnerstadt und Schweinfurt, 1046 S.

BAUER, G. (1974): Anthropogene Landschaftsformen als Naturschutzgebiete ?- Landschaft und Stadt 3: 115-124.

BAUER, H.J. (1987): Renaturierung oder Rekultivierung von Abgrabungsbereichen? Illusion und

Wirklichkeit.- In: Natur aus zweiter Hand, dargestellt an Abgrabungen von Aufschüttungen, Naturschutzzentrum NRW H. 1: 10-20, Recklinghausen.

BAUER, S. (1987): Verbreitung und Situation der Amphibien und Reptilien in Baden-Württemberg.- Beih. Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 41: 71-157, Stuttgart.

BAUSCHMANN, G. (1987): Vorkommen von Ameisen in unterschiedlichen Lebensraumtypen des Vogelsberges /Hessen unter besonderer Berücksichtigung der Rote-Liste-Arten.- Verh. GfÖ XVI: 465-468, Göttingen.

BayGLA = BAYER. GEOLOGISCHES LANDESAMT .

BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT (Hrsg.) (1981): Erläuterung zur geologischen Karte von Bayern 1: 500.000.- 3. Aufl., 168 S., München.

— (Hrsg.) (1984): Oberflächennahe mineralische Rohstoffe von Bayern.- Geologica Bavarica 86, 563 S., München.

BAYER. HANDWERKSTAG e.V. (Hrsg.) (1989): Lebendige Mauern.- 46 S., München.

BayLfU = BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ.

— (1986): Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen Bayerns.- Schr.R. BayLfU 72, 77 S., München.

— (1990): Artenschutzkartierung Bayern - Ortsbezogene Nachweise Amphibien in Steinbrüchen.- Unpubl. Typoskript H. SCHMIDT (Computerausdruck), 34 S., München.

— (1989): Kurzfassung der bayerischen Biotopkartierung - Lebensraum Steinbrüche, Stand Juni 1989.- Typoskript (Computerausdruck), München.

— (1991): Schutzgebietsdokumentation.- Unpubl. Typoskript (Computerausdruck), 7 S., München.

StMELF = BAYER. STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN.

— (1987): Landschaftsästhetik in der Flurbereinigung.- Materialien zur Flurbereinigung 11, 161 S., München.

StMLU = BAYER. STAATSMINISTERIUM F. LANDESENTWICKLUNG U. UMWELTFRAGEN.

— (1979): Ordnung und Sicherung des großflächigen Kies- und Sandabbaus.- Materialien 9, 80 S.

- (1973): Richtlinien für Anlagen zur Gewinnung von Kies, Sand, Steinen und Erden.- LUMBL. Nr. 8/9: 85-90, München.
- (1990): Rote Liste bedrohter Tiere in Bayern (Wirbeltiere, Insekten, Weichtiere).- 40 S., Selbstverl.: München.
- BayStMWV = BAYER STAATSMINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT UND VERKEHR.
- (1978): Rohstoffprogramm für Bayern.- 129 S., Selbstverl.: München.
- BELLMANN, H. (1985): Heuschrecken.- 216 S., Neumann-Neudamm: Melsungen.
- (1987): Libellen.- 271 S., Neumann-Neudamm: Melsungen.
- BISCHOFF, C. (1987): Steinbrüche aus vegetationskundlicher Sicht.- Unpubl. Studie im Auftrag des Bayer. Landesamtes f. Umweltschutz, 29 S.
- BFANL = BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE.
- BMW i = BUNDESMINISTERIUM F. WIRTSCHAFT.
- BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (1983): Kultivierung und Folgenutzung von Entnahmestellen.- Dok. f. Umweltschutz und Landschaftspflege 23 N.F., Bibliographie 41, 51 S.
- (1988): Abgrabung (Bodenentnahmen, Tagebau, Gewinnung oberflächennaher mineralischer Rohstoffe) und Landschaft.- Dok. f. Umweltschutz u. Landschaftspflege 28 N.F., Bibliographie 55, 175 S.
- BUNDESMINISTERIUM F. WIRTSCHAFT (1979): Einheimische Rohstoffe - Steine, Erden und Industriemineralien.- Bonn, 48 S.
- BLAB, J. (1986 a): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien.- 3. Aufl., Bonn-Bad Godesberg.
- (1986 b): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere.- Schr.R. f. Landschaftspflege und Naturschutz 24, 2.Aufl., 256 S., Greven.
- BLAB, J. & KUDRNA, O. (1982): Hilfsprogramm für Schmetterlinge.- 135 S., Bonn-Bad Godesberg.
- BOHN, U. (1981): Die Vegetation der Hohen Rhön - Gesellschaftsinventar, Bewertung, aktuelle Gefährdungen, Erhaltungsmaßnahmen.- Natur und Landschaft 56(10): 350 ff.
- BRADSHAW, A.D. (1983): The restoration of mined land.- In: Conservation in Perspective.- 4. Aufl. 1990, 474 S., Chichester (GB).
- (1989): Management problems arising from successional processes.- In: BUCKLEY G.P. (Hrsg.): Biological Habitat Reconstruction.- 1990, 363 S., London (GB).
- (1973): The biology of land revegetation and the reclamation of the china clay wastes of Cornwall.- In: CHADWICK (Hrsg.): The Ecology of Resource Degradation and Renewal, 363-384, Oxford (GB).
- BRADSHAW, A.D., MARRS, R.H. & ROBERTS, R.D. (1982): Succession.- In: DAVIES, B.N.K. (Hrsg.): Ecology of Quarries - The Importance of natural Vegetation. ITE Symposium No. 11: 47-52, Monkswood, Huntingdon (GB).
- BRAINICH, H. (1981): Die Vogelwelt der Schieferbrüche im Schwarzatal bei Bad Blankenburg.- Rudolstädter Heimathefte 27: 47-55, Rudolstadt (DDR).
- (1989): Zur Laufkäferfauna im Schieferbruch des Naturschutzgebietes "Schwarzatal" - ein Überblick.- Veröff. Museen Gera, Naturwiss. Reihe 16: 84-88, Gera (DDR).
- BRÄU, E. (1990): Libellenvorkommen an Stillgewässern: Abhängigkeit der Artenzahl von Größe und Struktur.- Ber. ANL 14: 129-140, Selbstverl.: Laufen/Salzach.
- BRÄU, M. & LIPSKY, H. (1988): Abbaustellenkartierung Bayer. Wald.- Unpubl. Kartierung BayLfU, München.
- BRINKMANN, R. (1980): Abriß der Geologie.- 12. Aufl., 255 S., Stuttgart.
- BRUNS, D. (1987): Beitrag zur Planung von Ersatzbiotopen gemäß § 8 Bundesnaturschutzgesetz am Beispiel von Sukzessionsflächen auf Lehm.- Diss. Univ. Stuttgart, 168 S.
- (1988): Restoration and management of ecosystems for nature conservation in West Germany.- In: CAIRNS (Hrsg.): Rehabilitating Damaged Ecosystems.- 192 S., S.162-187, Blacksburg.
- BMBau = BUNDESMINISTERIUM F. RAUMORDNUNG, BAUWESEN U. STÄDTEBAU.
- BUNDESMINISTERIUM F. RAUMORDNUNG, BAUWESEN U. STÄDTEBAU (1982): Gebiete mit oberflächennahen mineralischen Rohstoffen.- 19 S., Selbstverlag: Bonn.
- BURKART, J. (1989): Die Schleifsteinmacher von Kleinweil und Großweil.- In: Freundeskreis Freilichtmuseum Südbayern, Freundeskreis Blätter 28: 36-42, Großweil bei Murnau.
- COMES, P. (1987): Qualitative und quantitative Bestandserfassung von Kreuzkröte (*Bufo calamita*) und Laubfrosch (*Hyla arborea*) in der Oberrheinebene zwischen Lörrach und Kehl.- Beih. Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 41: 343-378.

- CZECH, H. (1987): Natur aus zweiter Hand aus der Sicht der Bergaufsicht.- In: Seminarberichte Naturschutzzentrum NRW H.1 "Natur aus zweiter Hand, dargestellt an Abgrabungen und Aufschüttungen": 25-32.
- DARMER, G. (1968): Zur Entwicklung von Biotopen und Biozönosen im Bereich von Erdaufschlüssen.- Naturschutz in Niedersachsen 13/14.
- (1967): Zur Rekultivierung von Erdaufschlüssen.- Das Gartenamt 8: 372-76.
- (1972): Landschaft und Tagebau - Ökologische Leitbilder für die Rekultivierung.- Hannover, Berlin, 146 S.
- DAVIES, B.N.K. (1976): Chalk and limestone quarries as wildlife habitats.- Minerals and Environment 1: 48-56.
- (1977): The Hieracium flora of chalk and limestone quarries in England.- Watsonia 11: 345-351.
- (1982): Regional variation in quarries.- In: DAVIES, B.N.K. (Hrsg.): Ecology of Quarries - The Importance of natural Vegetation. ITE Symposium No 11: 12-19, Monkswood, Huntingdon (GB).
- DEININGER, C. & MAYER, A. (1987): Amphibienkartierung im Landkreis Kitzingen.- Unpubl. Gutachten, 29 S.
- DELLING, G. & HIEBSCH, H. (1982): Zur Spinnen- und Weberknechtfauna des FND "Steinbruch am rechten Wyhrahang" im Kreis Geithain.- Naturschutzarbeit u. naturkundl. Heimatforschung in Sachsen 24: 34-41, Dresden.
- DETZEL, P.- o.J.- Heuschrecken-Charakterarten in Steinbrüchen.- Unpubl. Typoskript, 8 S.
- DEUTSCHES NATIONALKOMITEE FÜR DAS UNESCO PROGRAMM (1986): "Der Mensch und die Biosphäre" - Landschaftsbildbewertung im Alpenpark Berchtesgaden.- MAB-Mitteilungen 23, 153 S., Bonn.
- DICKE, A. (1989): Renaturierungsplanung für Kalksteinbrüche im nördlichen Sauerland, dargestellt am Beispiel verschiedener Abbauflächen bei Warstein, Kreis Soest.- Unpubl. Diplomarbeit an der GH Paderborn, Abteilung Höxter /Landespflege, 111 S.
- DIERSSEN, K. (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie.- 241 S., Wiss. Buchgesellschaft: Darmstadt.
- DIMROTH, E.; SÖLLNER, K.; STETTNER G. (1965): Erläuterungen zur geologischen Karte von Bayern 1: 25.000, Blatt Nr. 6038 Waldershof.- BayGLA, 126 S., Selbstverl.: München.
- DINDAL, D.L. & WRAY, C.C. (1977): Community structure and role of microinvertebrate decomposers in the rehabilitation of a limestone quarry.- In: ALLIED CHEMICAL CORPORATION JAMESVILLE QUARRY (HRSG.): LIMESTONE QUARRIES - Responses to Land Use Pressures, 72-99.
- DINGETHAL, F.J. (1982): Der Abbau von Steinen und Erden - Volkswirtschaftliche Ressourcen, ökologische Folgen und soziale Kosten.- Jb. Naturschutz u. Landschaftspflege 32: 9-11.
- DIXON, J.M. & HAMBLER, D.J. (1988): Coexistence, stress and catastrophe in grassy vegetation established in a hard-limestone quarry.- Envir. Conserv. 15(3) 233 ff.
- DORKA, V. (1973): Ankunft, Wegzug und Orts-treue des Mauerläufers (*Tichodroma muraria*) in einem brutgebietsfernen Überwinterungsgebiet.- Anz. Ornith. Ges. Bayern 12(2): 95-99.
- DOWN, C.G. (1982): The Re-creation of conservation value in mineral workings.- In: DAVIES, B.N.K. (Hrsg.): Ecology of Quarries - The Importance of natural Vegetation. ITE Symposium No 11: 62-66, Monkswood, Huntingdon (GB).
- DRACHENFELS, D.v. (1983): Tierökolog. Kriterien für die Sicherung und Entwicklung von vernetzten Biotopsystemen.- Pilotstudie i.A. Landesamt für Umweltschutz Rheinland-Pfalz, unpubl.
- EBERT, G. (Hrsg.) (1991): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs.- Band 1, Tagfalter I und II, Stuttgart, 552 und 535 S.
- EHLERS, M. (1984): Grundlagen und Modelle für die planmäßige Reintegration von Abgrabungsflächen in die umgebende Kulturlandschaft mit dem Ziel nachhaltiger und bedarfsgerechter Folgenutzung.- Dissertation am Inst. f. Mikrobiol. und Landeskultur Gießen, Fachbereich Angewandte Biologie und Umweltsicherung, Gießen, 179 S.
- ELLENBERG, H. (1982): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen.- 3. veränd. Aufl., Stuttgart, 989 S.
- ETHERINGTON, J.R. (1978): Eutrophication of limestone heath soil by limestone quarrying dust and its implication for consevation.- Biol. Conserv. 13: 309-319.
- FASCHING, E.; MUHAR, A.; GROSSAUER, F. (1989): Vegetationsentwicklung auf Schlämmrückständen aus der Kieswäsche.- Natur und Landschaft 64(1): 18-21.
- FEHRE, U. (1990): Steinbrüche als Klettergelände.- In: Steinbrüche und Folgenutzungen: Naturschutz - Freizeit - Deponie, Berichte der Arnsberger Umweltgespräche Band 2: 33-35, Arnsberg.
- FELDMANN, R. (1987): Industriebedingte sekundäre Lebensräume - ein Beitrag zur Ökologie.- Rehabilitationsarbeit GH Wuppertal, 259 S.
- (1990): Steinbrüche als Sekundärbiotope.- In: Steinbrüche und Folgenutzungen: Naturschutz -

- Freizeit - Deponie, Berichte der Arnsberger Umweltgespräche Band 2: 27-32, Arnsberg.
- FERRELL, J.E. (1977): Using industrial and processing waste materials in limestone quarry rehabilitation.- In: ALLIED CHEMICAL CORPORATION JAMESVILLE QUARRY (Hrsg.): Limestone Quarries - Responses to Land Use Pressures: 101-115.
- FISCHER, R. (1982): Flora des Rieses.- Nördlingen, 551 S.
- FREYBERG, B.v. (1977): Des Eobanus Hessus nürnbergische Steinbruchbeschreibung vom Jahre 1532.- Geol. Bl.f. NO-Bayern 27: 49-71.
- FRÖR, E. (1986): Erhebung der Situation der Reptilienbestände im Bereich der Donauhänge zwischen Passau und Jochenstein.- Schr.R. Bayer. LfU 73: 135-158, Selbstverl.: München.
- GAUCKLER, K. (1954): Serpentinvegetation in Nordbayern.- BBBG 30, München.
- GERMAN, R. (1975): Schädigungen unserer Landschaft durch Gesteinsabbau.- Umschau 19: 599-603.
- GERNDT, S.- (o.J.): Unsere bayerische Landschaft.- Verlag A. Beron.
- GIGON, A. (1983): Welches ist der wichtigste Standortsfaktor für die floristischen Unterschiede zwischen benachbarten Pflanzengesellschaften.- Verh. GfÖ XI: 145-160.
- GILCHER, S. (1991): Der Teichelberg, seine Vegetation und Flora.- Unpubl. Gutachten im Auftrag der Reg. d. Oberpfalz, 43 S.
- GÖKE, H. (1980): Technische und wirtschaftliche Aspekte des Umweltschutzes in der Steine- und Erden-Industrie.- Erzmetall 33(1): 8-13, Weinheim.
- GÖRNER, M. (1978): In Felsen, Steinbrüchen und Lockergesteinswänden Thüringens brütende Vögel.- Ornitholog. Jb. des Museum Heineanum 3: 43-62, Halberstadt.
- GOLDAMMER, J.G. (1983): Auswirkungen des Abflämmens von Weinbergböschungen im Kaiserstuhl auf die Fauna - Fragestellung und erste Ergebnisse.- Freiburger Waldschutz-Abh. 4: 277-297, Freiburg.
- GRABAU, J. & HOFMANN, M. (1983): Bibliographie: Abgrabungen und Landschaft.- Paderborn.
- GRANDJOT, W. (1968): Die Wiederaufforstung alter Steinbruchhalden.- Holz-Zentralblatt, 95, Nr. 25: 371.
- GROSS, K.L. (1990): Mechanisms of colonization and species persistence in plant communities.- In: JORDAN, W.R. (Hrsg.): Restoration Ecology.- 4. Aufl., 173-189, Cambridge.
- GRÜNEWALD, B. (1982): Kontinental beeinflusste Magerrasen im Raum südlich von Braunschweig und Vorschläge zu ihrer Erhaltung.- Diplomarbeit am Inst. f. Landespflege u. Naturschutz, Univ. Hannover.
- HABER, W. (1983): Ökologie und ihre biologischen Grundlagen.- Heft 4/Ökosysteme I, Fernlehrgang Hrsg: Inst. f. Chem. Pflanzenphysiologie d. Uni Tübingen, 124 S.
- HAMPICKE, U. (1988): Extensivierung der Landwirtschaft f.d. Naturschutz - Ziele, Rahmenbedingungen und Maßnahmen.- Schr.R. BayLfU 84: 9-35.
- HEBAUER, F. (1988): Gesichtspunkte der ökologischen Zuordnung aquatischer Insekten zu den Sukzessionsstufen der Gewässer.- Ber. ANL 12: 229-239, Selbstverl.: Laufen /Salzach.
- HEBER, J. (1985): Kalksteinbruch "Neuffener Hörnle" - Biotop aus zweiter Hand.- Dipl.Ar. FH Nürtingen, 95 S.
- HEINTZE, G. (1970): Nutzbarmachung von Abgrabungsflächen.- Natur und Landschaft 45: 86-89.
- HENNINGSEN, D. (1986): Einführung in die Geologie der Bundesrepublik Deutschland.- 3. Aufl., Stuttgart, 132 S.
- HENRION, I. (1985): Steinbrüche zwischen Iserlohn und Hagen - Vergleichendes Gutachten zur Naturschutzwürdigkeit auf floristisch - vegetationskundlicher Basis.- Unpubl. Gutachten i.A. Landesanstalt f. Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung (LÖLF), Recklinghausen, 55 S.
- HEPBURN, I. (1942): The vegetation of the Barnack stone quarries.- J. Ecol. 30: 57-64.
- HEPP, K. (1982): Kunsthorstbauten für Wanderfalken in Baden-Württemberg.- Veröf. Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 55/56: 23-36, Karlsruhe.
- HERMANN, G. (1987): Steinbrüche als Sekundärbiotope für Amphibien, Reptilien und Großschmetterlinge.- Unpubl. Typoskript, 8 S.
- HERRMANN, A., LANDGRAF, E., DAVID, B. & RICHTER, M. (1976): Zur Rekultivierung von Gipssteinbrüchen.- Zement-Kalk-Gips 29(6): 263-268.
- HEUSINGER, G. (1988): Heuschreckenschutz im Rahmen des Bayer. ABS - Erläuterungen am Beispiel des Lkrs. Weißenburg - Gunzenhausen.- Schr.R. BayLfU 83: 7-31.
- HEYDEMANN, B. (1988): Grundlagen eines Verbund- und Vernetzungskonzepts für den Arten- und Biotopschutz.- Laufener Seminarbeiträge 10 (ANL): 9-18, Selbstverl.: Laufen/Salzach.

- HIEMEYER, F. (1970): Alte Baugruben der Eisenbahn als Heimstätten ursprünglicher Lechfeldflora.- Ber. Naturwiss. Ver. f. Schwaben e.V. 74: 30-35.
- HILBIG, W. & REICHHOFF, L. (1977): Übersicht über die Pflanzengesellschaft des südl. Teiles d. DDR XIII: Die Vegetation der Fels- und Mauerspaltten, des Steinschuttes und der Kalkgesteinspionier.- *Herzyna* N.F. 14(1): 21-46.
- HODGESON, J.G. (1982): The Botanical interest and value of quarries.- In: DAVIES, B.N.K. (Hrsg.): Ecology of Quarries - The Importance of natural Vegetation. ITE Symposium No 11: 3-11, Monkswood, Huntingdon (GB).
- HOFFMANN, F. (1985): Limnologische Untersuchungen von Steinbruchgewässern und anderen Kleingewässern eines Siedlungsgebietes bei Bonn.- *Decheniana* 139: 330-340, Bonn.
- HOLLIDAY, R.J. & JOHNSON M.S. (1979): The contribution of derelict mineral and industrial sites to the conservation of rare plants in the United Kingdom.- *Miner. Environm.* 1: 1-7.
- HÖLZINGER, J. (1987): Die Vögel Baden-Württembergs.- Bd.1, Teil 1 und 2, 1419 S., Ulmer: Karlsruhe.
- HOPE-SIMPSON, E.P. (1940): Studies of the vegetation of the English chalk.- *J. Ecol.* 28: 286-402.
- HUMPHRIES, R.N. (1977 a): An ecological approach to the revegetation of limestone-quarries in the United Kingdom.- In: ALLIED CHEMICAL CORPORATION JAMESVILLE QUARRY (Hrsg.): Limestone Quarries - Responses to Land Use Pressures: 2-38.
- (1977 b): The development of vegetation in limestone quarries.- *Quarry management and products* 4: 43-47.
- (1980): The development of wildlife interest in limestone quarries.- *Reclamation Review* 3: 197-207.
- (1982): The Establishment of Vegetation on Quarry Materials: physical and chemical constraints.- In: DAVIES, B.N.K. (Hrsg.): Ecology of Quarries - The Importance of natural Vegetation. ITE Symposium No 11: 55-61, Monkswood, Huntingdon (GB).
- JAKOBUS, M. (1986): Experimentelle Untersuchungen zur Amphibienmortalität durch Fischfraß.- *Schr.R. BayLfU* 73: 211-214, Selbstverl.: München.
- JEDICKE, E. (1990): Biotopverbund.- 254 S., Ulmer: Stuttgart.
- JEFFERSON, R.G. & USHER, M.B. (1986): Ecological Succession and the Evaluation of non-climax communities.- In: *Wildlife Conservation Evaluation*.- 390 S., London.
- KAULE, G. (1986): Arten und Biotopschutz.- 461 S., Ulmer: Stuttgart.
- KISSENKOETTER, U. (1973): Die techn.-wirtschaftl. Bewältigung der Anforderungen des Umweltschutzes beim Abbau v. Steinen und Erden.- *Erzmetall* 26: 245-249, Weinheim.
- KLOTZ, J. (1990): Untersuchungen zur xerothermen Flora und Vegetation von Keilberg und Brandlberg bei Regensburg als Grundlage für den Naturschutz.- Unpubl. Diplomarbeit am Institut f. Botanik, Univ. Regensburg.
- KNOBLOCH, S. (1967): Der Abbau in den Kalksteinbrüchen im Raume Ulm (Donau).- *Nobel-Hefte: Sprengmittel in Forschung und Praxis* 33/3: 104-122, Troisdorf.
- KÖHLER, G., VOPEL, V. & BALLMANN, R. (1989): Untersuchungen zum Einfluß der Verbuchung auf die Vegetations- und Faunenstruktur von Muschelkalksteinhängen - ein Beitrag zur Sukzessionsforschung.- *Arch. Nat.schutz Landsch.forschung*, Berlin, 29: 129-142.
- KORNECK, D. (1975): Beitrag zur Kenntnis mitteleuropäischer Felsgrus-Gesellschaften.- *Mitt.flor.-soz.Arbeitsgem. N.F.* 18.
- KRACH, E. (1990): Die Amphibien des Landkreises Eichstätt.- *Archaeopteryx* 8: 1-56, Eichstätt.
- KRAFT, B. (1984): Die Folgenutzungsauswahl und zielorientierte Rekultivierung von Baggerseen.- *Giessener Geograph. Schriften* 52, 180 S., Selbstverlag: Gießen.
- KREH, W. (1950): Die Pflanzenwelt einer beim Bau der Autobahn zerstörten Stubensandgrube.- *Jahreshefte des Vereins für vaterländ. Naturkunde in Baden-Württemberg* 102(5): 71-74, Stuttgart.
- KRONBERGER, K. (1957): Landschaftsschutzgebiete im Regierungsbezirk Oberfranken.- *Ber. Naturwiss. Ges. Bayreuth* IX, Bayreuth .
- KRÜGER, R.; DENNHÖFER, W.; WEBER, K. SCHMIDT, G. (1986): Stellungnahme zum geplanten Steinbruch Kautschenberg, Gemeinde Buttenheim, Lkr. Bamberg/ Oberfranken aus faunistisch-ökologischer Sicht.- Unpubl. Gutachten.
- KUGLER, M. (1989): Die Untersuchung der spontanen Vegetation des Steinbruchs bei Urspring (Nördl. Frankenalb).- Unpubl. Dipl.-Arb. am Inst. f. Botanik und Pharmazeut. Biologie der Friedr.-Alex.-Universität/Erlangen.
- KUHN, K., BECK, P. & REICH, M. (1988): Vorschlag für eine Neufassung der Roten Liste der in Bayern gefährdeten Libellen.- *Schr.R. BayLfU* 79: 7 ff.
- KÜMPEL, H. (1986): Vorkommen, Gefährdung und Schutz der Orchideen im Bezirk Suhl.- *Naturhist. Museum Schleusingen*: 73-80.

- KUNDEL, W. et.al. (1987): Spontane Vegetation in Kalksteinbrüchen des Teutoburger Waldes.- Münstersche Geograph. Arbeiten 26: 131-146.
- LINCK, O. (1956): Steinbruch und Aufschluß in doppelter Sicht des Naturschutzes.- Jahresheft d.Vereins f.vaterländ. Naturkunde in Württemberg 111: 265 ff.
- LORENZ, W. (1985): Oberflächennahe mineralische Rohstoffe in der BRD.- Geolog. Jb. D 74, Hannover.
- LOSKE, R. (1984): Steinbrüche als Lebensräume für Amphibien im Landkreis Soest.- Natur und Landschaft 59(3).
- LUTZ, J. (1990): Eignung verschiedener Nutztier-rassen zur Landschaftspflege auf gefährdeten Grünlandstandorten.- Mitt. aus dem Ergänzungsstudium Ökolog. Umweltsicherung 16, 143 S., Kassel.
- MADER, H.J. (1985): Sukzession der Laufkäfer- und Spinnengemeinschaften auf Rohböden des Braunkohlereviere.- In: WOLF (Hrsg. 1985): Primäre Sukzession auf kiesig-sandigen Rohböden im Rheinischen Braunkohlenrevier: 167-194.
- MALTZ, A. (1984): Raumansprüche des Naturschutzes.- Unpubl. Dipl.-Arb. am Institut f. Landschaftspflege, Univ. Hannover, 226 S.
- MANDERY, K. (1988): Erfassung von Libellenbeständen mit dem Ziel der Bewertung von Feuchtlebensräumen und Libellenschutz im Lkr. Haßberge.- Schr.R. BayLfU 79: 67 ff.
- MANNING, W.J. (1971): Effects of limestone dust on leaf condition, foliar disease incidence and leaf surface microflora of mature plants.- Environ. Polut. 2: 69-76.
- MEDERAKE, R. (1984): Natürliche Vegetationsentwicklung in aufgelassenen Basaltsteinbrüchen und deren Bedeutung als Sekundärlebensräume für den Arten- und Naturschutz.- Dipl.-Arb. Univ. Göttingen, 140 S.
- MENTGES, G. (1974): Kalksteinabbau und Landschaftspflege.- Zement - Kalk - Gips 27/12: 581 ff.
- MERGENTHALER, O. (1964): Neufunde von Serpentinfaunen in der mittleren Oberpfalz.- BBBG 37, Selbstverl.: München.
- MILBRADT, J. (1976): Nordische Einstrahlungen in der Flora und Vegetation von Nordbayern, dargestellt an ausgewählten Beispielen.- Hoppea (Denkschr. d. Regensburgischen Botanischen Ges.) 35: 131-210, Regensburg.
- MINISTER für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW (1986): Bewertungsgrundlagen für Kompensationsmaßnahmen bei Eingriffen in die Landschaft.- 400 S., Düsseldorf.
- MORRIS, M. G. (1971): The management of grassland for the conservation of invertebrate animals.- In: DUFFEY, E. & WATT, A.S. (Hrsg.): The Scientific Management of Animal and Plant Communities for Conservation, 527-552, Oxford.
- (1975): Preliminary observations on the effects of burning on the Hemiptera of limestone grassland.- Biol. Conserv. 7: 311-319.
- MÜCKENHAUSEN, E. (1977): Entstehung, Eigenschaft und Systematik der Böden der BRD.- DLG Verlag .
- MÜLLER, F. (1984): Bayerns steinreiche Ecke.- 2. Aufl. 1984, 287 S., Hof.
- MÜLLER, H. (1990) unpubl.- Landschaftsökologisches Gutachten zum Diabas-Steinbruch der Kreis-mülldeponie Ablar - Teilbereich Vegetation.- 43 S., Reiskirchen.
- MÜLLER, J. (1985): Rekultivierung als ökologisches Problem; 2. Keimung und Etablierung von Gefäßpflanzen während früher Vegetationsentwicklungsstadien auf Ruderalstandorten.- Verh. GfÖ XIII, Göttingen: 759-766.
- MÜLLER, J. & CORDES, H. (1985): Wiederbesiedlung, Gefährdung und Erhaltung seltener Feuchtsand-Pioniergesellschaften.- Verh. GfÖ XIII, Göttingen: 243-250.
- MÜLLER, N. (1990): Die Entwicklung eines verpflanzten Kalkmagerrasens - erste Ergebnisse von Dauerflächenbeobachtungen in einer Lechfeldhaide.- Natur und Landschaft 65(1): 21-27.
- MUNTEAN, H. (1979): Zur Ökologie von Serpentinstandorten.- In: Mitteleuropäische Trockenstandorte in pflanzen- und tierökologischer Sicht.- Tagungsbericht der 2. Fachtagung des L.-Boltzmann-Instituts, Graz: 91-98.
- NEUHAUS, F.J. (1987): Zur Bedeutung und Behandlung von Steinbrüchen als Sekundärbiotope.- Die Naturstein-Industrie 6/87, Stein-Verlag: Baden-Baden.
- NIGGLER, A. (1979): Zur Ökologie von Basalt- und Andesitstandorten in der Steiermark.- In: Mitteleuropäische Trockenstandorte in pflanzen- und tierökologischer Sicht, Tagungsbericht der 2. Fachtagung des L.-Boltzmann-Instituts, Graz: 99-104.
- NOHL, W. (1990): Zur Rolle des Nicht-Sinnlichen in der landschaftsästhetischen Erfahrung.- Natur und Landschaft 65(7/8): 366-370.
- OBERDORFER, E. (1983): Süddeutsche Pflanzengesellschaften Bd. I-III.- 2. Aufl., Fischer: Stuttgart - New York.
- ORNITHOLOG. GES. IN BAYERN/ BayLfU (Hrsg.) (1987): Atlas der Brutvögel Bayerns 1979-1983.- München, 269 S.

- OTT, W.-D. (1981): Tertiärer Vulkanismus.- In: Erläuterungen zur Geologischen Karte von Bayern 1: 500.000, 3. Aufl., 168 S., München.
- OTTO, F. (1989): Konflikt zwischen Abfallentsorgung und Naturschutzrecht.- *Natur und Landschaft*, 64(12): 593 f.
- PARK, D.G. (1982): Seedling demography in quarry habitats.- In: DAVIES, B.N.K. (Hrsg.): *Ecology of Quarries - The Importance of natural Vegetation*. ITE Symposium No. 11: 32-40, Monkswood, Huntingdon (GB).
- PETERSEN, M. (1984): Zur Bedeutung zweier Bodenabbaugebiete als Lebensraum für Schmetterlinge.- *Natur und Landschaft* 59(11): 444-448.
- PFEIFFER, W. (1926): Steinbrüche im Landschaftsbild.- Sonderdruck aus "Schwäbisches Heimatbuch".
- PLACHTER, H. (1984): Zur Bedeutung der bayerischen Naturschutzgebiete für den zoologischen Artenschutz.- *Ber. ANL* 8: 63-78, Laufen /Salzach.
- (1983): Die Lebensgemeinschaften aufgelassener Abbaustellen.- *Schr.R. BayLfU* 56, München, 109 S.
- POENICKE, H. (1966): Richtlinien für die landschaftliche Eingliederung von Baggergruben, Steinbrüchen und sonstigen Entnahmestellen von Steinen und Erden.- *Hess. Landesstelle f. Naturschutz und Landschaftspflege*, 43 S., Selbstverlag.
- POSCHLOD, P. (1984): Beobachtungen zur Vegetationsentwicklung in aufgelassenen Kalksteinbrüchen der Schwäb. Alb.- *Dipl. Arb. Universität Ulm*, unpubl.
- (1986): Vegetationskundliche Beobachtungen im Sachsenhausener Steinbruch.- *Mitt. d. Ver. f. Naturwissenschaften und Mathematik Ulm*, 34: 1-36.
- (1987): Flora und Vegetation in Materialentnahmestellen des Lkr. Weißenburg-Gunzenhausen und ihre Bedeutung aus der Sicht des Naturschutzes.- *Unpubl. BayLfU*, 94 S.
- POSCHLOD, P. & MUHLE, H. (1985): Beobachtungen zur Vegetations- und Bodenentwicklung in Kalksteinbrüchen der Schwäbischen Alb.- In: *Münstersche Geograph. Arbeiten* 20: 199-212.
- QUINGER, B., BIEDERMANN, E. & FIEGLE, M. (1991): Naturschutzwert und Pflegemodellfunktion einiger Schafhutungen Süd-West-Thüringens.- *Naturschutz und Landschaftsplanung* 91(6): 220-228.
- RATCLIFFE, D.A. (1974): Ecological effects of mineral exploitation in the United Kingdom and their significance to nature conservation.- *Proc. R. Soc. Lond.A.* 339: 355-372.
- REHFUESS, K.E. (1981): Waldböden: Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung.- 193 S., Berlin.
- REICHHOFF, L. & BÖHNERT, W. (1978): Zur Pflegeproblematik von FESTUCO-BROMETEA, SEDO-SCLERANTHETEA und CORYNOPHORETEA-Gesellschaften in Naturschutzgebieten im Süden der DDR.- *Arch. f. Naturschutz Landschaftsforschung* 18(2): 81-141, Berlin.
- REICHHOLF, J. & REICHHOLF-RIEHM, H. (1982): Die Stauseen am Unteren Inn.- *Ber. ANL* 6: 47-89, Laufen /Salzach.
- RICHTER, D. (1986): *Allgemeine Geologie*.- 3. Aufl., 412 S., Berlin.
- RICHTER-BERNBURG, G. (1968): Eingriffe in den Boden - ihr Nutzen und Schaden für Mensch und Landschaft.- *Naturschutz in Niedersachsen*, Heft 13/14: 2-66 Hannover.
- RIEGER, W. (1988) unpubl.- Gutachten über die Ergebnisse eines Beweidungsversuches auf Halbtrockenrasenflächen im NSG Weper (Lkr. Northeim) 1984- 1987.- Auftraggeber: Bezirksregierung Braunschweig.
- RIESS, W. (1977): Umweltfaktor Feuer - gelenkter Einsatz in der Landespflege.- *Verh. Ges. f. Ökologie (GfÖ)*: 267-273.
- (1978): Zur Wirkung von kontrolliertem Feuer auf Pflanzen und Vegetation im Grasland.- *Natur und Museum* 108: 118-124, Frankfurt.
- (1988): Konzepte zum Biotopverbund im Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern.- Hrsg: ANL; *Laufener Seminararbeit* 10: 102-115, Selbstverl.: Laufen /Salzach.
- RINGLER, A. (1980): Artenschutzstrategien aus Naturraumanalysen - Streiflichter aus oberbayerischen Naturräumen.- *Ber. ANL* 4: 24-59, Selbstverl.: Laufen /Salzach.
- (1981): Landschaftsgliederung in der Planungsregion Südostbayern.- *Mat. 33 des Bay-StMLU*, München
- (1985): Pflegekonzept für schutzwürdige Biotope in Bayern - *Zweiter Zwischenbericht: Sofortmaßnahmen der Biotoppflege*.- *Typoskript* 67 S., unpubl.
- RITTER-STUDNICKA, H. (1970): Die Vegetation der Serpentinvorkommen in Bosnien.- *Vegetatio* 21: 75-156.
- RUNGE, F. (1977): Die Pflanzengesellschaften des NSG "Klamm und Kastlhäng" im Altmühltal.- *Mitt. d. flor.-soz. Arbeitsgemeinschaft*, N.F. 19/20.
- RUTTE, E. (1957): Einführung in die Geologie von Unterfranken.- 170 S., Würzburg.

- (1981): Bayerns Erdgeschichte.- München, 266 S.
- SCHALL, O. (1985): Die Kalk-Schlammteiche in Nordrhein-Westfalen - Flora, Vegetation und Bedeutung für den Naturschutz.- Decheniana 138: 38-59, Bonn.
- SCHARRER, S. (1987): Amphibienkartierung im Landkreis Würzburg - südliche und westliche Teile.- Unpubl. Gutachten, 38 S., Obernburg.
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (Hrsg.) (1979): Lehrbuch der Bodenkunde.- 10. Aufl., 394 S., Stuttgart.
- SCHERZINGER, W. (1987): Der Uhu *Bubo bubo* im Inneren Bayerischen Wald.- Anz. Ornith. Ges. Bayern 26: 21-51.
- SCHUEURER, M. (1988): Floristisches Gutachten über das vorgeschlagene Naturschutzgebiet "Scheuchenberg" (Lkr. Regensburg).- Unpubl. Gutachten.
- SCHIEFER, J. (1981): Bracheversuche in Baden-Württemberg.- Beih. Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg 22, 325 S.
- (1982): Kontrolliertes Brennen als Landschaftspflegemaßnahme ?- Natur und Landschaft 57(7/8): 264-268.
- SCHILLING, F. & ROCKENBAUCH, D. (1985): Der Wanderfalke in Baden-Württemberg - gerettet!.- Beih. Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 46, 80 S., Karlsruhe.
- SCHMIDT, H. (1985): Die erhaltenswerten Landschaftsbestandteile in den Weinbergen Frankens.- Sch.R. BayLfU 62: 51-82, München.
- SCHMIDT, E. (1976): Über die ökologischen Beziehungen zu Steinbrüchen und den dort brütenden Vögeln in Ungarn.- Beiträge zu Vogelkunde 22(1/2).
- SCHÖNFELDER, P. (1967): Das GALEOPSISIETUM ANGUSTIFOLIAE - Eine Kalkschuttgesellschaft Nordbayerns.- Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 11/12: 5-10.
- SCHREIBER, K.-F. (1981): Das kontrollierte Brennen von Brachland - Belastungen, Einsatzmöglichkeiten und Grenzen. Eine Zwischenbilanz über feuerökologische Untersuchungen.- Angew. Botanik 55: 255-275, Göttingen.
- SCHREINER, J. (1980): Rekultivierung von Abbauflächen unter biologischen Gesichtspunkten.- Naturschutz und Naturparke 107: 41-50.
- SKALLER, M.P. (1977): The ecology of natural plant colonization in a limestone quarry.- In: ALLIED CHEMICAL CORPORATION JAMESVILLE QUARRY (Hrsg.): Limestone Quarries - Responses to Land Use Pressures, 40-71.
- SMITH, C.J. (1980): Ecology of the English chalk.- 573 S., London.
- SÖHNGEN, H.H. (1973): Spezielle Untersuchungen von Abgrabungsstätten von Steinen und Erden hinsichtlich späterer Folgenutzungen.- Forschung und Beratung, Reihe C, Heft 22.
- (1976): Die Rekultivierung der Abgrabungen von Steinen und Erden im Sinne einer optimalen Umweltgestaltung.- Forschungsberichte des Landes Nordrhein-Westfalen Nr. 2560, Fachgruppe Bau-Steine-Erden, 303 S.
- SOUTHWOOD, T.R.E. & VAN EMDEN H.F. (1967): A comparison of the fauna of cut and uncut grasslands.- Z. angew. Ent. 60: 188-198.
- SRU (Rat von Sachverständigen f. Umweltfragen) (1985): Umweltprobleme in der Landwirtschaft.- 423 S., Stuttgart.
- STEIN, U. (1985): Anleitung zur Rekultivierung von Steinbrüchen und Gruben der Steine- und Erden-Industrie.- 48 S., Köln.
- STEUBING, L. & SCHWANTES, H.O. (1981): Ökologische Botanik.- 408 S., Heidelberg.
- STRAUSS, H. (1988): Zur Diskussion über Biotopverbundsysteme - Versuch einer kritischen Bestandsaufnahme.- Natur und Landschaft 63(9): 374-378.
- SUKOPP, H. & WEILER, S. (1986): Vernetzte Biotopsysteme.- In: Arten- und Biotopschutz - Aufbau eines vernetzten Biotopsystems, Hrsg. Min. f. Soziales, Gesundheit und Umwelt Rheinland-Pfalz: 10-21, Mainz.
- TRAUTNER J. & BRUNS D. (1988): Tierökolog. Grundlagen zur Entwicklung von Steinbrüchen.- Ber. ANL 12: 205-228, Selbstverl.: Laufen /Salzach.
- TRUNKO, L. & FREY, E. (1983): Alter Steinbruch - Wunde in der Landschaft ?- Natur und Landschaft 58(11).
- UHLENHAUT, H. (1985): Untersuchungen zur Spinnenfauna im Bayer. Wald.- unpubl. Gutachten.
- (1987): Faunistische Erhebungen im Landkreis Hof 1986/87.- Unpubl. Gutachten im Auftrag der UNB Hof.
- ULLMANN, I. (1977): Die Vegetation des südlichen Main-Dreiecks.- Hoppea (Denkschr. d. Regensburgischen Botanischen Ges.) 36(1): 5-19.
- (1985): Die Vegetation der unterfränkischen Weinberge.- Schr.R. BayLfU 62: 33-49, München.
- USHER M.B. (1979): Natural communities of plants and animals in disused quarries.- J. Envir. Management 8: 223-236.

- VEREIN DEUTSCHER ZEMENTWERKE (Hrsg.) (1984): Alte Steinbrüche - Neues Leben.- Düsseldorf, 73 S.
- VIDAL, A. (1980): Die Vogelwelt in Steinbrüchen in der Region Regensburg.- Anz. Ornith. Gesell. Bayern 19(1/2).
- VITOUSEK, P.M. & WALKER, L.R. (1987): Colonization, Succession and resource availability: ecosystem-level interactions.- In: GRAY (Hrsg.): Colonization, Succession and Stability, 453 S., Oxford, London.
- VOGEL, J. (1990): Serpentinsteinbrüche.- Unpubl. Typoskript.
- VOGLER, H. (1985): Die für den Verkehrswegebau genutzten Festgesteine der BRD.- Geolog. Jb. D 74.
- VÖLKL, W. (1986): Untersuchungen zum Bestand der Kreuzotter (*Vipera b. berus*) im Fichtelgebirge.- Schr.R. BayLfU 73: 125-134, Selbstverl.: München.
- VOLLMANN, F. (1914): Flora von Bayern.- Stuttgart.
- VOLLRATH, H. (1957): Die Pflanzenwelt des Fichtelgebirges und benachbarter Landschaften.- Ber. Naturwiss. Gesellschaft Bayreuth 2, Bayreuth.
- VORREYER, Ch. (1973): Probleme der Ablagerung von Abfallstoffen in Abgrabungen von Steinen und Erden im Hinblick auf den Gewässerschutz.- Forschung und Beratung Reihe C 22: 155 ff.
- WAGNER, K. (1989): Einfluß von Kulturmaßnahmen auf Vegetationsentwicklung und Nährstoffverhältnisse auf Abraumhalden des Braunkohletagebaus im nordhessischen Borken.- Mitt. aus dem Ergänzungsstudium ökolog. Umweltsicherung 13, 157 S., Kassel.
- WARTNER, H. (1983): Steinbrüche: vom Menschen geschaffene Lebensräume.- Landschaftsökologie Weihenstephan 4 (Veröffl.R. Lehrstuhl f. Landschaftsökologie, TU München-Weihenstephan), 67 S.
- (1982): Wiedereingliederung von Steinbrüchen in die Landschaft.- In: Bodenabbau und Naturschutz.- Jb. Naturschutz und Landschaftspflege 32: 43-54.
- WEBER, K. (1990): Beitrag zur Flora und Fauna des geschützten Landschaftsbestandteils Steinbruch Eichelberg bei Burgpreppach mit Hinweisen zu Pflegemaßnahmen und Entwicklungsmöglichkeiten.- Unpubl. Gutachten im Auftrag der Unteren Naturschutzbehörde Lkr. Haßberge, 74 S.
- WEID, S. (in Druck): Amphibien im Landkreis Rhön-Grabfeld.- Schr.R. BayLfU, Selbstverl.: München.
- WESTRICH, P. (1989): Die Wildbienen Baden-Württembergs.- Bd. 1, Allgemeiner Teil, 431 S., Stuttgart.
- WEYMANN, P., WIMMER, H., WOLFF, B. (1988): Harmonie und Proportion.- Arbeitsbericht der TUM, Hrsg.: Lehrst. f. Landschaftsarchitektur und Planung, Freising, Weihenstephan, 44 S.
- WILDERMUTH, H. & KREBS, A. (1983): Die Bedeutung von Abbaugebieten aus der Sicht des biologischen Naturschutzes.- Beih. Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege in Baden- Württemberg 37: 105-150.
- WILMERS, F. (1974): Planungsbezogene meteorologische Untersuchungen an Tagebaugruben.- Landschaft und Stadt 4/74: 151-162.
- WITSCHHEL, M. (1980): Xerothermvegetation und dealpine Vegetationskomplexe in Südbaden.- Beih. Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 17: 1-212.
- WOHLRAB, B. (1970): Die Rekultivierung von Tagebauen aus bodenkundlich-kulturtechnischer Sicht.- Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung 11: 129-139.
- WOIKE, M. (1990): Naturschutz und Steinbrüche - Anspruch und Wirklichkeit.- In: Steinbrüche und Folgenutzungen: Naturschutz - Freizeit - Deponie, Berichte der Arnberger Umweltgespräche Band 2: 57-60, Arnberg.
- WOLF, G. (Hrsg.) (1985): Primäre Sukzession auf kiesig-sandigen Rohböden im Rheinischen Braunkohlerevier.- Schr.R. f. Vegetationskunde 16: 303 S. Bonn - Bad Godesberg.
- ZEPTER, K.-H. (1980): Möglichkeiten und Grenzen der Rekultivierung von Steinbrüchen.- Die Naturstein-Industrie 2: 29 ff.
- ZIMMERMANN, R. (1979): Der Einfluß des kontrollierten Brennens auf Esparsetten-Halbtrockenrasen und Folgegesellschaften im Kaiserstuhl.- Phytocoenologia 5(4): 449-524.
- ZUNDEL, R. & FIESELER, E. (1988): Zur Sukzession in aufgelassenen Gipsbrüchen am Südrand des Harzes.- Ber. d. Naturhist. Gesellsch. Hannover 130: 7-68.

6.2 Mündliche Mitteilungen.

- ENDERS 1991, Landschaftsarchitekt Büro Grebe, Nürnberg
- FICHTEL 1989, Ornithologe Ofr.
- GEIGER 1989, Betreiber Tuffsteinbruch, Polling
- GEIM W. 1989, Dipl.-Ing. Landespflege
- GORNY 1991, UNB Wunsiedel
- GRAFELMANN 1989, Bundesverband Werksteinindustrie, Würzburg
- HESS 1989, Reg. v. Ufr.
- KAUFHOLD 1990, LfU

- KÜMPEL 1991, Botaniker, Thüringen
 KUSSER 1989, Steinbruchbetreiber
 LEITZ 1990, Geologe, Vortrag Seminar Mitwitz
 MEIEROTT 1989, Ufr.
 MERKENSCHLAGER jun. 1989, Steinbruchbetreiber
 MODER 1990, Planungsbüro, Bayreuth
 MOHR J. 1989, UNB Lrk. Forchheim
 MÜLLER, H. 1991 Dipl.-Ing. Landespflege, Reiskirchen.
 POSCHLOD P. 1990, Univ. Hohenheim
 RAAB B. 1991, LBV Hilpoltstein
 REITER 1989, Industrieverband Steine u. Erden, München
 REUTER 1989, Bauingenieur und Restaurierungsfachmann, Würzburg
 RINGLER A. 1989, Alpeninstitut München
 SACHTELEBEN J. 1990, Biologe, ABSP
 SCHMALE 1989, Reg. Mfr.
 SCHMIDT 1989, LfU
 SCHOLL G. 1990 und 1991, Biologe, Schweinfurt
 THIELE 1989, Steinbruchbetreiber
 WEIDEMANN 1990, 1991, 1992 Lepidopterologe, Untersiemau
 WEINIG 1989, Geolog. Landesamt, München
 WURZEL W. 1989, 1990 UNB Lkr. Bayreuth

6.3 Verzeichnis der Autokennzeichen Bayerns

A	772	Augsburg	LA	274	Landshut
AB	671	Aschaffenburg	LAU	574	Lauf
AIC	771	Aichach-Friedberg	LI	776	Lindau
AN	571	Ansbach	LIF	478	Lichtenfels
AÖ	171	Altötting	LL	181	Landsberg am Lech
AS	371	Amberg-Sulzbach	M	184	München
BAI	471	Bamberg	MB	182	Miesbach
BGL	172	Berchtesgadener Land	MIL	676	Miltenberg
BT	472	Bayreuth	MN	778	Unterallgäu
CHA	372	Cham	MSP	677	Main-Spessart
CO	473	Coburg	MÜ	183	Mühlendorf am Inn
DAH	174	Dachau	ND	185	Neuburg-Schrobenhausen
DEG	271	Deggendorf	NEA	575	Neustadt-Aisch - Bad Windsheim
DGF	279	Dingolfing	NES	673	Rhön-Grabfeld
DIL	773	Dillingen	NEW	374	Neustadt a.d.Waldnaab
DON	779	Donau-Ries	NM	373	Neumarkt i.d. Oberpfalz
EBE	175	Ebersberg	NU	775	Neu-Ulm
ED	177	Erding	OA	780	Oberallgäu
EI	176	Eichstätt	OAL	777	Ostallgäu
ERH	572	Erlangen-Höchstadt	PA	275	Passau
FFB	179	Fürstenfeldbruck	PAF	186	Pfaffenhofen a.d. Ilm
FO	474	Forchheim	PAN	277	Rottal-Inn
FRG	272	Freyung-Grafenau	R	375	Regensburg
FS	178	Freising	REG	276	Regen
FÜ	573	Fürth	RH	576	Roth
GAP	180	Garmisch-Patenkirchen	RO	187	Rosenheim
GZ	774	Günzburg	SAD	376	Schwandorf
HAS	674	Haßberge	SR	278	Straubing
HO	475	Hof	STA	188	Starnberg
KC	476	Kronach	SW	678	Schweinfurt
KEH	273	Kelheim	TIR	377	Tirschenreuth
KG	672	Bad Kissingen	TÖL	173	Bad Tölz - Wolfratshausen
KT	675	Kitzingen	TS	189	Traunstein
KU	477	Kulmbach	WM	190	Weilheim-Schongau
			WÜ	679	Würzburg
			WUG	577	Wißenburg-Gunzenhausen
			WUN	479	Wunsiedel

6.4 Bildteil

Foto 1 (zu Kap. 4.2.4.5): Großräumiger Abbau von Diabas zur Gewinnung von Schotter. Die Berme sind befahrbar. Abbruchwand und Sohle sind einheitlich strukturiert (öst. Stadtsteinach, Ofr.) (Foto: S. GILCHER).



1

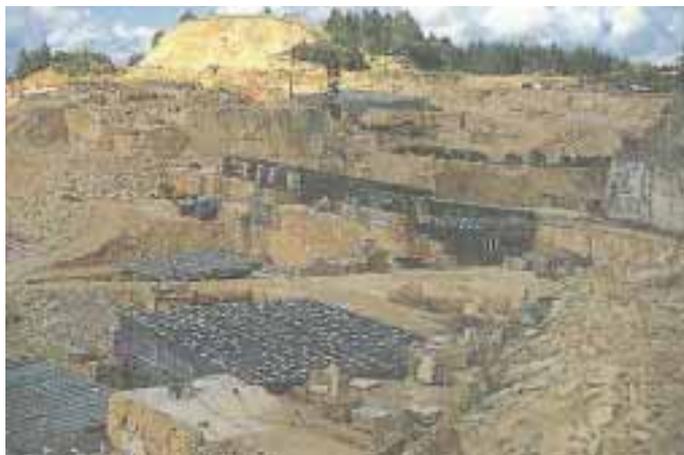
Foto 2 (zu Kap. 4.2.4.8): Kleinräumiger Abbau von Granit zur Gewinnung von Naturwerksteinen. Abbruchwände und Sohle sind stark strukturiert (Steinbruch Merkenschlager, Tittling) (Foto: S. GILCHER).



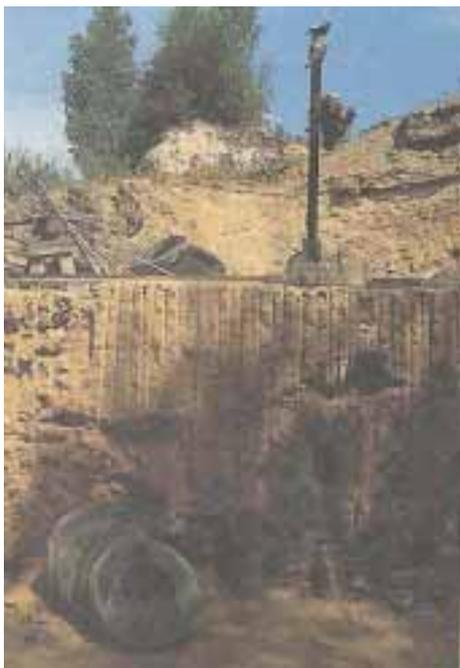
2

Foto 3 (zu Kap. 1.6.1): Gewinnung von Tuffwerkstein durch Kleinabbau (südöstl. Polling-Obb.) mittels Spaltwerkzeugen, die über ein halbes Jahrhundert alt sind. (Foto: S. GILCHER).

Foto 4 (zu Kap. 1.1.1): Abbau von Jurakalken („Treuchtlinger Marmor,“) zur Werksteingewinnung. Der Abbau erfolgt kesselförmig (westl. Solnhofen). (Foto: S. GILCHER).



4



3



6



Foto 5 (zu Kap. 4.2.2.2): Reich strukturierter, stillgelegter (Kalk-) Werksteinbruch mit gegliederten Abbruchwänden, Schuttkegelaufschüttungen unterschiedlicher Körnung (westl. Solnhofen). Die Sukzession macht auf den Halden nur langsame Fortschritte. (Foto: S. GILCHER)



Foto 7 (zu Kap. 4.2.2.2): Gesellschaft des Filzkrautes (*Filipendula vulgaris*) auf sandiggrusigen Böden eines Basaltbänneles (Voccaland südöstl. Maroldsweisach). (Foto: S. GILCHER)



Foto 8 (zu Kap. 1.4.2.2): Abräumfläche eines Gipsabbaus (nördl. Sulzheim) als Refugium für Ackerwildkrautgesellschaften (CAUCALIDION). Neben dem Klatschmohn (*Papaver rhoeas*) und dem Acker-Rittersporn (*Consolida regalis*) beherbergt die Fläche auch das Flammen-Adonisröschen (*Adonis vernalis*). (Foto: S. GILCHER)

Foto 9 (zu Kap. 1.5.1.2): Die bis zu 70 m hohen Abbruchwände eines aufgelassenen Bunt sandsteinbruches bei Dorfprozelten (Ufr) stellen einen potentiellen Habitat für Wanderfalken dar. (Foto: S. GILCHER)



Foto 10 (zu Kap. 1.5.1.1): Abbruchwand und Schuttkegel in einem stillgelegten Keupersandsteinbruch (nördl. Ebelsbach) als potentieller Horstplatz des Uhus (Bubo bubo). (Foto: S. GILCHER).



Foto 11 (zu Kap. 4.2.2.2): Durch Abraummaterial und Werksteinreste reich gegliederte Steinbruchsohle in einem Keupersandsteinbruch (nördl. Ebelsbach). (Foto: S. GILCHER)



Foto 12 (zu Kap. 4.2.2.2): Wassergefüllte Kleinst-Entnahmestelle von Keupersandsteinen (nördl. Ebrach). (Foto: S. GILCHER)





Foto 13 (zu Kap. 4.2.2.2): Teilweise wassergefüllter Granitbruch am Epprechtstein (Fichtelgebirge) mit stark strukturierten Wänden und gut ausgebildeter Ufervegetation. (Foto: S. GILCHER)



Foto 14 (zu Kap. 1.1.1): Abraumhalde eines Granitbruches (südl. Gefrees- Ofr) als typisches Merkmal eines Werksteinbruchs. Die Halden bleiben lange vegetationsfrei, sind aber für Reptilien und Insekten interessant. (Foto: S. GILCHER)



Foto 15 (zu Kap. 1.8.3): Der Steinbruch als rekultivierte Erholungslandschaft (Granitbruch Thiele b. Tittling). (Foto: S. GILCHER)



Foto 16 Der Steinbruch als ästhetisches Erlebnis (Cezanne) (vgl. Kap 1.8.3) (Foto: S. GILCHER)