
Naturschutz und Zementindustrie

Ulrich Tränkle, Hans Offenwanger, Markus Röhl,
Friederike Hübner, Peter Poschlod

Projektteil 2:
Literaturstudie



Bundesverband der
Deutschen Zementindustrie e.V.



Verein Deutscher Zementwerke e.V.

Herausgeber:

Bundesverband der Deutschen
Zementindustrie e.V., Köln
Verein Deutscher Zementwerke e.V.,
Düsseldorf

Auftraggeber:

Sozialpolitische Arbeitsgemeinschaft
der Deutschen Zementindustrie e.V.,
Köln

Auftragnehmer:

AG.L.N. – Dr. Ulrich Tränkle Landschafts-
planung und Naturschutzmanagement
Rauher Burren 9
89143 Blaubeuren

Prof. Dr. Peter Poschlod
Lehrstuhl für Botanik, Fakultät für
Biologie und Vorklinische Medizin
Universität Regensburg
93040 Regensburg

Bearbeitung:

Dipl.-Biol. Dr. Ulrich Tränkle
Dipl.-Biol. Hans Offenwanger
Dipl.-Biol. Markus Röhl
Dipl.-Biol. Dr. Friederike Hübner
Dipl.-Biol. Prof. Dr. Peter Poschlod

Fachliche Betreuung:

AG Naturschutz der
BDZ/VDZ-Kommission Rohstoffe

Kontakt:

Michael Basten
Bundesverband der Deutschen
Zementindustrie e.V.
Luisenstr. 44
10117 Berlin

Dr. Gerhard Friedel
HeidelbergCement
Technologie Center GmbH
Oberklamweg 6
69181 Leimen

Gesamtherstellung:

Verlag Bau+Technik GmbH
Postfach 12 01 10
40601 Düsseldorf

Die Deutsche Bibliothek – CIP-Einheitsaufnahme

Naturschutz und Zementindustrie – Projektteil 2: Literaturstudie,
bearbeitet von: U. Tränkle et al. (Bundesverband der Deutschen
Zementindustrie e. V. / Verein deutscher Zementwerke e. V.) –
Düsseldorf: Verlag Bau+Technik, 2003

ISBN 3-7640-0423-1

1	Einleitung	9
2	Datengrundlagen	10
2.1	Datenbeschaffung und Datenbestand	10
2.2	Abbaustätten der Zementindustrie	10
2.3	Flächengrößen	11
3	Begriffsdefinition – Rekultivierung und Renaturierung	12
3.1	Renaturierung	12
3.2	Rekultivierung	12
4	Besiedlung von Abbaustätten	13
4.1	Flora	13
4.2	Fauna	15
5	Flora in Abbaustätten	16
5.1	Pflanzenartenzahlen in Deutschland	16
5.2	Aufgelassene Abbaustätten	16
5.2.1	Artenzahlen	16
5.2.1.1	Abbaustätten der Zementindustrie	16
5.2.1.2	Vergleich mit nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüchen	17
5.2.1.3	Vergleich mit dem Umfeld	17
5.2.2	Seltene und gefährdete Pflanzenarten	18
5.2.2.1	Abbaustätten der Zementindustrie	18
5.2.2.2	Vergleich mit nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüchen und anderen Abbaustätten	20
5.2.2.3	Vergleich mit dem Umfeld	21
5.3	Betriebene Abbaustätten	22
5.3.1	Artenzahlen	22
5.3.1.1	Abbaustätten der Zementindustrie	22
5.3.1.2	Vergleich mit nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüchen	22
5.3.1.3	Vergleich mit dem Umfeld	22
5.3.2	Seltene und gefährdete Arten	23
5.3.2.1	Abbaustätten der Zementindustrie	23
5.3.2.2	Vergleich mit nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüchen	24
5.4	Vergleich aufgelassener und betriebener Abbaustätten der Zementindustrie	24
6	Vegetation der Abbaustätten der Zementindustrie	25
6.1	Abraumhalden	25
6.2	Verwitterungshalden aus Bankkalken	26
6.3	Verwitterungshalden aus Mergel	28
6.4	Steilwände	29
6.5	Bermen	29
6.6	Sohlenstandorte	30
6.6.1	Sohlen auf Bankkalken	30
6.6.2	Sohlen mit hohem Mergelanteil	31
6.7	Dauerhaft Wasser führende Still- und Fließgewässer	34
6.8	Erdschüttungen	34
6.9	Seltene und gefährdete Pflanzengemeinschaften und Biotoptypen	35

7	Kryptogamen	37
7.1	Moose	37
7.1.1	Allgemeines	37
7.1.2	Moosvegetation aufgelassener und betriebener Abbaustätten der Zementindustrie und nicht der Zementindustrie zugeordneter Kalksteinbrüche	37
7.1.3	Seltene und gefährdete Moosarten	39
7.2	Weitere Taxozönosen	40
7.2.1	Armleuchteralgen	40
7.2.2	Pilze	40
8	Fauna in Abbaustätten	41
8.1	Vögel	41
8.1.1	Aufgelassene Abbaustätten	41
8.1.1.1	Artenzahlen	41
8.1.1.1.1	Abbaustätten der Zementindustrie	41
8.1.1.1.2	Vergleich mit anderen Abbaustätten	41
8.1.1.1.3	Beziehung zum Umfeld	42
8.1.1.2	Seltene und gefährdete Arten	42
8.1.1.2.1	Abbaustätten der Zementindustrie	42
8.1.1.2.2	Vergleich mit nicht der Zementindustrie zugeordneten Abbaustätten	43
8.1.1.2.3	Avifauna der wichtigsten Teillebensräume	43
8.1.1.2.4	Vergleich mit dem Umfeld	45
8.1.2	Betriebene Abbaustätten	45
8.1.2.1	Artenzahlen und -diversität	45
8.1.2.1.1	Abbaustätten der Zementindustrie	45
8.1.2.1.2	Vergleich mit anderen Abbaustätten	45
8.1.2.1.3	Vergleich mit dem Umfeld	45
8.1.2.2	Seltene und gefährdete Arten	46
8.1.2.2.1	Abbaustätten der Zementindustrie	47
8.1.2.2.2	Vergleich mit nicht der Zementindustrie zugeordneten Abbaustätten	47
8.1.2.2.3	Die wichtigsten Arten in ihren Teillebensräumen	47
8.1.2.2.4	Vergleich mit dem Umfeld	48
8.1.3	Vergleich aufgelassener und betriebener Abbaustätten der Zementindustrie	48
8.2	Amphibien	50
8.2.1	Aufgelassene Abbaustätten	50
8.2.1.1	Artenzahlen und -diversität	50
8.2.1.1.1	Abbaustätten der Zementindustrie	50
8.2.1.1.2	Vergleich mit anderen Abbaustätten	51
8.2.1.1.3	Beziehung zum Umfeld	52
8.2.1.2	Seltene und gefährdete Arten	52
8.2.1.2.1	Abbaustätten der Zementindustrie	52
8.2.1.2.2	Vergleich mit nicht der Zementindustrie zugeordneten Abbaustätten	53
8.2.1.2.3	Vergleich mit dem Umfeld	53
8.2.2	Betriebene Abbaustätten	54
8.2.2.1	Artenzahlen und -diversität	54
8.2.2.1.1	Abbaustätten der Zementindustrie	54
8.2.2.1.2	Vergleich mit anderen Abbaustätten	54
8.2.2.1.3	Vergleich mit dem Umfeld	55
8.2.2.2	Seltene und gefährdete Arten	55
8.2.2.2.1	Abbaustätten der Zementindustrie	55
8.2.2.2.2	Vergleich mit nicht der Zementindustrie zugeordneten Abbaustätten	55
8.2.2.2.3	Vergleich mit dem Umfeld	55
8.2.3	Vergleich aufgelassener und betriebener Abbaustätten der Zementindustrie	56
8.3	Reptilien	57
8.3.1	Aufgelassene Abbaustätten	58
8.3.1.1	Artenzahlen und -diversität	58
8.3.1.1.1	Abbaustätten der Zementindustrie	58
8.3.1.1.2	Vergleich mit anderen Abbaustätten	58
8.3.1.1.3	Seltene und gefährdete Arten: aufgelassene Abbaustätten im Vergleich	59
8.3.2	Betriebene Abbaustätten	59
8.3.2.1	Artenzahlen und -diversität	59
8.3.2.2	Seltene und gefährdete Arten	59
8.3.3	Vergleich betriebener und aufgelassener Abbaustätten	59
8.3.4	Vergleich mit dem Umfeld	60

8.4	Laufkäfer	60
8.4.1	Aufgelassene Abbaustätten	60
8.4.1.1	Artenzahlen und -diversität	60
8.4.1.1.1	Abbaustätten der Zementindustrie	60
8.4.1.1.2	Vergleich mit anderen Abbaustätten	60
8.4.1.2	Seltene und gefährdete Arten	61
8.4.1.2.1	Abbaustätten der Zementindustrie	61
8.4.1.2.2	Vergleich mit anderen Abbaustätten	61
8.4.1.3	Verhältnis zum Umfeld	61
8.4.2	Betriebene Abbaustätten	61
8.4.2.1	Artenzahlen und -diversität	61
8.4.2.2	Seltene und gefährdete Arten	61
8.4.3	Vergleich betriebener und aufgelassener Abbaustätten	62
8.5	Libellen	62
8.5.1	Aufgelassene Abbaustätten	62
8.5.1.1	Artenzahlen und -diversität	62
8.5.1.1.1	Abbaustätten der Zementindustrie	62
8.5.1.1.2	Vergleich mit anderen Abbaustätten	62
8.5.1.2	Seltene und gefährdete Arten	62
8.5.1.2.1	Abbaustätten der Zementindustrie	62
8.5.1.2.2	Vergleich mit anderen Abbaustätten	63
8.5.2	Betriebene Abbaustätten	63
8.5.2.1	Artenzahlen und -diversität	63
8.5.2.2	Seltene und gefährdete Arten	63
8.6	Schmetterlinge	64
8.6.1	Aufgelassene Abbaustätten der Zementindustrie	65
8.6.1.1	Artenzahlen und -diversität	65
8.6.1.2	Seltene und gefährdete Arten	65
8.6.2	Betriebene Abbaustätten	66
8.6.2.1	Artenzahlen und -diversität	66
8.6.2.1.1	Abbaustätten der Zementindustrie	66
8.6.2.1.2	Vergleich mit anderen Abbaustätten	66
8.6.2.2	Seltene und gefährdete Arten	67
8.6.3	Vergleich betriebener und aufgelassener Abbaustätten	67
8.7	Heuschrecken	67
8.7.1	Aufgelassene Abbaustätten	67
8.7.1.1	Artenzahlen und -diversität	67
8.7.1.1.1	Abbaustätten der Zementindustrie	67
8.7.1.1.2	Vergleich mit anderen Abbaustätten	68
8.7.1.2	Seltene und gefährdete Arten	68
8.7.2	Betriebene Abbaustätten	68
8.7.2.1	Artenzahlen und -diversität	68
8.7.2.2	Seltene und gefährdete Arten	69
8.7.3	Vergleich mit dem Umfeld	69
8.7.4	Vergleich aufgelassener und betriebener Abbaustätten der Zementindustrie	69
8.8	Weitere Artengruppen	70
8.8.1	Spinnen und Weberknechte	70
8.8.1.1	Artenzahlen und -diversität	70
8.8.1.2	Seltene und gefährdete Arten	71
8.8.1.3	Vergleich mit dem Umfeld	71
8.8.2	Hautflügler	71
8.8.2.1	Vergleich mit dem Umfeld	72
8.8.3	Schnecken	73
8.8.3.1	Artenzahlen und -diversität	73
8.8.3.2	Seltene und gefährdete Arten	73
8.8.3.3	Vergleich mit dem Umfeld	74
8.8.4	Säugetiere	74
8.8.4.1	Fledermäuse	74
8.8.4.1.1	Vorkommen in Abbaustätten der Zementindustrie	74
8.8.4.1.2	Vorkommen in anderen Abbaustätten	75
8.8.4.2	Sonstige Säugetiere	75
9	Bewertung der Abbaustätten der deutschen Zementindustrie	76
9.1	Bewertung und Bewertungsmodelle	76
9.2	Ableitung des verwendeten Bewertungsverfahrens	76
9.3	Bewertung der Taxozönosen und der Vegetations- und Biotoptypen	79
9.3.1	Flora, Vegetations- und Biotoptypen	79
9.3.1.1	Farn- und Blütenpflanzen	79
9.3.1.2	Vegetations- und Biotoptypen	79
9.3.1.3	Kryptogamen	80

9.3.2	Fauna	80
9.3.2.1	Vögel	80
9.3.2.2	Amphibien	81
9.3.2.3	Reptilien	82
9.3.2.4	Laufkäfer	82
9.3.2.5	Libellen	82
9.3.2.6	Schmetterlinge	83
9.3.2.7	Heuschrecken	83
9.3.2.8	Sonstige Tiergruppen	83
9.3.2.8.1	Spinnen	83
9.3.2.8.2	Hautflügler	84
9.3.2.8.3	Schnecken	84
9.3.2.8.4	Fledermäuse	84
9.4	Bewertung der Eignung als Lebensraum für die einzelnen Taxozönosen	84
9.5	Naturschutzfachliche Bedeutung der Abbaustätten der deutschen Zementindustrie	86
10	Fallbeispiele	88
10.1	Dyckerhoff AG, Werk Lengerich	88
10.1.1	Untersuchungsraum	88
10.1.2	Boden	88
10.1.3	Wasserhaushalt	88
10.1.4	Klima	88
10.1.5	Regionale Fachplanungen	88
10.1.6	Potentielle natürliche Vegetation	89
10.1.7	Nutzungsgeschichte	89
10.1.8	Aktuelle Vegetation	89
10.1.9	Fauna	90
10.1.10	Spannungsfeld Ökonomie - Ökologie	91
10.1.11	Naturschutzfachliche Bedeutung	91
10.2	HeidelbergCement AG, Werk Schelklingen	92
10.2.1	Untersuchungsraum	92
10.2.2	Beschreibung des Steinbruchs	92
10.2.3	Vegetation des Umfeldes	92
10.2.4	Nutzungsgeschichte des Umfeldes	93
10.2.5	Aktuelle Vegetation des Steinbruchs	93
10.2.6	Floristischer Vergleich Steinbruch - Umfeld	93
10.2.7	Fauna	94
10.2.8	Naturschutzfachliche Bedeutung	95
11	Zusammenfassung	96
12	Literatur	98
13	Flächengrößen und Betriebsstatus	107
14	Glossar	108

Naturschutz und Zementindustrie

Projektteil 2:
Literaturstudie

Die Veränderung von Natur und Landschaft durch diverse Formen der Flächennutzung hat in Politik und Öffentlichkeit zunehmend an Aufmerksamkeit gewonnen. Dies gilt trotz des insgesamt geringen Flächenbedarfs (jährlich weniger als 0,0002 % der Landesfläche) auch für die Gewinnung von Zementrohstoffen (insbesondere Kalkstein und Ton bzw. deren natürlich vorkommendes Gemisch „Kalkmergel“). Aufgrund der visuellen Auffälligkeit wurden die Abbaustätten der Zementindustrie und der anderen Steine und Erden-Branche lange Zeit nur als „Zivilisationsschäden“ oder „offene Landschaftswunden“ wahrgenommen, die nach Abbauende möglichst schnell und umfassend rekultiviert werden sollten. Bei der Rekultivierung spielten landschaftsästhetische Gesichtspunkte eine wichtige Rolle. Entsprechende Rekultivierungsverfahren und die ihnen meist vorausgehende geomorphologische Wiedereingliederung führen aber zu einer erheblichen Nivellierung der Standortvielfalt und des Arteninventars in den Abbaustätten.

Erst seit Ende der 1970er-Jahre nimmt die Erkenntnis zu, dass stillgelegte Abbauflächen wichtige Funktionen im Haushalt der intensiv genutzten Kulturlandschaft übernehmen können (z. B. DAVIS 1977; 1979; 1981; TRAUTNER & BRUNS 1988; BÖHMER & RAHMANN 1997a; b; TRÄNKLE 1997; 2000; GILCHER & BRUNS 1999). Danach tragen aufgelassene, nicht durch Bepflanzungen oder Ansaaten rekultivierte Abbaustätten innerhalb eines Biotopverbundsystems zur Sicherung und Vermehrung der biologischen Vielfalt und zur Stabilisierung der Ökosysteme in ihrer Umgebung bei. Sie sind Rückzugsgebiete für seltene und bedrohte Arten, Lebensgemeinschaften und Biotoptypen. Dass dies auch für betriebene Abbaustätten gilt, ist eine bisher noch wenig verbreitete Erkenntnis, die vor allem auf Arbeiten der letzten Jahre beruht (BÖHMER & RAHMANN 1997a; b; TRÄNKLE 1997; RADEMACHER 2000; 2001a).

Bundesweite, statistisch aussagekräftige Daten bzw. Auswertungen lagen bislang nicht vor. Deshalb hat die Arbeitsgruppe „Naturschutz“ der Kommission „Rohstoffe“ des Bundesverbandes der Deutschen Zementindustrie e. V. und des Vereins Deutscher Zementwerke e. V. eine umfassende naturschutzfachliche Bestandsaufnahme und Bewertung von Abbaustätten unter Anwendung anerkannter Kriterien durchgeführt. Das Projekt setzt sich aus drei Teilen zusammen: Teil 1, Auswertung einer Umfrage (BDZ/VDZ 2001); Teil 2, die hier vorliegende Literaturstudie und Teil 3, Management-Empfehlungen (BDZ/VDZ 2002a).

Mit der Literaturstudie und der Auswertung der Umfrage sind Prof. Dr. Peter Poschod von der Universität Regensburg und Dr. Ulrich Tränkle – Landschaftsplanung und Naturschutzmanagement (AG.L.N.), Blaubeuren, betraut worden. Auftraggeber war die Sozialpolitische Arbeitsgemeinschaft der Deutschen Zementindustrie e. V.

Ziel der vorliegenden Studie war es, die vorhandene Fachliteratur über die naturschutzfachliche Bedeutung stillgelegter und betriebener Abbaustätten der deutschen Zementindustrie für Flora und Fauna zu ermitteln und die von den jeweiligen Verfassern präsentierten Ergebnisse auszuwerten. Hierfür wurde erstmals nicht nur frei zugängliche nationale und – soweit möglich – internationale Literatur zusammengetragen, sondern auch nicht veröffentlichtes Material der Betreiber. Die Auswertung geht insoweit über die bis dato vorhandenen Erkenntnisse hinaus. Obwohl die Studie zwei „Fallbeispiele“ umfasst, schließt die synoptische Vorgehensweise einer Literaturstudie (Sekundäranalyse) abschließende Aussagen zu einzelnen Abbaustätten aus. Vielmehr sollte auf Basis anerkannter naturschutzfachlicher Schemata bzw. Kriterien eine zusammenfassende Bewertung der bisher vorliegenden Ergebnisse durchgeführt werden.

2.1 Datenbeschaffung und Datenbestand

Die vorliegende naturschutzfachliche Bewertung von Abbaustätten der Zementindustrie stützt sich auf Daten aus zwei unterschiedlichen Bezugsquellen.

Für den ersten Datenpool wurde die bereits vorhandene umfangreiche Datenbank der Verfasser durch eine weltweit angelegte Datenbankrecherche per Internet frei zugänglicher wissenschaftlicher Veröffentlichungen ergänzt. Zu diesem Zweck wurden 92 internationale Datenbank-Bibliotheken nach dem Hauptstichwort „Steinbruch/quarry“ abgefragt, was eine Trefferzahl von rund 6.500 Literaturstellen ergab. Diese wurden durch Streichung von Mehrfachnennungen, Angaben aus dem Bereich Belletristik und ähnlichem auf insgesamt 3.369 Nennungen reduziert. Die so erhaltenen Literaturangaben bezogen sich auch auf Inhalte aus den Bereichen „Geologie“, „Hydrologie“, „Verfahrenstechnik“ etc. Eine weitere Sichtung erbrachte nach Abgleich mit der bereits vorhandenen Literatur (268 Literaturstellen) 260 weitere potentiell relevante naturschutzfachliche Literaturstellen zu Tieren und Pflanzen, Rekultivierung und ähnlichem. Die anschließende Beschaffung erfolgte entweder direkt oder per Fernleihe, z. T. wurde auch mit den Autoren unmittelbar Kontakt aufgenommen.

Der zweite Datenpool ergab sich aus der Umfrage (vgl. BDZ/VDZ 2001; s. Kap. 1). Hierbei wurde versucht, über die Betreiber der Abbaustätten unveröffentlichte Diplomarbeiten, Gutachten, Kartierungen, Umweltverträglichkeitsuntersuchungen oder Landschaftspflegerische Begleitpläne mit ihren ökologischen Daten abzufragen. Die Angaben der Betreiber umfassten 135 Literaturstellen. Aus diesen wurden ca. 60 Angaben als potentiell verwertbar ausgewählt. Die „graue Literatur“ enthält eine Vielzahl von bis dato nicht zugänglichen Daten, die einen wichtigen Bestandteil der vorliegenden Auswertung ausmachen. Die

Mehrzahl dieser Arbeiten bezieht sich auf den Bereich Flora, gefolgt von faunistischen Untersuchungen. Biotopkartierungen und spezielle Auswertungen zu Arten der Roten Liste sind ebenfalls häufig (vgl. BDZ/VDZ 2001).

Die insgesamt verwendete Datenbasis umfasst somit 588 Literaturstellen, wobei häufig auf die zentralen, weil umfassenden Arbeiten von TRÄNKLE et al. (1992), GILCHER (1995), BÖHMER & RAHMANN (1997a; b), TRÄNKLE (1997) und GILCHER & BRUNS (1999) zurückgegriffen wird. Zitiert werden 302 Literaturstellen. Hinzu kommen einzelne mündliche Mitteilungen kompetenter Fachleute.

Die Nomenklatur der Pflanzenarten entspricht den in der jeweiligen Literaturstelle verwendeten Artnamen. Die im Vegetationsteil verwendeten Bezeichnungen der pflanzensoziologischen Gesellschaften sind ebenfalls den Literaturstellen entnommen. Es werden dabei bis auf wenige Ausnahmen die Einteilungen von OBERDORFER (1992-1993), POTT (1995), ELLENBERG (1996) und WILLMANN (1998) verwendet.

2.2 Abbaustätten der Zementindustrie

In der vorliegenden Studie wird eine naturschutzfachliche Bestandsaufnahme und Bewertung der Abbaustätten der deutschen Zementindustrie anhand der vorhandenen Literatur vorgenommen (Sekundäranalyse). Angaben zum Betriebsstatus beziehen sich daher auf den in der jeweiligen Literaturstelle vermerkten Stand (vgl. Tab. 57). Die Aussagen beziehen sich zudem nicht auf Abbaustätten eines bestimmten geologischen Types, wie z. B. Jura-Kalksteinbrüche, sondern auf Abbaustätten, deren Abbauprodukte der Herstellung von Zement (vgl. z. B. ALBRECHT 1991) dienen.

In dieser Untersuchung werden daher Abbaustätten mit folgenden Abbauprodukten gemeinsam betrachtet, falls sie in Verbindung mit der Zementproduktion stehen:

- Kalkstein
- Kalkmergel
- Kreide
- Ölschiefer.

Die größte quantitative Bedeutung für die Zementproduktion haben Kalkstein und Kalkmergel. Mitunter ist die Abgrenzung der Abbaustätten der Zementindustrie von Kalksteinbrüchen, die der Produktion von Kalkschotter etc. dienen, schwierig. Hier kann es im Einzelfall zu Überschneidungen kommen. Dies gilt insbesondere für die von DICKE (1989) untersuchten Kalksteinbrüche des Warsteiner Raums, die für die Zwecke dieser Untersuchung der Zementindustrie zugeordnet wurden, weil sie in erheblichem Umfang westfälische Zementwerke mit Kalkstein versorgen. Insgesamt wird in der vorliegenden Arbeit zwischen den Abbaustätten der Zementindustrie, den nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüchen und anderen Abbaustätten (Gipssteinbrüchen, Kiesgruben etc.) unterschieden.

Eine Zusammenfassung über die geologischen Voraussetzungen der Zementproduktion mit Massenbilanzen (einschließlich Substitution) und Fallbeispielen findet sich in der Publikation „Zementrohstoffe in Deutschland“ (BDZ/VDZ 2002b). Die Publikation „Nachhaltigkeit und Zementindustrie. Dokumentation von Beiträgen und Handlungsoptionen“ gibt einen Überblick über die Entwicklung der Branche einschließlich Rohstoffgewinnung, Zementproduktion, Anwendung zementgebundener Baustoffe und Baustoffrecycling (SOZIALPOLITISCHE ARBEITSGEMEINSCHAFT DER DEUTSCHEN ZEMENTINDUSTRIE et al. 2002).

2.3 Flächengrößen

Die Flächengröße ist ein wichtiges Merkmal für die Bedeutung von Abbaustätten für den Arten-, Biotop- und Naturschutz. So zeigen TRÄNKLE & BEIBWENGER (1999) anhand von 16 aufgelassenen und 14 betriebenen Steinbrüchen deutlich, dass die Pflanzenartenzahlen mit zunehmender Flächengröße innerhalb gewisser Schwankungsbreiten ansteigen.

Die Abgrabungen der Zementindustrie gehören zu den größten Abbaustätten der Steine- und Erden-Branche. Nur 3 % (2 Abbaustätten) aller deutschen Abbaustätten der Zementindustrie sind unter 10 ha groß (BDZ/VDZ 2001). Die weitaus meisten betriebenen Abbaustätten (73 % aller Abbaustätten) sind zwischen 25 und 150 ha groß und 18 % sind größer als 150 ha. Demgegenüber wurde von TRÄNKLE et al. (1992) gezeigt, dass die weitaus höchste Anzahl der insgesamt im Biotopkataster des Landes Baden-Württemberg geführten stillgelegten und betriebenen Steinbrüche weniger als 5 ha groß ist. Auch die Nassabbaustellen der Kiesindustrie erreichen im Allgemeinen nicht die Größenklassen, wie sie für die Abbaustätten der Zementindustrie typisch sind. Die Mehrzahl der Auskiesungen ist zwischen 5 und 25 ha groß (HÖLL & BREUNIG 1995), viele deutlich kleiner. Nur ein geringer Prozentsatz erreicht Größenordnungen von über 50 ha. Dies deckt sich mit Angaben von RINGLER et al. (1995) aus Bayern.

Erwartungsgemäß sind die stillgelegten Abbaustätten der Zementindustrie deutlich kleiner als die betriebenen Abbaustätten. So liegt hier jeweils nur eine aufgelassene Abbaustätte in der Größenklasse von 50 bis 75 ha bzw. von 75 bis 100 ha. Eine Häufung tritt dagegen in den Größenklassen von 10 bis 25 ha und 25 bis 50 ha auf. Ursache für die Größenunterschiede von betriebenen und stillgelegten Abbaustätten ist der Trend zu größeren Produktionseinheiten in der Zementindustrie (BDZ/VDZ 2001).

3 Begriffsdefinition – Rekultivierung und Renaturierung

3.1 Renaturierung

Im rein naturwissenschaftlichen Sinne verstanden ist die Renaturierung ein dynamischer Prozess, durch den vom Menschen geschaffene Standorte von Flora und Fauna wieder besiedelt werden. Es handelt sich hierbei um Sukzessionsvorgänge, die zu Vegetations- und Habitatentwicklungen unterschiedlichster Ausprägung führen und letztendlich einer standorts- und klimagerechten Biozönose zustreben.

Nach PFADENHAUER (1990) und PFADENHAUER & MAAS (1991) ist die Renaturierung die „Rückführung eines anthropogen geprägten Ökosystems in einen naturnäheren Zustand“. Die Renaturierung kann dabei sowohl eine vom Menschen aktiv gesteuerte als auch eine passive regressive Sukzession sein (PFADENHAUER 1981). Von der Renaturierung zu unterscheiden ist nach PFADENHAUER (1981) die Regeneration als die „Wiederherstellung eines dem Ausgangszustand möglichst ähnlichen Zustandes“.

TRÄNKLE et al. (1992) schlagen für den Begriff der Renaturierung eine dreiteilige Differenzierung vor:

- **Allogene Renaturierung oder natürliche Sukzession:** Die Renaturierung verläuft selbständig und ohne Initiierung und direkte Regulierung durch den Menschen nach Nutzungsaufgabe.
- **Initiierte Renaturierung:** Nach gezielter standortgerechter Planung wird die Renaturierung durch praktische Maß-

nahmen eingeleitet und erfolgt dadurch zumindest in der Anfangsphase beschleunigt. Eine weitere Steuerung erfolgt nicht oder nur sehr extensiv.

- **Gesteuerte Renaturierung:** Die Renaturierung wird nach intensiver Planung durch umfangreiche Maßnahmen (z. B. Bepflanzung) umgesetzt und durch anschließende Pflege in ihrem Verlauf gezielt gesteuert.

3.2 Rekultivierung

Der Begriff der Rekultivierung ist sehr unterschiedlich verwendet worden und unterlag erheblichen zeitlichen Veränderungen. Grundsätzlich gilt, dass im Gegensatz zur Renaturierung hier der ökonomische Nutzen als Ziel der Maßnahme im Mittelpunkt steht. Entsprechend leitet sich nach PFLUG (1987) das Wort Rekultivierung vom lateinischen „cultus“ für Pflege, Bodenbearbeitung, Anbau, Kultur bzw. „colere“ für pflegen, bebauen, anbauen (TRÄNKLE & BÖCKER 2001) ab.

Nach LEHMANN (1960) ist die Rekultivierung „die praktische Überleitung in eine dauernde Flächennutzung. Sie kann in der Wiederherstellung der früheren Flächennutzung bestehen, kann aber auch eine Umwandlung in Verkehrsflächen, Bauflächen oder Erholungsflächen bedeuten“. Für SEIFERT (1960) ist nur die landwirtschaftliche Rekultivierung „echt“. Nach SKAWINA & BOJARSKI (1967) ist die Rekultivierung ein Teil der Wiedernutzbarmachung. Sie erfolgt in drei Phasen:

- Dokumentation und Planung.
- Grundlegende Rekultivierung: Sie beinhaltet z. B. die Überdeckung mit kulturfähigem Material.
- Ausführliche Rekultivierung: Darunter wird z. B. die Sicherung von Böschungen, die Regelung der Wasserverhältnisse etc. verstanden.

Eine komplexere Definition liefert DARMER (1970), ohne den Kern der Aussage zu verändern: Danach umfasst Rekultivierung alle „Maßnahmen, die notwendig sind, um Teilräume der Kulturlandschaft wieder wirtschaftlich leistungsfähig und landschaftlich ansprechend herzurichten, deren naturbedingtes Leistungsvermögen durch Eingriffe des wirtschaftenden Menschen in die Substanz der natürlichen Hilfsquellen, insbesondere den Boden, zeitweilig reduziert, verschlechtert oder zerstört wurde.“ Nach DARMER (1967) ist es „die vornehmste wirtschaftliche Aufgabe der Rekultivierung [...], unter Verwendung vorhandener kulturwürdiger Bodenschichten das wirtschaftliche Potenzial der ausgebeuteten Grundstücke in Form land- oder forstwirtschaftlicher Nutzflächen wiederherzustellen, u. U. sogar zu steigern“.

Für PFADENHAUER (1979) ist die Rekultivierung dagegen „nichts anderes als Wiedernutzbarmachung einer ‚ausgenutzten‘, d. h. durch eine bestimmte Nutzung beeinträchtigten oder zerstörten Fläche“ für land- oder forstwirtschaftliche Kulturen (vgl. auch EIGNER & SCHMATZLER 1980; PFADENHAUER 1981; Zundel 1982).

Verritzte Abbauf Flächen sind – abgesehen von Bakterien, Pilzen, Algen und Kleinstlebewesen – zunächst weitgehend frei von pflanzlichem und tierischem Leben. Die Wiederbesiedlung dieser Flächen ist größtenteils von den Einwanderungsmöglichkeiten der Arten und vom vorhandenen Artenpotenzial im Umfeld abhängig (TRÄNKLE 1997; GILCHER & BRUNS 1999; RADEMACHER 2000; 2001a), wobei TRÄNKLE (1997) auf die große Rolle des Zufalles im Sinne von Verbreitungssprüngen auf die Abbaustätte zu bzw. in sie hinein verweist. Das Umfeld, das für Einwanderungsereignisse relevant ist, hängt direkt mit den Ausbreitungsmöglichkeiten und damit den Bau- und Ausbreitungstypen der Arten zusammen. Somit muss bei der Betrachtung der Rolle und des Artenpotenzials des Umfeldes immer zwischen den betrachteten Arten differenziert werden.

4.1 Flora

Die Besiedelung von Steinbruchflächen durch Pflanzen hängt direkt mit den Einwanderungsmöglichkeiten bzw. den Bau- und Ausbreitungstypen der Diasporen zusammen. Gleichzeitig sind die ökologischen Rahmenbedingungen in der Abbaustätte für eine erfolgreiche Etablierung verantwortlich. Artsspezifische Isolationsbarrieren, wie z. B. Wälder für Magerrasenarten, können eine Einwanderung über Jahrzehnte verzögern (TRÄNKLE 1997).

Die meisten Farne und Blütenpflanzen verfügen über spezielle Ausbreitungseinheiten. Alle Ausbreitungseinheiten, die entweder generativ gebildet werden (z. B. Samen) oder vegetativ entstehen (z. B. Sporen, Rosetten, Rhizome etc.), werden unter der Bezeichnung „Diaspore“ zusammengefasst (vgl. URBANSKA 1992). Zur Nomenklatur der Bau- und Ausbreitungstypen von Diasporen sei besonders auf LUFTENSTEINER (1982), aber auch auf MÜLLER-SCHNEIDER (1983; 1986) verwiesen.

Pflanzenarten können außer über Samen auch durch den Eintrag vegetativer Teile, wie Rhizomstücke, Sprossabschnitte oder ähnliches in eine Abbaustätte einwandern.

Moose und Flechten sind in der Lage, sich aus kleinsten Bruchstücken der Herkunfts-pflanze zu regenerieren. Für die Fernausbreitung spielen diese Mechanismen für höhere Pflanzen jedoch eine untergeordnete Rolle. In Steinbrüchen können sich Pflanzen zum Beispiel durch Einbringung von Erdaushub vegetativ verbreiten. Mit Erdaushub wird in der Regel auch eine Vielzahl von Samen mit der Diasporenbank eingetragten. FISCHER (1987) konnte in einer Untersuchung aus Oberböden von Wäldern 2.500 bis 9.000 Diasporen/m² ermitteln. In Feuchtwiesen erhöht sich die Anzahl auf bis zu 40.000 Diasporen/m² (BIEWER & POSCHLOD 1997). In betriebenen Abbaustätten auf den vegetationslosen bis -armen Standorten liegt die Zahl bei 83 bis 564 Diasporen/m² (TRÄNKLE 1997). KOLLMANN (2000) gibt einen umfassenden Überblick über die Diasporenbank von Rohböden.

Das Einbringen von Boden als Rekultivierungsmaßnahme schafft durch die Störung und Umschichtung der Böden optimale Bedingungen zur Aktivierung des Diasporenpotenzials besonders für konkurrenzschwache Pionierarten. Artenvielfalt und Keimungsrate sind von der artspezifischen maximalen Überdauerungszeit der Diasporen abhängig. Bei Waldarten bzw. Waldökosystemen ist z. B. nur von einer geringen verwertbaren bzw. kurzlebigen Diasporenbank auszugehen (vgl. SEIFFERT 2000). Auch TRÄNKLE (1997) weist darauf hin, dass das ursprüngliche Diasporenpotenzial im Oberboden nach Lagerung nicht mehr auskeimt bzw. dass nach der Keimung die Ursprungsarten von konkurrenzstarken, oft ruderalen Arten unterdrückt werden.

In der Kulturlandschaft nimmt die Ausbreitung durch den Menschen (Hemerochorie) einen immer größeren Raum ein. Vor allem der Ferntransport der Samen wird durch den internationalen Handel und den Transport von Massengütern erheblich gefördert. RADEMACHER (2001a) wies in seiner umfangreichen Darstellung der Vegetationsdynamik anthropogener Kiesflächen den Eintrag von Diasporen durch Ferntransport an Lastwagenreifen nach. Dabei wurden 60 Proben von einfahrenden Last-

wagen gewaschen und die Keimung beobachtet. In einer Probe konnten bis zu 13 Pflanzenarten je Probe gezählt werden. Insgesamt wurde der Eintrag von 132 Pflanzenarten nachgewiesen.

Allgemein gilt, dass die Anzahl der ausgebreiteten Diasporen mit der Entfernung zur Mutterpflanze rasch abnimmt (vgl. FISCHER 1987; GRUNICKE 1996; BONN & POSCHLOD 1998). Jedoch ist zumindest für einen Teil der Diasporen bei anemo- und zoochorer Verbreitung auch eine Überwindung weiter Distanzen möglich. So konnte für das anemochore *Eriophorum scheuchzeri* (Scheuchzer'sches Wollgras) eine Ausbreitung über 40 km hinweg beobachtet werden (FRIDRIKSSON 1975 zit. in BONN & POSCHLOD 1998). TRÄNKLE (1997) weist Verbreitungssprünge von *Fagus sylvatica* (Rotbuche), *Trifolium aureum* (Gold-Klee) oder *Salix daphnoides* (Reif-Weide) über 70 m, 500 m oder 5 km nach. Grundsätzlich gilt: Kleine und leichte Samen besitzen eine höhere Ausbreitungsfähigkeit als große und schwere Samen. Dies ist wiederum korreliert mit der Anzahl der produzierten Samen.

Neben der Anemochorie ist vor allem die Zoochorie zur Überwindung weiter Distanzen befähigt (MÜLLER-SCHNEIDER 1986). Durch epizoochore Ausbreitung wird zudem die Zahl der ausgebreiteten Diasporen erhöht. FISCHER et al. (1995) konnte bis zu 8.500 Samen pro Schaf in einer Vegetationsperiode im Fell feststellen. RADEMACHER (2001a) wies durch Diasporenanalyse in Fellen Transportvorgänge in Kleinsäugetern nach (Kaninchen).

Bei Arten mit großem Ausbreitungspotenzial sind selbstbestäubende Pflanzen im Vorteil, da die Vorkommen häufig fragmentiert sind. Sie sind auf die Einwanderung und Etablierung nur einer Mutterpflanze angewiesen. Dadurch wird die Wahrscheinlichkeit einer erfolgreichen Ansiedlung beträchtlich erhöht. Dies bestätigt GRAY (1981) in einer Untersuchung von englischen Steinbrüchen. Die Autorin fand, dass 75 % aller Arten mit einer weiten Einwanderungsdistanz zur Selbstbestäubung fähig waren.

Die Ausbreitungsweiten, die durch ein und dasselbe Ausbreitungsmedium erreicht werden können, schwanken sehr stark. Der Erfolg einer Ausbreitung wird bei einigen Pflanzen durch die Ausbildung unterschiedlicher Diasporentypen erhöht. So besitzen viele Asteraceae (Korbblütler) flugfähige und nicht flugfähige Samen in einer Blüte. Dadurch wird eine optimale Streuung der Ausbreitungsdistancen der einzelnen Samen erreicht.

TRÄNKLE (1997) weist bei der Besiedlung von Steinbrüchen auf den Zufall als wichtigen Faktor hin. In einer Untersuchung von 14 Kalksteinbrüchen und deren Umfeld in Baden-Württemberg kann nur bedingt davon ausgegangen werden, dass die primären Bau- und Ausbreitungstypen über eine erfolgreiche Besiedelung von Abbaustätten bestimmen. Zudem verändern sich in der Abbaustätte die Ausbreitungsmechanismen. So muss z. B. für pogono- oder lophochore Arten angenommen werden, dass der ansonsten für Fernverbreitung geeignete Bautyp durch Verkleben der Flughaare mit den offenen Rohböden von Nachteil ist.

Sekundäre Diasporenausbreitung äußert sich z. B. in Form von Ausbreitungssprüngen bei Arten, die auf Basis der Literatur ansonsten nur zur Überbrückung von sehr kurzen Distanzen in der Lage sind (z. B. *Carex humilis* (Erd-Segge) in TRÄNKLE 1997). Auch das häufige Auftreten achorer Arten, also von Arten ohne spezielle Anpassung, unterstreicht die Annahme, dass für Pflanzenarten diese schwer quantifizierbaren sekundären Ausbreitungen sehr

wichtig sind. So gelangen auch POSCHLOD et al. (1995) zu dem Schluss, dass die Klassifizierung von Arten nach Bau- und Ausbreitungstypen kritisch betrachtet werden muss. Die Autoren zeigen, dass auf Kalkmagerrasen 30 bis 40 % der Arten durch Schafe ausgebreitet werden (vgl. FISCHER et al. 1995), obwohl die Bautypen dieser Arten dies nicht erwarten lassen. Ähnliche Beobachtungen aus Kiesflächen schildert RADEMACHER (2000; 2001a).

Die Wirkung der Sekundärausbreitung wird durch das Fehlen einer strukturierten Geländeoberfläche erhöht. MATLACK (1989 zit. in BONN & POSCHLOD 1998) zeigte anhand der anemochoren *Betula nana* (Zwerg-Birke) eine 3,3-fach erhöhte Fernausbreitung bei Schneebedeckung, aufgrund der relativ ebenen Schneeunterlage. Ähnliches konnte TRÄNKLE (1997) für offene Steinbruchflächen beobachten. Hier werden Diasporen aufgrund fehlender Vegetationsstrukturen über weite Strecken verweht oder bei Starkregenereignissen durch oberflächliches Wasser transportiert. Auch von GRUNICKE (1996) wird ein sekundärer Transport durch oberflächlich abfließendes Wasser in Weinbergen nachgewiesen.

TRÄNKLE (1997) führt in einem Vergleich der unterschiedlichen Ausbreitungs- und Bautypen von Steinbruch und Umfeld die Unterschiede der jeweiligen Artenspektren auf (vgl. Tab. 1). Eindeutige Unterschiede treten vor allem bei anemochoren und zoochoren Ausbreitungstypen auf. In den Abbaustätten dominieren Arten mit lopho- und pogonochoren Bautypen (Einteilung der Bautypen nach LUFTENSTEINER 1982). Pterochore Arten sind dagegen im Umfeld der Abbaustätten häufiger. Diesen Bautyp weisen vorwiegend Laub- und Nadelbäume auf. Aufgrund des relativ hohen Gewichtes der Samen sind nur kurze Ausbreitungsdistancen realisierbar. TRÄNKLE (1997) weist aber darauf hin, dass es sich hierbei wenigstens z. T. um eine artefaktische Auswertung handelt, da die meisten Baumarten sich nur auf bestimmten Standorten in Abbaustätten (z. B. Abraumhaldenfüße) etablieren können. Die Einwanderung wird hier also nicht durch die Bau- und Ausbreitungstypen, sondern durch die spezielle Ökologie der Arten limitiert. Arten mit zoochoren Ausbreitungstypen treten häufiger im Umfeld auf. Vor allem elai- und sarcochore Arten dominieren die älteren Vegetationsstadien des Umfeldes. My-

Tab. 1: Bau- und Ausbreitungstypen höherer Pflanzenarten nach LUFTENSTEINER (1982) in insgesamt 14 Abbaustätten in Baden-Württemberg im Vergleich mit deren Umfeld.

		Gesamtartenspektrum von Steinbrüchen und Umfeld		Arten, die jeweils nur im Steinbruch oder Umfeld vorkommen	
Ausbreitungstyp ¹	Bautyp ²	Steinbrüche	Umfeld	Steinbrüche	Umfeld
autochor	achor	±	±	/	+++
semachor	achor	/	(+)	(+)	/
anemochor	lophochor	+	/	+++	/
	pogonochor	+++	/	+++	/
	pterochor	/	(+)	/	+
	saccochor	+	/	±	±
zoochor	acanthochor	/	(+)	/	+++
	elaiochor	/	+++	/	++
	sarcochor	/	++	/	+++
	myxochor	+++		++	

¹ autochor = selbstverbreitet durch die Mutterpflanze
semachor = selbstverbreitet ohne Besonderheiten
anemochor = windverbreitet
zoochor = durch Tier, aber auch den Mensch verbreitet
² achor = ohne besonderen Bautyp,
lophochor = mit behaartem Anhang
pogonochor = mit Schirm
pterochor = mit Flügel(n)
saccochor = in loser Hülle
acanthochor = mit Klettanhang
elaiochor = mit Nährstoffanhang z. B. für Ameisen
sarcochor = mit fleischiger Hülle
myxochor = mit Schleimabsonderung (klebrig)

Legende:
/ Bau-/Ausbreitungstyp nicht vorhanden
± kein Unterschied zwischen Umfeld und Steinbruch
(+) geringer Unterschied
+ mäßiger Unterschied
++ deutlicher Unterschied
+++ sehr deutlicher Unterschied (nach TRÄNKLE 1997, leicht verändert)

xochore Pflanzen sind dagegen deutlich häufiger in den Steinbrüchen zu finden.

4.2 Fauna

Grundsätzlich kann zwischen hochmobilen Arten, wie z. B. flugfähigen Säugern, Vögeln oder Großtieren sowie wenig mobilen Tiergruppen, wie manchen Insektengruppen (z. B. Heuschrecken), bodenlebenden Schnecken etc. unterschieden werden. Entsprechend schwanken die Ausbreitungsmöglichkeiten der einzelnen Taxozönoten beträchtlich.

Es ist auf Basis der Literatur allerdings – analog der Flora – davon auszugehen, dass nicht nur die am häufigsten zu beobachtenden Aktionsradien, insbesondere der wenig mobilen Tierarten, für die Ausbreitung und damit Ansiedlung in Abbaustätten von Bedeutung sind. So bewegen sich zwar Arten mit enger Habitatpräferenz, wie *Mecostethus grossus* (Sumpfschrecke) in der Regel nur wenige Meter innerhalb ihrer Habitate. Jedoch werden vereinzelt auch Wanderungen von über 600 m beobachtet (MALKUS et al. 1996). Zu ähnlichen Ergebnissen kommen auch SETTELE et al. (1995) bei einer Untersuchung von Bläulingen (*Glaucopsyche* sp.) auf Magerrasenstandorten der Schwäbischen Alb. Die Ausbreitung der weitaus meisten Individuen betrug größtenteils unter 100 m. Allerdings wurden auch Flüge einzelner Tiere von über 600 m beobachtet. Analoges berichtet auch KREUSEL (1999) von Widderchen (*Zygaenidae*) der Schwäbischen Alb. Der Autor weist Ausbreitungsdistanzen von bis zu 3,3 km nach.

Nach PLACHTER (1983) sind auch innerhalb einer Taxozönose große Unterschiede zu erwarten. So werden für flugunfähige, kleine Laufkäfer maximale Ausbreitungsentfernungen von wenigen hundert Metern angegeben. Flugfähige Arten können dagegen 15 bis 30 km überwinden.

Ebenso unterschiedlich ist die Barrierewirkung einzelner Landschaftsausschnitte. Für manche Libellenarten stellen Fluss- und Uferläufe Korridore dar. Diese Arten haben jedoch Schwierigkeiten von einem Flusssystem zum nächsten zu gelangen, falls diese nicht durch hygrophile Biotopstrukturen verknüpft sind (vgl. STERNBERG & BUCHWALD 1999). Dagegen sind größere Flussläufe für nicht flugfähige Artengruppen häufig Barrieren, die Teilpopulationen dauerhaft trennen können. So konnte BÄHL et al. (1997) nachweisen, dass nur wenige Kilometer entfernte Zauneidechsenpopulationen, die durch die Saale getrennt sind, nicht miteinander in Kontakt stehen. Straßenbankette und -böschungen stellen für diese Tiere jedoch landschaftliche Konnektive dar, die für andere Artengruppen Barrierewirkungen besitzen.

In den letzten zwei Jahrzehnten hat sich verstärkt ein dynamisches Modell in der Populationsbiologie durchgesetzt, das das Aussterben und Wiederbesiedeln von Teillebensräumen beschreibt. Dieses Metapopulationskonzept geht davon aus, dass eine Population sich aus mehreren Subpopulationen zusammensetzt. Diese Subpopulationen können lokal aussterben und wieder neu initiiert werden (LEVINS 1970). Voraussetzung ist die räumliche Nähe und die Überwindbarkeit der nicht besiedelten

Lebensräume. Untersuchungen über Metapopulationen in Steinbrüchen liegen bisher nur vereinzelt vor.

BÖHMER & RAHMANN (1997a; b) untersuchten Widderchen-Populationen (*Zygaena* spp.) in Magerrasen der Schwäbischen Alb. Es konnte in Abhängigkeit der Widderchenart ein reger Austausch zwischen den Teilpopulationen festgestellt werden. Dabei wurden Distanzen von bis zu 3,3 km überwunden. Die in diesem Untersuchungsraum liegenden Kalksteinbrüche und Abbaustätten der Zementindustrie spielen im Biotopverbund dieser Metapopulation eine wichtige Rolle, da sie die ursprünglichen Habitate (Magerrasen) miteinander verbinden.

Untersuchungen von BERGER et al. (1995) belegen das dauerhafte Überleben einer Population von *Oedipoda germanica* (Rotflügelige Ödlandschrecke) in einem Kalksteinbruch Thüringens nach Wiederaufnahme des Abbaus. Durch Schaffung von temporären Lebensräumen im nicht genutzten Teil des Steinbruchs konnte das Abwandern von Subpopulationen aus den Abbaugebieten initiiert werden und somit die vollständige Extinktion der Hauptpopulation verhindert werden. Allerdings zeigte das Beispiel auch, dass dies nur möglich ist, falls die Habitate der Hauptpopulation nicht schlagartig zerstört werden. Dies ist im Falle von großen Abbaustätten jedoch nur selten der Fall. Das Beispiel zeigt, dass temporäre Teillebensräume in Abbaustätten unter Berücksichtigung populationsbiologischer Gesichtspunkte wichtige Lebensräume zur Sicherung und Etablierung von Populationen darstellen können.

5 Flora in Abbaustätten

Als die entscheidenden Primärproduzenten und Strukturbildner der meisten Ökosysteme stellen Gefäßpflanzen die am besten untersuchte Pflanzengruppe auch im Bereich der Steinbrüche dar. Die Rolle der Kryptogamen wurde in Bezug auf Steinbruchökosysteme bisher nur sehr wenig erforscht (s. Kapitel 5.3).

Da Pflanzen eine deutliche Abhängigkeit von der Bodenreaktion aufweisen und in den Abbaustätten der Zementindustrie überwiegend kalkreiche Materialien abgebaut werden, werden die floristischen Ergebnisse zur Einschätzung des Arten- und Naturschutzpotenzials vorwiegend mit nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüchen verglichen. Aufgrund teilweise geringer Datenmengen erfolgt auch ein Vergleich mit Abbaustätten anderer Geologie. Als Kriterien werden hierbei die Anzahl gefährdeter Arten (vgl. PLACHTER 1992a) und die Diversität des Artenspektrums der ausgewerteten Literaturstellen herangezogen.

Die Einstufung der gefährdeten Arten bezieht sich dabei auf die jeweilige zum Zeitpunkt der Erhebung gültige Rote Liste des entsprechenden Bundeslandes bzw. auf die Rote Liste der Bundesrepublik Deutschland (JEDICKE 1997). In Teilen wurden zusätzlich eigene Auswertungen vorgenommen.

5.1 Pflanzenartenzahlen in Deutschland

In den folgenden Texten wird immer wieder Bezug auf das Umfeld der beschriebenen und diskutierten Abbaustätten genommen. In Tab. 2 sind die Daten der einzelnen Bundesländer getrennt nach Gesamtartenzahlen und Anzahl der gefährdeten Arten (inklusive der Arten, für die eine Gefährdung anzunehmen ist (RL G), zusammengestellt. Die Berücksichtigung der absoluten Zahlen ermöglicht es, Abbaustätten zu vergleichen, die in unterschiedlichem Landschaftskontext stehen.

Tab. 2: Artenzahlen der Farn- und Blütenpflanzen der deutschen Bundesländer sowie Anzahl und Anteile der gefährdeten Arten und der Arten, bei denen eine Gefährdung anzunehmen ist. Die Kategorie R wurde außer Acht gelassen. Daten aus STATISTISCHES BUNDESAMT, STAT. JAHRBUCH 2000 (Stand 01.03.2000).

Bundesland/Land	Gesamt	1, 2, 3, G	0, 1, 2, 3, G	Gesamt	1, 2, 3, G	0, 1, 2, 3, G
	Artenzahlen absolut			Anteil [%]		
Baden-Württemberg	2140	626	715	100	29,2	33,4
Bayern	2533	701	760	100	27,7	30,0
Brandenburg mit Berlin	1545	545	622	100	35,3	40,3
Hessen	1810	485	617	100	26,8	34,1
Mecklenburg-Vorpommern	1551	558	654	100	36,0	42,2
Niedersachsen mit Bremen	1922	653	747	100	34,0	38,9
Nordrhein-Westfalen	1803	516	504	100	28,6	32,9
Rheinland-Pfalz	1917	489	584	100	25,5	30,5
Saarland	1318	286	382	100	21,7	29,0
Sachsen	1733	528	660	100	30,5	38,3
Sachsen-Anhalt	1843	621	744	100	33,7	40,4
Schleswig-Holstein mit Hamburg	1475	549	647	100	37,2	43,9
Thüringen	1797	466	570	100	25,9	31,7
Deutschland	3001	804	851	100	26,8	28,4

Legende:

0 bis 3 + G = Gefährdungsgrade
 0 ausgestorben/verschollen
 1 vom Aussterben bedroht

2 stark gefährdet
 3 gefährdet
 G Gefährdung anzunehmen

5.2 Aufgelassene Abbaustätten

Der hohe floristische Naturschutzwert aufgelassener Steinbrüche ist bereits seit längerer Zeit bekannt (z. B. HEPBURN 1942). National und international belegen zahlreiche, als besonders wertvolle Biotopkomplexe oder Naturschutzgebiete ausgewiesene Steinbrüche den hohen Stellenwert aufgelassener Abbaustätten für den Arten- und Biotopschutz.

5.2.1 Artenzahlen

5.2.1.1 Abbaustätten der Zementindustrie

In Tab. 3 sind die verwendeten Daten von 27 Abbaustätten zusammengefasst.

Die Gesamtartenzahlen aufgelassener Abbaustätten der Zementindustrie liegen zwischen 106 und 410 Pflanzenarten (vgl. Tab. 3; s. Abb. 1). Dies entspricht einer durch-

schnittlichen Anzahl von 210 Arten pro Steinbruch (vgl. Tab. 5). Die höchsten Artenzahlen finden sich mit 356 Pflanzenarten im 25,1 ha großen, nach nur 25 Jahren Entwicklung als Naturschutzgebiet ausgewiesenen Steinbruch Neuffener Hörnle und 410 Pflanzenarten im aufgelassenen ca. 20 bis 30 ha großen Teil des Steinbruchs Nußloch.

Die Schwankungsbreite innerhalb der Daten ist mit rund 300 Arten aber sehr hoch. Auffallend sind die überdurchschnittlich hohen Artenzahlen der Steinbrüche in Süddeutschland bzw. v. a. Baden-Württemberg (vgl. Tab. 3). Durch die geringe Streuung der Daten über die verschiedenen Bundesländer lässt sich aber keine Abhängigkeit hinsichtlich eines Nord-Süd-Gradienten ableiten. Eine solche liegt aber selbst bei einem reinen Vergleich der Florenlisten der Länder nahe.

Tab. 3: Gesamtanzahl der Gefäßpflanzenarten sowie Anzahl und Anteil gefährdeter Pflanzenarten in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie (in [] stehen synonym vergebene Steinbruchbezeichnungen).

Abbaustätte/Autor(en)	Bundesland	Gesamtartenzahl	Gefährdete Arten	
			Anzahl	Anteil [%]
MES 1 (KUNDEL 1983)	NW	159	2	1,3
MES 3 (KUNDEL 1983)	NW	180	1	0,6
MES 4 (KUNDEL 1983)	NW	119	1	0,8
MES 5 (KUNDEL 1983)	NW	149	1	0,7
MES 7 (KUNDEL 1983) [Kleefeld]	NW	251	5	2,0
MES 8 (KUNDEL 1983) [Galgenknapp]	NW	212	11	5,2
MES 9 (KUNDEL 1983) [Kleiner Steinbruch]	NW	198	14	7,1
MES 10 (KUNDEL 1983) [Sportplatz]	NW	172	12	7,0
MES 13 (KUNDEL 1983)	NW	215	2	0,9
Galgenknapp (LELIVELDT & RODEL 1996a)	NW	274	14	5,1
Kleiner Steinbruch (LELIVELDT & RODEL 1996a)	NW	224	19	8,5
Sportplatz (LELIVELDT & RODEL 1996a)	NW	187	10	5,4
Galgenknapp (LASCHTOWITZ 1989)	NW	231	11	4,8
Hillenberg (DICKE 1989)	NW	163	8	4,9
Hartmannshof (MEYER 1995)	BY	310	6	1,9
Neuffener Hörnle (MAUS 1995)	BW	356	22	6,2
Blauer Steinbruch (MÜNCH 1995)	BW	261	18	8,7
Sotzenh. Steinbruch (POSCHLOD & MUHLE 1985; TRÄNKLE 1997)	BW	217	30	13,8
Stuttg. Steinbruch (TRÄNKLE 1997)	BW	289	19	6,3
Dotternhausen (GROSSMANN 1992)	BW	201	7	3,9
Nußloch (RADEMACHER 2001b)	BW	410	59	14,4
Gummanz (SCHACHT 1994)	MV	180	19	10,6
Räsin (SCHACHT 1994)	MV	175	21	12,0
Am langen Berg (SCHACHT 1994)	MV	142	26	18,3
Wesselin (SCHACHT 1994)	MV	140	22	15,7
Hagen (SCHACHT 1994)	MV	137	12	8,8
Am Bakenberg (SCHACHT 1994)	MV	106	10	9,4

Unterdurchschnittliche Artenzahlen lassen sich nach TRÄNKLE (1997) aber auch auf die geringe Größe von Steinbrüchen zurückführen. So sind die Steinbrüche Am Bakenberg, Am langen Berg, Wesselin, Hagen und MES 5 nur zwischen 0,6 und 1,5 ha groß. TRÄNKLE & BEIBWENGER (1999) zeigen eindrücklich anhand einer Auswertung von 16 aufgelassenen und 14 betriebenen Steinbrüchen den Zusammenhang zwischen steigender Größe bzw. steigender besiedelter Fläche (betriebenen Steinbrüchen) und steigenden Artenzahlen. Auch JEFFERSON & USHER (1986) verweisen auf die beschriebenen Artenzahl-Areal-Kurven.

Externe Faktoren wie z. B. isolierte Lage in Wäldern (vgl. TRÄNKLE 1997) beeinflussen diesen Zusammenhang aber z. T. ebenfalls erheblich. So wirkt sich die innere Struktur und Lage im Umfeld auf die Artenzahlen der Steinbrüche Räsin, Gummanz, MES 1, 3, 4, 10 und Hillenberg aus. Der Stuttgarter Steinbruch und das Neuffener Hörnle erreichen ihre hohen Artenzahlen durch einen großen Strukturreichtum, während die im Mittelfeld liegende Artenzahl des Sotzenhausener Steinbrüches aus einer relativ einheitlichen Struktur aufgrund langer Entwicklungszeit resultiert.

5.2.1.2 Vergleich mit nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüchen

Die Gesamtartenzahlen aufgelassener Kalksteinbrüche, die nicht der Zementindustrie zugeordnet wurden, liegen zwischen 111 und 282 Pflanzenarten (vgl. Tab. 4). Dies entspricht einer durchschnittlichen Anzahl von rund 203 Arten pro Steinbruch (vgl. Tab. 5). Sie weisen damit leicht niedrigere Artenzahlen pro Steinbruch auf als die aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie mit durchschnittlich 210 Arten pro Steinbruch. Die ausgewerteten Abbaustätten der Zementindustrie weisen dagegen mit 106 bis 410 Pflanzenarten eine deutlich größere Spanne auf. Auch hier ist zu vermuten, dass die geringen Artenzahlen einzelner Steinbrüche auf deren geringe Fläche zurückgeht. Dies gilt z. B. für den Steinbruch Riet mit 0,5 ha (TRÄNKLE 1997).

5.2.1.3 Vergleich mit dem Umfeld

Ein direkter Vergleich mit dem Umfeld lässt sich auf Basis gezielter Untersuchungen und durch Vergleich mit den Artenzahlen der Quadranten der topographischen Karten bzw. Messtischblätter führen. Sehr ausführliche Daten liefert TRÄNKLE (1997) für aufgelassene Abbaustätten der Zementindustrie, Muschelkalk- und Gipssteinbrüche und TRÄNKLE & BEIBWENGER (1999) zusätzlich für Gips- und Quarzporphyrsteinbrüche (Schwarzwald, Baden-Württemberg).

Auf Basis der Daten von TRÄNKLE (1997) erreichen aufgelassene Abbaustätten der Zementindustrie Anteile an der Gesamtartenzahl des Umfeldes von 63,7 bis 68,9 % (s. Abb. 2). Der Anteil von aufgelassenen, nicht der Zementindustrie zugeordneten Jura- und Muschelkalksteinbrüchen liegt bei 73,3 % und 95,6 %, der eines Gipssteinbrüches bei 49,5 %. Das Mittel liegt bei 69,8 %. Als Umfeld wird dabei ein Randstreifen von 500 m Breite (gemessen ab der Steinbruchkante) definiert. Dies entspricht Umfeldflächen von rund 1,5 bis 4 km². Wie der Abb. 2 zu entnehmen ist, liegt das Verhältnis der Fläche Steinbruch zu Umfeld mit 1,4 bis 4,5 % erheblich niedriger.

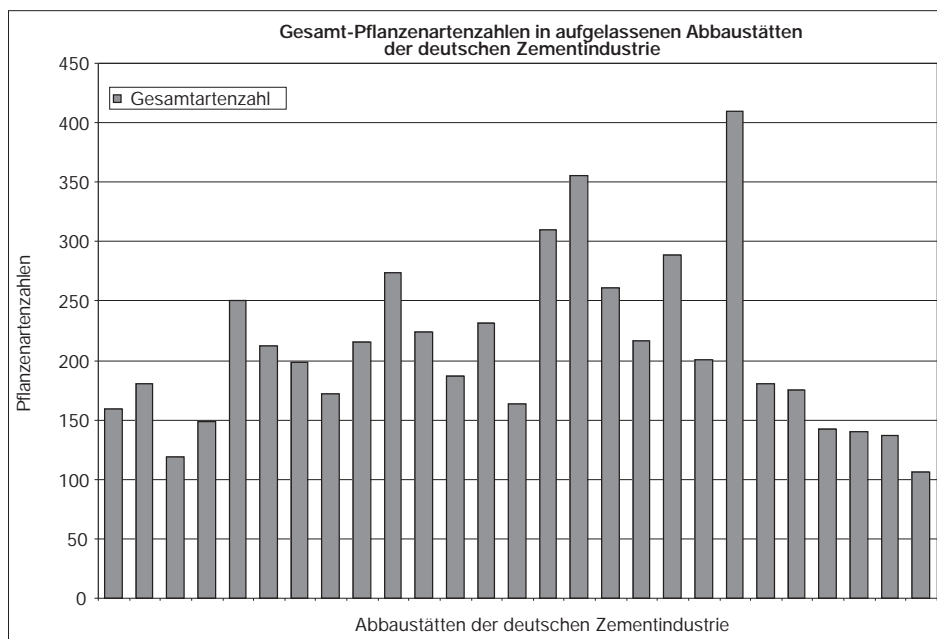


Abb. 1: Übersicht über die Gesamtplanzenartenzahlen in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie. Abfolge wie in Tab. 3.

Tab. 4: Gesamtanzahl der Pflanzenarten sowie Anzahl und Anteil gefährdeter Pflanzenarten in aufgelassenen Kalksteinbrüchen, die nicht der Zementindustrie zugeordnet wurden.

Abbaustätte/Autor(en)	Bundesland/Land	Gesamtartenzahl	Gefährdete Arten	
			Anzahl	Anteil [%]
Helmke (HENRION 1985)	NW	248	10	4,0
Kupferberg (HENRION 1985)	NW	256	13	5,1
Burgberg (HENRION 1985)	NW	206	5	2,4
Urspring (KUGLER 1989)	BY	282	4	1,4
Schammatal alt (BEIßWENGER 1993)	BW	250	6	2,4
Happurg 1 (MEYER 1995)	BY	202	2	1,0
Happurg 2 (MEYER 1995)	BY	131	2	1,5
Riet (TRÄNKLE 1997)	BW	117	7	6,0
Malmsheim (TRÄNKLE 1997)	BW	174	4	2,3
Dagersheimer Berg (HÖNIG 1994)	BW	281	9	3,2
Auf der Burg (HÖNIG 1994)	BW	236	7	3,0
Hirschhalde (WOLMAN 1991)	BW	262	k. A.	k. A.
Steinweiler (WOLMAN 1991)	BW	164	k. A.	k. A.
Schrandelberg (WOLMAN 1991)	BY	152	k. A.	k. A.
Weizklamm (KAMMERER 1997)	Österreich	174	2	1,2
Mitsch (KAMMERER 1997)	Österreich	111	2	1,8

Ein floristischer Vergleich mit dem Umfeld ergibt für die aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie in Abb. 2 einen mittleren Anteil von 46,5 % Arten in den Ab-

baustätten, für die Jura- und Muschelkalksteinbrüche einen mittleren Anteil von 51,4 % (TRÄNKLE & BEIßWENGER 1999). Das Umfeld entspricht einem Quadranten der

jeweiligen topographischen Karte mit einer Fläche von 34,6 km². Die Artenzahlen des Umfeldes entstammen SEBALD et al. (1990).

Aufgelassene Quarzporphyrsteinbrüche im Schwarzwald weisen ein Verhältnis Steinbruch zu Umfeld von 73,8 % und Gipssteinbrüche von 44,4 % ebenfalls im Vergleich zum floristischen Inventar des jeweiligen Quadranten der topographischen Karte auf (TRÄNKLE & BEIßWENGER (1999); Datenbasis der Steinbrüche aus GINDELE (1996), BRINKMEIER (1998) und SCHULMEISTER (1998)).

Der aufgelassene Steinbruch Neuffener Hörnle (Zementindustrie) weist mit 356 Arten 19 % aller in Baden-Württemberg vorkommenden Pflanzenarten (Datenbasis JEDICKE 1997) auf. Ein benachbartes ca. 130 ha großes strukturreiches Naturschutzgebiet mit großflächigen Kalkmagerrasen, ausgedehnten Säumen und alten Weinbergsbrachen besitzt 461 Pflanzenarten (MAUS 1995). MEYER (1995) gibt für einen aufgelassenen bayerischen Steinbruch 310 und für die direkte Umgebung 325 Pflanzenarten an. GROSSMANN (1992) stellt in einem 16 ha großen Ölschiefersteinbruch der Zementindustrie 201 Pflanzenarten fest. Dies entspricht einem Anteil von 25,1 % des gesamten Arteninventars des entsprechenden Messtischblattes (800 Arten). KUNDEL (1983) gibt für 13 aufgelassene und betriebene Abbaustätten der Zement- und Kalkindustrie im Teutoburger Wald insgesamt über 450 Pflanzenarten an. Dies ist mehr als ein Viertel aller in Nordrhein-Westfalen festgestellten Gefäßpflanzen (1.580 Arten). Auch WARTNER (1982; 1983) (Buntsandstein und Jurakalk), KUGLER (1989) (Kalk) und MEDERAKE (1984) (Basalt) kommen zu analogen Ergebnissen.

Die Abbaustätten der Zementindustrie weisen auf Basis obiger Daten keine signifikanten Unterschiede zu den anderen Steinbrüchen auf. Insbesondere der Vergleich mit der im Verhältnis zum Umfeld sehr geringen Steinbruchfläche bestätigt das hohe Artenschutzpotenzial aufgelassener Steinbrüche.

Tab. 5: Mittlere Gesamtanzahl der Pflanzenarten sowie mittlere Anzahl und mittlerer Anteil gefährdeter Pflanzenarten in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie und in nicht der Zementindustrie zugeordneten aufgelassenen Kalksteinbrüchen.

	Gesamtarten	Gefährdete Arten	
		absolut	Anteil [%]
Aufgelassene Abbaustätten der Zementindustrie	210 (n = 27)	14,1 (n = 27)	6,8 (n = 27)
Aufgelassene Kalksteinbrüche	203 (n = 16)	5,6 (n = 13)	2,7 (n = 13)

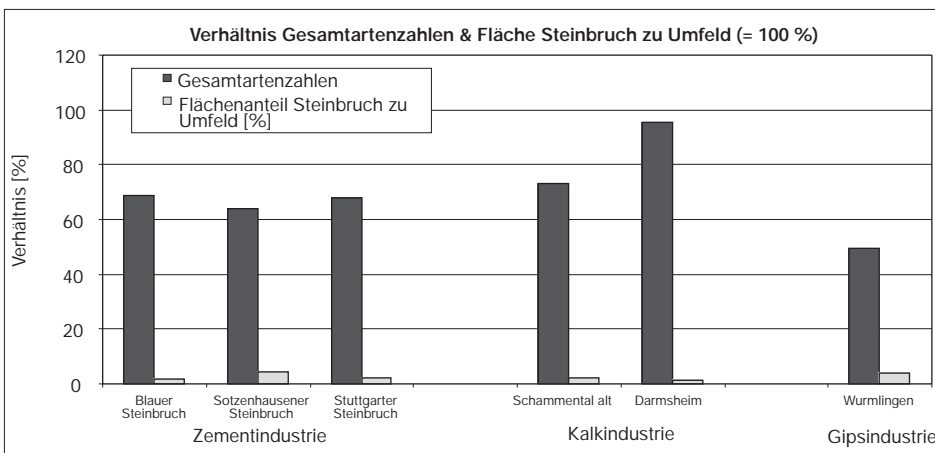


Abb. 2: Prozentualer Vergleich der Gesamtartenzahlen und der Fläche aufgelassener Abbaustätten der Zement-, Kalk- und Gipsindustrie in Baden-Württemberg mit ihrem Umfeld. Das Umfeld entspricht jeweils 100 %, ist aber nicht als Balken dargestellt. Verändert nach TRÄNKLE & BEISWENGER (1999).

5.2.2 Seltene und gefährdete Pflanzenarten

5.2.2.1 Abbaustätten der Zementindustrie

Mit durchschnittlich 14,1 gefährdeten Arten und einem Anteil von 6,8 % an der Gesamtartenzahl pro Steinbruch besitzen die aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie ein hohes Naturschutzpotenzial (vgl. Tab. 5). Die absolute Anzahl gefährdeter Arten schwankt zwischen 1 und 30 Arten und der prozentuale Anteil an der Gesamtartenzahl zwischen 1 und 18 % (vgl. Tab. 3; s. Abb. 3). Die Daten weisen also erhebliche Schwankungen auf.

TRÄNKLE (1997) verweist auf die Naturraum- und Umfeldstrukturabhängigkeit der Daten. So weisen Steinbrüche in intensiv genutzten Naturräumen mit niedrigem floristischen Inventar ebenfalls deutlich niedrigere Artenzahlen auf. Struktur- und Artenreichtum im Umfeld sind häufig positiv

korreliert mit ebenfalls höheren Artenzahlen innerhalb der Abbaustätte. Die gefährdeten Arten stammen dabei v. a. aus dem Bereich der Halbtrocken- und Felsrasen, Schutt- und Schotterstandorte, Ruderalfluren, Kalkniedermoore und anderer hygrophiler Gesellschaften sowie lichter Gehölzgesellschaften (TRÄNKLE et al. 1992).

Hervorragende Beispiele für den Arten- und Naturschutzwert stillgelegter Abbaustätten sind die auf der Schwäbischen Alb gelegenen Steinbrüche Blauer Steinbruch und Solzenhausener Steinbruch aus den Arbeiten von KLEPSEK & WÜNSCH (1979), SCHREINER et al. (1979), POSCHLOD (1984; 1986), POSCHLOD & MUHLE (1985) und MÜNCH (1995) mit einer Vielzahl seltener und gefährdeter Pflanzenarten.

Von vielen Autoren wird insbesondere auf die Vorkommen von seltenen und gefährdeten Arten der Fels- und Halbtrockenrasen wie zum Beispiel *Anacamptis pyramidalis* (Pyramidenorchis), *Botrychium lunaria*

(Mondraute), *Cirsium acaule* (Stengellose Kratzdistel), *Gentiana ciliata* (Fransenenzian), *G. germanica* (Deutscher Enzian), *Ophrys apifera* (Bienen-Ragwurz), *Orchis mascula* (Männliches Knabenkraut), *O. militaris* (Helm-Knabenkraut) und *Teucrium botrys* (Trauben-Gamander) verwiesen.

Zu den frühesten Arbeiten zählt DIEKJOBST (1965), der in aufgelassenen Steinbrüchen des Kernmünsterlandes einen sich neu entwickelnden Halbtrockenrasen mit charakteristischen Enzian-Arten beschreibt. Auch GÜNNEWIG (1986) nennt aus einem seit 62 Jahren aufgelassenen Steinbruch der Zementindustrie in Nordrhein-Westfalen ausgedehnte Fiederzwenken-Enzianrasen (*Gentiano-Koelerietum*) mit einer Reihe von gefährdeten Enzian- und Orchideenarten.

In diesem Zusammenhang steht auch die immer wieder betonte Refugialfunktion aufgelassener Steinbrüche. MEYER (1990) und LELIVELDT & RÖDEL (1996a) beschreiben aus dem Kreis Steinfurt die Erhaltung vieler im Umfeld inzwischen weitgehend verschwundener und gefährdeter Halbtrockenrasenarten durch ihr Vorkommen in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie. Die Eignung der Steinbrüche als Ausweich- und Refugialbiotop für im Umfeld inzwischen weitgehend verschwundene, gefährdete Arten der Magerrasen wird für die Schwäbische Alb von POSCHLOD (1984; 1986), MAUS (1995), POSCHLOD & MUHLE (1985) und TRÄNKLE (1997) betont. Auch für das gefährdete *Centaureum pulchellum* (Zierliches Tausendgüldenkraut, 14 z. T. große Populationen in den Steinbrüchen, zwei kleine im Umfeld) entwickeln sich die Steinbrüche vom Ausweich- zum Refugialbiotop (GÜNNEWIG 1986; GRUNDMANN 1998). ÖKON (1999) beschreibt von felsigen Rohbodenstandorten zweier alter Kalksteinbrüche der Zementindustrie einen Pioniervegetationskomplex mit Flechten, Moosen und gefährdeten Gefäßpflanzenarten der Felsrasen. TRÄNKLE (2001) beschreibt aus etwa 40 bis 50 Jahre alten Bereichen eines Kalkmergelsteinbruchs der Zementindustrie in Heidenheim eine Population von etwa 10.000 Individuen der in Baden-Württemberg und der

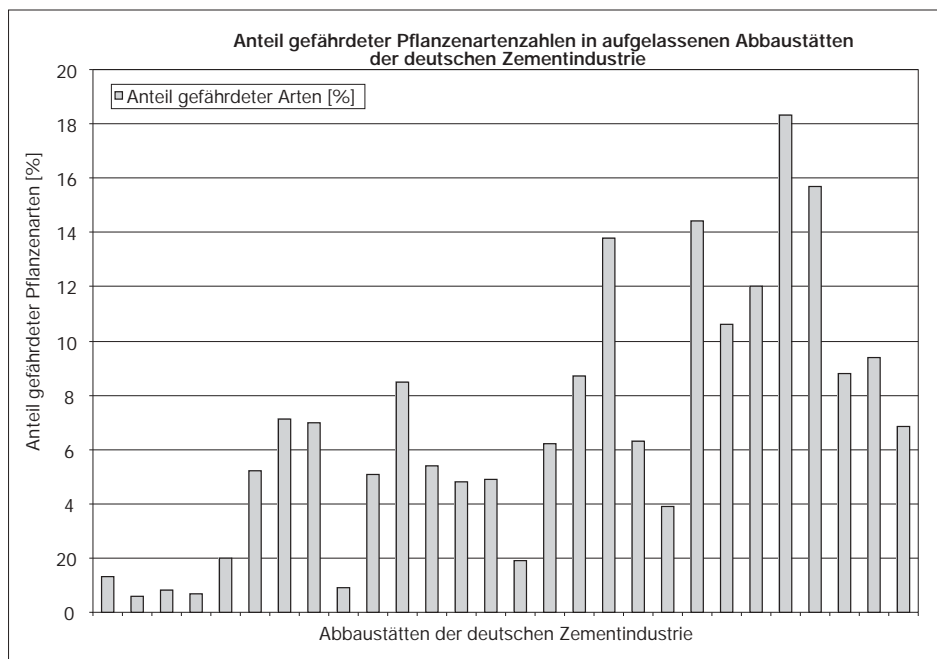


Abb. 3: Übersicht über die Anteile der gefährdeten Pflanzenarten in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie. Abfolge wie Tab. 3

Bundesrepublik Deutschland stark gefährdeten *Thymelaea passerina* (Spatzenzunge), der eine überregionale Bedeutung zukommt.

Weiter fortgeschrittene Sukzessionsstadien führen in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie meist zur Entwicklung lichter Gehölze, die vielen gefährdeten Arten der thermo- und heliophilen Saum- und Waldgesellschaften eine Etablierung ermöglichen. So stellen MÖHRKE (1971), OELJEKLAUS (1975), KUNDEL (1983) und LELIVELDT & RÖDEL (1996a) die große Bedeutung stillgelegter Steinbrüche für die bundesweit bedeutenden Orchideenpopulationen im Raum Lengerich fest. Verschiedene seltene und gefährdete Pflanzenarten, darunter viele Orchideen finden sich nach POSCHLOD (1984; 1986), POSCHLOD & MUHLE (1985), MAUS (1995), MEYER (1995) und TRÄNKLE (1997) auch in lichten Gebüschstadien süddeutscher Steinbrüche. Als Beispiele finden sich in den ausgewerteten Untersuchungen *Cephalanthera damasonium* (Weißes Waldvögelein), *C. longifolia* (Schwertblättriges Waldvögelein), *Listera ovata* (Große Zweiblatt), *Lithospermum officinale* (Echter Steinsame), *Platanthera bifolia*

(Weiße Waldhyazinthe) und *Pyrola rotundifolia* (Rundblättriges Wintergrün).

Kalkflachmoore und andere nährstoffarme Feuchtlebensräume stellen einen weiteren Schwerpunkt gefährdeter Pflanzenarten in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie dar. Als Beispiele werden *Pinguicula vulgaris* (Gemeines Fettkraut), *Schoenus nigricans* (Schwarzes Koprfriet), *Gymnadenia conopsea* (Große Händelwurz), *Primula farinosa* (Mehlprimel), *Epipactis palustris* (Sumpf-Stendelwurz), *Carex hostiana* (Saum-Segge), *Taraxacum palustre* (Sumpf-Löwenzahn), *Cirsium tuberosum* (Knollige Kratzdistel), *Liparis loeselii* (Moorglanzkräut), *Ophioglossum vulgatum* (Natternzunge) und *Eriophorum latifolium* (Breitblättriges Wollgras) genannt.

LELIVELDT & RÖDEL (1996a) nennen in drei aufgelassenen Steinbrüchen bei Lengerich insgesamt 26 gefährdete Pflanzenarten, darunter zwei landesweit vom Aussterben bedrohte Kalkflachmoor-Arten. Auch GÜNEWIG (1986) beschreibt aus einem seit 62 Jahren aufgelassenen Steinbruch in Nordrhein-Westfalen Kalkflachmoorinitialstadien mit mehreren, in der Umgebung inzwi-

sehen verschwundenen, seltenen und gefährdeten Arten. Der Blaue Steinbruch als bedeutenster süddeutscher Standort für Kalkquellsumpf-Arten wird von KLEPSE & WÜNSCH (1979), SCHREINER et al. (1979), POSCHLOD & MUHLE (1985) und MÜNCH (1995) genannt. Der seit rund 80 Jahren stillgelegte Steinbruch der Zementindustrie ist Refugialraum für die ehemaligen Moore der Donauniederung und besitzt eine Vielzahl gefährdeter Pflanzenarten (z. B. *Tofieldia calyculata* (Gewöhnliche Simsenlie), *Carex davalliana* (Davalls Segge)).

Auch außerhalb der Bundesrepublik Deutschland finden sich analoge Hinweise. In einem an der Themse gelegenen Steinbruch fand DAVIS (1981) schon 8 Jahre nach der Auflassung die Kalkflachmoor-Orchideen *Dactylorhiza fuchsii* (Fuchs' Knabenkraut) und *D. praetermissa* (Übersehenes Knabenkraut).

5.2.2.2 Vergleich mit nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüchen und anderen Abbaustätten

Die Auswertung der Artenzahlen aufgelassener Abbaustätten der Zementindustrie und der Kalksteinbrüche, die nicht der Zementindustrie zugeordnet wurden (vgl. Tab. 5), ergibt einen deutlichen Unterschied hinsichtlich der Anzahl gefährdeter Pflanzenarten. Die Abbaustätten der Zementindustrie besitzen dabei mit durchschnittlichen 14,1 Arten (6,8 % Anteil) pro Steinbruch einen wesentlich größeren Anteil gefährdeter Arten als die nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüche mit durchschnittlichen 5,6 Arten (2,7 % Anteil) pro Steinbruch. Die Spanne reicht dabei von 1 bis 59 gefährdeten Pflanzenarten (1 bis 18 % Anteil an der Gesamtartenzahl) in den Abbaustätten der Zementindustrie gegenüber 2 bis 13 Arten in den sonstigen Kalksteinbrüchen (1 bis 6 % Anteil).

Im Gegensatz zu den Gesamtartenzahlen, bei denen die süddeutschen Abbaustätten der Zementindustrie die höchsten Werte aufwiesen (vgl. Abschnitt 5.2.1.1), ergibt sich in Mecklenburg-Vorpommern mit ei-

nem mittleren Anteil von 12,5 % gefährdeten Arten der höchste bundesweite Wert je Abbaustätte. In Baden-Württemberg sind 7,8 % und in Nordrhein-Westfalen 3,9 % gefährdete Arten vorhanden. Dies liegt unter anderem auch an den ohnehin schon hohen Zahlen von gefährdeten Arten (Rote Liste Kategorien 1 bis 3 und G) in diesem Bundesland, die mit 36 % Anteil weit über den baden-württembergischen (29,2 %) und bayerischen (27,7 %) liegen.

Für vier Untersuchungsräume in Baden-Württemberg werden von aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie, Kalk-, Gips- und Quarzporphyrsteinbrüchen Anteile der gefährdeten Arten im Vergleich zum Umfeld von 0,7 bis 7,8 % genannt. Die niedrigsten Werte weisen hierbei die Quarzporphyrsteinbrüche, dicht gefolgt von den Gipssteinbrüchen auf. Die höchsten Werte erreichen die Abbaustätten der Zementindustrie mit 7,8 % Anteil bzw. 18,2 Arten. Die Werte sind damit bezüglich der absoluten Werte dreifach und hinsichtlich der anteiligen Werte doppelt so hoch wie die Zahlen der anderen Abbaustätten des Großraumes Stuttgart mit 3,6 % bzw. 6,8 Arten (TRÄNKLE & BEIBWENGER 1999).

SCHACHT (1994) weist auf einer relativ kleinen Gesamtfläche von ca. 17 ha in sechs der Zementindustrie zugeordneten Kreidebrüchen der Insel Rügen 34 gefährdete Arten der Roten Liste Mecklenburg-Vorpommern nach. Dies entspricht 11,7 % der Gesamtartenzahl von 291 Pflanzenarten. Darunter sind mehrere landesweit vom Aussterben bedrohte und stark gefährdete Arten der Kalkflachmoore und lichten Waldgesellschaften. GROSSMANN (1992) stellt in einem ehemaligen Ölschieferabbau der Zementindustrie auf humusreichen Rohböden die beiden gefährdeten Segetalarten *Adonis aestivalis* (Sommer-Adonisröschen) und *Ranunculus arvensis* (Acker-Hahnenfuß) fest.

DAVIS (1979) betont den Wert aufgelassener Kalksteinbrüche als Refugien seltener oder gefährdeter Arten in England. Nach DAVIS (1977) besitzt die Gattung *Hieracium* (Habichtskraut) (darunter sechs Endemiten) in Großbritannien einen Verbreitungs-

schwerpunkt in Steinbrüchen. Darauf, dass Steinbrüche u. U. Artbildungszentren für die Gattung *Hieracium* sein können weisen auch TRÄNKLE (1997) und TRÄNKLE et al. (2000) hin.

5.2.2.3 Vergleich mit dem Umfeld

Direkte Vergleichsdaten mit dem Umfeld liegen fast nur von TRÄNKLE (1997) und TRÄNKLE & BEIBWENGER (1999) vor (500 m Radius ab der Steinbruchkante, s. Abschnitt 5.2.1.3). Das Verhältnis der Anteile an den Gesamtartenzahlen der gefährdeten Arten jeweils von Steinbruch zu Umfeld schwankt in den aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie zwischen 112 bis 373 % (s. Abb. 4). Die aufgelassenen Steinbrüche weisen demnach gleichviel bis fast vierfach höhere Anteile an gefährdeten Arten wie das entsprechende Umfeld auf. Werte in der Höhe um 100 % weisen auch aufgelassene Jura- und Muschelkalk- (nicht der Zementindustrie zugehörig) sowie Gipssteinbrüche auf (s. Abb. 4). Wie der Abb. 4 zu entnehmen ist, liegt das Verhältnis der Fläche Steinbruch zu Umfeld mit nur 1,4 bis 4,5 % erheblich niedriger.

Die 22 gefährdeten Arten (6,2 % Anteil) eines seit 25 Jahren aufgelassenen Steinbruchs der Zementindustrie am Trauf der Schwäbischen Alb (Neuffener Hörnle (MAUS 1995)) haben ihren Schwerpunkt überwiegend in Kalkhalbtrockenrasen, lichten Wäldern, Flachmooren und Pfeifengraswiesen (MAUS 1995). Dabei konnte in der Umgebung nur eine weitere gefährdete Art gefunden werden, die nicht im Steinbruch vorkommt. Dagegen kamen von den 22 gefährdeten Arten des 25,1 ha großen Steinbruchs 14 nur noch dort vor und konnten in der Umgebung nicht mehr nachgewiesen werden. Ein benachbartes, ca. 130 ha großes Naturschutzgebiet besitzt 26 gefährdete Pflanzenarten.

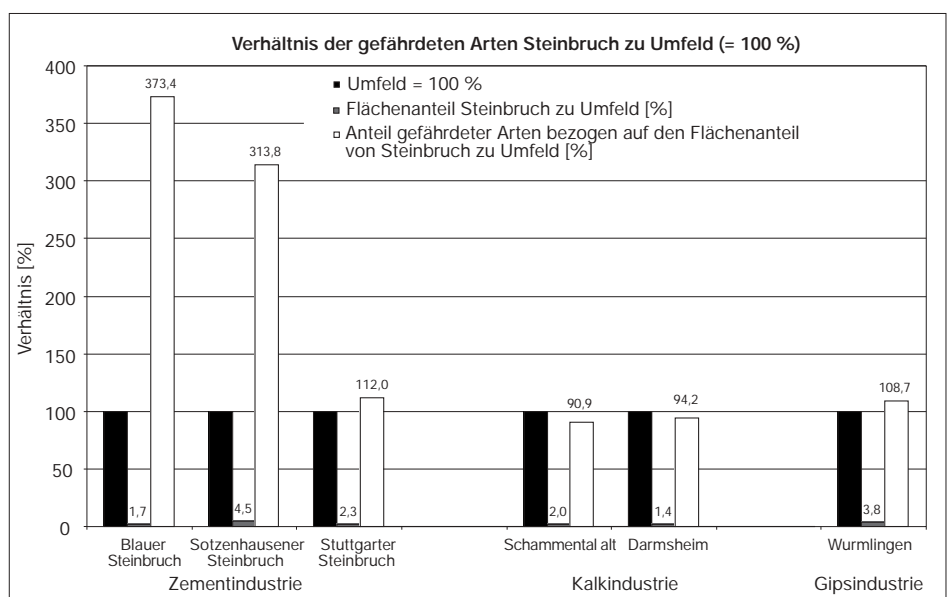


Abb. 4: Anteile der gefährdeten Pflanzenarten bezogen auf den Flächenanteil aufgelassener Abbaustätten der Zement-, Kalk- und Gipsindustrie in Baden-Württemberg im Vergleich zu ihrem Umfeld (Verändert nach TRÄNKLE & BEIBWENGER (1999)).

5.3 Betriebene Abbaustätten

5.3.1 Artenzahlen

5.3.1.1 Abbaustätten der Zementindustrie

In Tab. 6 und Abb. 5 sind die verwendeten Daten aus 11 Abbaustätten zusammengefasst.

Die Gesamtartenzahlen erreichen Werte zwischen 109 und 380 Pflanzenarten (vgl. Tab. 6). Dies entspricht einer durchschnittlichen Anzahl von 223,6 Arten pro Steinbruch (vgl. Tab. 8). Auffallend sind – analog den aufgelassenen Steinbrüchen – die überproportional hohen Artenzahlen der Abbaustätten in Baden-Württemberg, die mit 307 bis 380 Arten pro Steinbruch deutlich über den anderen liegen. So wird in Baden-Württemberg ein Mittel von 340 Arten und in Nordrhein-Westfalen ein Mittel

von 190 Arten erreicht. Weiter oben wurde bereits darauf hingewiesen, dass diese Unterschiede auf Größenunterschiede der Abbaustätten und zum Teil auch auf das Nord-Süd-Gefälle der Pflanzenartenzahlen zurückzuführen sind (vgl. Abschnitt 5.1).

5.3.1.2 Vergleich mit nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüchen

Die Gesamtartenzahlen betriebener Kalksteinbrüche, die nicht der Zementindustrie zugeordnet wurden, liegen zwischen 186 und 344 Pflanzenarten (vgl. Tab. 7). Dies entspricht einer durchschnittlichen Anzahl von 249,3 Arten pro Steinbruch (vgl. Tab. 8). Sie weisen damit höhere Artenzahlen pro Steinbruch auf als die betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie mit durchschnittlich 223,6 Arten. Die ausgewerteten Abbaustätten der Zementindustrie zeigen dabei eine Spanne von 117 bis 380 Pflanzenarten gegenüber den Kalksteinbrüchen mit 186 bis 344 Arten.

5.3.1.3 Vergleich mit dem Umfeld

Die hohen Gesamtartenzahlen und der hohe Anteil gefährdeter Arten in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie in Baden-Württemberg resultieren aus der Standortvielfalt in den großräumigen Abbaubereichen. Es finden sich junge und ältere, ruhende Abbaubereiche mit den unterschiedlichsten Sukzessionsstadien direkt räumlich benachbart (vgl. BÖHMER & RAHMANN 1997a; b; TRÄNKLE 1997). Darüber hinaus liegen die betrachteten Abbaustätten in einem Bereich der Schwäbischen Alb, der sich insgesamt durch hohe Artenzahlen auszeichnet (vgl. SEBALD et al. 1990).

Ähnliche Verhältnisse sind in den großen Abbaukomplexen in Nordrhein-Westfalen vorhanden, wie zum Beispiel im Raum Lengerich (vgl. Abschnitt 10.1). Allerdings sind hier im landschaftsökologischen Kontext die Gesamtartenzahlen häufig geringer. BRINKSCHMIDT et al. (1994) fanden in einem betriebenen Steinbruch in Nordrhein-Westfalen 141 Pflanzenarten und in einem Umkreis von 600 bis 1.600 m um den Steinbruch insgesamt 184 Arten.

Tab. 6: Gesamtanzahl der Pflanzenarten sowie Anzahl und Anteil gefährdeter Pflanzenarten in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie.

Abbaustätte/Autor(en)	Bundesland	Gesamtartenzahl	Gefährdete Arten	
			Anzahl	Anteil [%]
Allmendingen (TRÄNKLE 1997)	BW	307	10	3,3
Gerhausen (TRÄNKLE 1997)	BW	333	14	4,2
Vohenbronnen (TRÄNKLE 1997)	BW	380	12	3,2
Ennigerloh (BRINKSCHMIDT et al. 1994)	NW	141	3	2,1
MES 2 (KUNDEL 1983)	NW	204	3	1,5
MES 6 (KUNDEL 1983)	NW	136	1	0,7
MES 11 (KUNDEL 1983) [Großer Steinbruch Lengerich]	NW	263	7	2,7
MES 12 (KUNDEL 1983) [Teil von Höste]	NW	209	6	2,9
Morgensonne (DICKE 1989)	NW	117	8	6,8
Liet (DICKE 1989)	NW	261	14	5,4
Karsdorf (MURB 1993)	ST	109	4	3,7

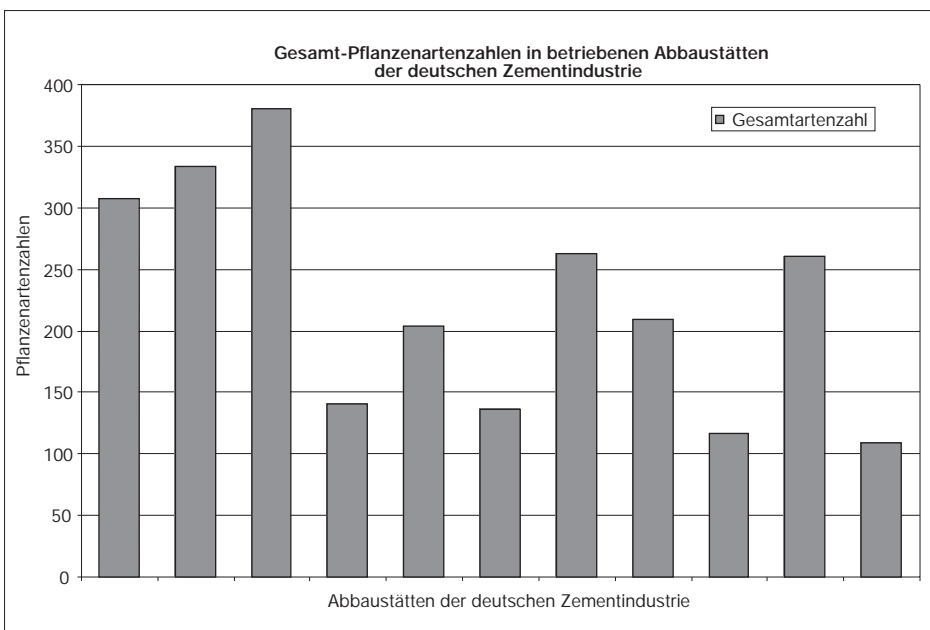


Abb. 5: Übersicht über die Gesamtartenzahlen in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie. Abfolge wie in Tab. 6

Tab. 7: Gesamtanzahl der Pflanzenarten sowie Anzahl und Anteil gefährdeter Pflanzenarten in betriebenen Kalksteinbrüchen, die nicht der Zementindustrie zugeordnet wurden.

Abbaustätte/Autor(en)	Bundesland	Gesamtartenzahl	Gefährdete Arten	
			Anzahl	Anteil [%]
Altental (BEIßWENGER 1993; KIRMER 1993)	BW	344	7	2,0
Rösch (TRÄNKLE 1997)	BW	229	8	3,5
Solvay (TRÄNKLE 1997)	BW	290	11	3,8
Herrlingen (BEIßWENGER 1993; TRÄNKLE & HÜBNER 1998)	BW	260	5	1,9
Schammental jung (BEIßWENGER 1993)	BW	241	3	1,2
Pleidelsheim (TRÄNKLE 1997)	BW	186	4	2,2
Friolzheim (TRÄNKLE 1997)	BW	283	5	1,8
Rombold/Gfröhrer (TRÄNKLE 1997)	BW	281	4	1,4
Schönbühlhof (TRÄNKLE 1997)	BW	205	2	1,0
Hohenlimburg (HENRION 1985)	NW	221	2	0,9
Hagen-Halden (HENRION 1985)	NW	202	0	0

Tab. 8: Mittlere Gesamtanzahl der Pflanzenarten sowie mittlere Anzahl und mittlerer Anteil gefährdeter Pflanzenarten in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie und in nicht der Zementindustrie zugeordneten betriebenen Kalksteinbrüchen.

	Gesamtarten	Gefährdete Arten	
		Anzahl	Anteil [%]
Betriebene Abbaustätten der Zementindustrie (11)	223,6	7,5	3
Betriebene Kalksteinbrüche (11)	249,3	4,6	2

5.3.2 Seltene und gefährdete Arten

5.3.2.1 Abbaustätten der Zementindustrie

In 11 Abbaustätten der Zementindustrie fanden sich im Durchschnitt 7,5 gefährdete Pflanzenarten pro Steinbruch, was einem Anteil von 3 % an der Gesamtartenzahl entspricht (vgl. Tab. 8). Die absolute Anzahl gefährdeter Arten liegt dabei zwischen 1 und 14 Arten und der prozentuale Anteil an der Gesamtartenzahl zwischen 1 und 7 % (vgl. Tab. 6; s. Abb. 6).

Entsprechend den Verhältnissen bei aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie findet sich eine Vielzahl an seltenen und gefährdeten Pflanzenarten der Kalkhalbtrockenrasen und der lichten, gehölzreichen Sukzessionsstadien. Typische Arten der ausgewerteten Literatur sind *Allium sphaerocephalon* (Kugellauch), *Aster*

amellus (Kalkaster), *Epipactis atrorubens* (Braunrote Stendelwurz), *Gentiana ciliata* (Fransen-Enzian), *Gentiana germanica* (Deutscher Enzian), *Helianthemum nummularium* (Gemeines Sonnenröschen), *Linum tenuifolium* (Zarter Lein), *Ophrys insectifera* (Fliegen-Ragwurz), *Orchis mascula* (Männliches Knabenkraut), *Pyrola rotundifolia* (Rundblättriges Wintergrün) und *Teucrium montanum* (Berg-Gamander).

Im Bereich älterer, stark gegliederter Steilwände stellte NIEDERMEYER (1989) in einer Abbaustätte der Zementindustrie der mittleren Frankenalb neben dem Endemit *Chamaecytisus ratisbonensis* (Regensburger Zwergginster) verschiedene gefährdeten Trockenrasenarten fest. KUNDEL (1983) weist in betriebenen Steinbrüchen des Teutoburger Waldes in Halbtrockenrasenstadien neben einer Vielzahl gefährdeter und seltener Pflanzenarten 8 verschiedene Orchideen-Sippen nach. DICKE (1989) stellt

in einer Abbaustätte zwei gefährdete Enzian- und vier verschiedene Ginster-Arten fest. Einem betriebenen Steinbruch in Nordrhein-Westfalen kommt nach BRINKSCHMIDT et al. (1994) landesweite Bedeutung für die Erhaltung seltener Habichtskräuter (*Hieracium* sp.) und der gefährdeten *Minuartia hybrida* (Schmalblättrige Miere) zu. Das hohe Naturschutzpotenzial betriebener Abbaustätten der Zementindustrie für seltene und gefährdete Arten der Kalkhalbtrockenrasen und lichten Gehölzsukzessionen auf der Schwäbischen Alb wird ausführlich bei POSCHLOD (1984), ISTE BW (1996) und TRÄNKLE (1997) dargestellt.

Ein weiteren Schwerpunkt gefährdeter Pflanzenarten liegt in feuchten, oligo- bis mesotrophen Standorten. KUNDEL (1983) beschreibt aus betriebenen Steinbrüchen des Teutoburger Waldes Kalksümpfe und Pfeifengrasgesellschaften mit *Carex demissa* (Gelb-Segge), *Ophioglossum vulgatum* (Natternzunge), *Taraxacum palustre* (Sumpf-Löwenzahn) und einer Reihe weiterer gefährdeter Pflanzenarten, die im Bereich des Naturraums inzwischen weitgehend auf Steinbruchstandorte angewiesen sind. ALBRAND (1993) beobachtete in einer Kreidegrube der Zementindustrie besonders gefährdete Pflanzenarten feuchter Standorte, wie z. B. *Triglochin palustre* (Sumpf-Dreizack), *Catabrosa aquatica* (Quellgras) und *Alopecurus aequalis* (Roter Fuchsschwanz). Darüber hinaus ist die Grube für die Erhaltung der im Binnenland gefährdeten Salzpflanzen *Aster tripolium* (Strandaster), *Juncus gerardii* (Salzbinse) und *Puccinellia distans* (Gewöhnlicher Salzschwaden) von Bedeutung.

In betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie spielen als dritter Schwerpunkt gefährdeter Pflanzenarten Ruderalstandorte eine bedeutende Rolle. In aufgelassenen Steinbrüchen sind solche Standorte nur kleinflächig vorhanden, da regelmäßige anthropogene Störungen dort nur noch vereinzelt vorkommen. DICKE (1989) stellte in einem Steinbruch bei Warstein im Bereich von Haldenfußstandorten die stark gefährdete Ruderalart *Leonurus cardiaca* (Echtes Herzgespann) fest. WIRZ (1997)

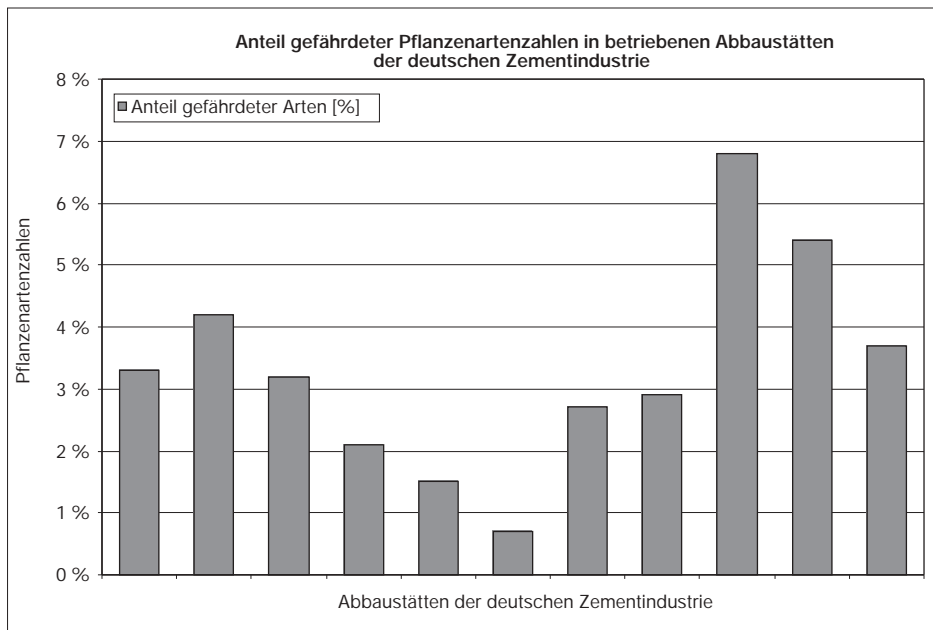


Abb. 6: Übersicht über die Anteile der gefährdeten Pflanzenarten in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie. Abfolge wie in Tab. 6

Tab. 9: Gesamtanzahl der Pflanzenarten sowie Anzahl und Anteil gefährdeter Pflanzenarten in aufgelassenen und betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie.

	Gesamtarten	Gefährdete Arten	
		Anzahl	Anteil [%]
Betriebene Abbaustätten der Zementindustrie (n = 11)	223,6	7,5	3,3
Aufgelassene Abbaustätten der Zementindustrie (n = 27)	210,0	14,1	6,8

gibt für den Bereich eines ca. 90 ha großen Steinbruchs der Zementindustrie in Niedersachsen 10 landesweit gefährdete Pflanzenarten der Roten Liste Niedersachsen an, unter anderem *Anthemis cotula* (Stinkende Hundskamille) und *Coronopus squamatus* (Gewöhnlicher Krähenfuß). Im Umfeld konnte er auf einer mehr als zehnmal so großen Fläche (1.500 ha) 30 gefährdete Pflanzenarten feststellen. MÜRB (1993) nennt für Ruderalstandorte in einem betriebenen Steinbruch in Sachsen-Anhalt die stark gefährdeten Arten *Calepina irregularis* (Wendich) und *Silene conica* (Kegel-Leimkraut) sowie die gefährdeten Arten *Allium rotundum* (Kugelige Lauch) und *Onopordum acanthium* (Gemeine Eselsdistel).

5.3.2.2 Vergleich mit nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüchen

Die Auswertung der Artenzahlen betriebener Abbaustätten der Zementindustrie und Kalksteinbrüchen, die nicht der Zementindustrie zugeordnet wurden (vgl. Tab. 8), ergibt einen deutlichen Unterschied in Bezug auf die Anzahl gefährdeter Pflanzenarten. Die Abbaustätten der Zementindustrie besitzen dabei mit durchschnittlich 7,5 gefährdeten Pflanzenarten (dies entspricht 3 % an der durchschnittlichen Gesamtartenzahl) einen deutlich größeren Anteil gefährdeter Arten als die nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüche mit durchschnittlich 4,6 Arten pro Steinbruch (dies entspricht 2 % an der durchschnittlichen Gesamtartenzahl). Die Spanne reicht

dabei von 1 bis 14 gefährdeten Pflanzenarten (1 bis 7 % Anteil an der Gesamtartenzahl) bei den Abbaustätten der Zementindustrie gegenüber 0 bis 11 Arten bei den Kalksteinbrüchen (0 bis 4 % Anteil an der Gesamtartenzahl).

5.4 Vergleich aufgelassener und betriebener Abbaustätten der Zementindustrie

Die hohen Gesamtartenzahlen der betriebenen Abbaustätten von durchschnittlich 223,6 Arten pro Steinbruch gegenüber 210,0 Arten pro Steinbruch bei aufgelassenen Abbaustätten lassen sich vor allem auf zwei Ursachen zurückführen.

- Die vielfältigen und heterogenen Standorte in Zusammenhang mit Bereichen langsamer bis rascher Sukzession haben eine Vielzahl an Nischen für zahlreiche Pflanzenarten zur Folge.
- Der häufig hohe Anteil älterer ruhender Bereiche in einem ansonsten intensiv betriebenen Steinbruch erhöht die Standortvielfalt und damit die Artenzahl.

Die im Verhältnis geringeren Artenzahlen aufgelassener Abbaustätten lassen sich entsprechend auf eine Verringerung der Standortvielfalt aufgrund der fortschreitenden Sukzession zurückführen. Darüber hinaus sind viele der untersuchten stillgelegten Abbaustätten klein und weisen deshalb von vornherein eine geringere Artenzahl auf (TRÄNKLE 1997).

Mit durchschnittlich 14,1 gefährdeten Pflanzenarten weisen aufgelassene Abbaustätten der deutschen Zementindustrie eine deutlich höhere Artenzahl als die betriebenen Abbaustätten mit durchschnittlich 7,5 gefährdeten Arten pro Abbaustätte auf. Dementsprechend liegt auch der durchschnittliche Anteil gefährdeter Arten an der Gesamtartenzahl bei aufgelassenen Steinbrüchen und Gruben mit 6,8 % deutlich über dem Anteil von 3,3 % bei betriebenen Abbaustätten.

6 Vegetation der Abbaustätten der Zementindustrie

Standörtlich weisen die Abbaustätten der Zementindustrie i. d. R. eine sehr große Vielfalt auf, die von extremen trockenen und flachgründigen Felsstandorten bis zu mehreren Hektar großen temporär bis dauerhaft überfluteten Sohlen oder tiefgründigen, nährstoffreichen Haldenschüttungen aus Aushub oder Humus reicht. Das häufig enge räumliche Nebeneinander führt zu zahlreichen standörtlichen Gradienten. Beispielhaft beschreibt TRÄNKLE (1997) mit Hilfe von Vegetationsaufnahmen die standörtliche Vielfalt eines Transektes von trockenen, flachgründigen Sohlenstandorten über wechsel- bis staunasse mit Tonmergeln verschlammte Standorte bis in ein dauerhaftes Stillgewässer hinein. Entsprechend des kleinräumigen Standorts- und Vegetationsmosaiks lassen sich in den Abbaustätten der Zementindustrie i. d. R. eine große Strukturvielfalt und daraus folgend zahlreiche Vegetationstypen und -stadien feststellen.

Da auch betriebene Steinbrüche häufig große, temporär nicht genutzte Bereiche besitzen, finden sich dort wie auch in den aufgelassenen Abbaustätten vergleichbare Sukzessionsstadien und Vegetationseinheiten.

Eine Trennung der Vegetationstypen über das Alter der Standorte wird von den meisten Autoren nicht vorgenommen. So weisen TRÄNKLE et al. (1992) auf Basis der Literatur in zusammenfassenden Tabellen für zahlreiche Vegetationstypen Altersspannen bis zu mehreren Jahrzehnten nach. Im Folgenden wird eine erste Gliederung der Pflanzengemeinschaften anhand der Standortparameter und des Entwicklungsalters beschrieben.

6.1 Abraumhalden

Standort

Abraumhalden entstehen durch Schüttung nicht für die Verarbeitung geeigneten Materials. Das heterogene, steinige bis humose Material der Abraumhalden ist im Gegensatz zu den Verwitterungsschutthalten unterhalb der Felswände häufig unregelmäßig zusammengesetzt und weist un-

terschiedlichste Standortverhältnisse auf. Die Standortvielfalt wird durch lokale oder lineare Verdichtungen vorwiegend auf dem Plateau durch die das Material schüttenen Fahrzeuge oder hohe Tongehalte sowie durch stark wechselnde Feinmaterialanteile bestimmt. In Abhängigkeit von den Korngrößen bilden sich auf den Haldenseiten Materialsortierungen aus, wobei sich das gröbere Gestein abhängig von der Steilheit zunehmend an den Haldenfüßen sammelt. Dieser Vorgang steht auch in Abhängigkeit vom Gestein. Tonhaltige Gesteine verwittern deutlich schneller und arbeiten so diesem Vorgang durch Zerfall der Blöcke aktiv entgegen. Ebenfalls entscheidend für den Wasserhaushalt ist die Exposition und somit die Dauer und Intensität der Sonneneinstrahlung auf einzelne Haldenbereiche.

Abraumhalden sind in den betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie selten. In den aufgelassenen Steinbrüchen sind dagegen v. a. im Verhältnis zur Steinbruchgröße durchaus größere Abraumhalden häufiger vorhanden (vgl. Stuttgarter und Sotzenhausener Steinbruch bei POSCHLOD (1984; 1986) und TRÄNKLE (1997)).

Vegetation

Auf initialen Stadien von Abraumhalden findet sich nach KUNDEL (1983), HEBER (1984), KUNDEL et al. (1987), MEYER (1990), BRINKSCHMIDT et al. (1994), LELIVELDT & RÖDEL (1997) und TRÄNKLE (1997) die charakteristische, halbruderale Pioniervegetation des Poo-Tussilaginetum bzw. vergleichbarer *Tussilago farfara* (Huflattich)-Gesellschaften.

Eine Weiterentwicklung zu halbtrockenrasenartigen Beständen des Mesobromion beschreiben MEYER (1995), TRÄNKLE (1997) und WIRZ (1997). Dabei sind je nach Standortverhältnissen Kalk-Magerrasenarten der Festuco-Brometea, Saumarten der Trifolio-Geranietea oder Arten der Molinio-Arrhenatheretea vorherrschend. Nach 70 bis 80 Jahren ist laut POSCHLOD (1984; 1986), MEYER (1995) und TRÄNKLE (1997) bei Beschattung durch umgebende Wälder oder Laubwaldsukzessionen auf den Haldenhängen ein teilweise moosreich und mesophil ausgebildeter *Brachypodium*

pinnatum (Fieder-Zwenke)-dominierter Halbtrockenrasen entstanden. Eine Origanetalia-Gesellschaft mit dominierendem *Brachypodium pinnatum* (Fieder-Zwenke) und *Fragaria vesca* (Wald-Erdbeere) beschreibt MAUS (1995).

Fehlen angrenzende Wälder, so treten nach POSCHLOD (1984; 1986) und POSCHLOD & MUHLE (1985) flechten- und moosreiche, trockenrasenartige Stadien mit *Bromus erectus* (Aufrechte Trespe), *Linum tenuifolium* (Zarter Lein) und *Teucrium montanum* (Berg-Gamander) mit geringer Verbuschungstendenz auf. Nach 60 bis 80 Jahren Entwicklungszeit dieses Standortes ist aber ein zunehmender Aufwuchs von *Pinus sylvestris* (Wald-Kiefer) durch Vorwaldstadien auf den Haldenhängen begünstigt auf dem Haldenplateau festzustellen. KUHN (1937) und POSCHLOD (1984; 1986) geben eine *Vincetoxicum hirundinaria* (Schwalbenwurz)-Gesellschaft für Halden der Schwäbischen Alb an.

Auf älteren, überwiegend südexponierten Halden mit flachgründiger Humusaufgabe fand DICKE (1989) die charakteristische Halbtrockenrasengesellschaft des Gentiano-Koelerietum mit den kennzeichnenden Enzianen *Gentiana ciliata* (Fransen-Enzian) und *Gentiana germanica* (Deutscher Enzian). Südexponierte, flache Böschungen einer Abbaustätte der Zementindustrie in Sachsen-Anhalt besiedelt nach MÜRBE (1993) ein lückiger, ruderaler Magerrasen mit *Melica ciliata* (Wimpern-Perlgras) und *Achillea millefolium* agg. (Gemeine Schafgarbe).

Auf feinerdereichen Halden finden sich nach BRINKSCHMIDT et al. (1994) Dominanzbestände einzelner einjähriger Sisymbrien-Arten bzw. nach MÜRBE (1993) eine Vergesellschaftung von Arten der Secalinetea, Chenopodietea und Artemisietea. Weiter entwickelte feinmergelig-humose Standorte werden nach KUNDEL et al. (1987), MEYER (1990), MAUS (1995) und LELIVELDT & RÖDEL (1996a) von der mehrjährigen Pioniergesellschaft des Dauco-Picridetum hieracioides eingenommen. Nach POSCHLOD (1984), BRINKSCHMIDT et al. (1994) und MEYER (1995) fand sich auf ähnlichen Standorten das Artemisio-Tanacetum vulgare.

Voraussetzung zur Bildung oben genannter Stadien ist das Fehlen grobschuttigen Materials, das eine Sukzession zu Vorwaldstadien einleiten würde (vgl. TRÄNKLE 1997).

Der Bereich offener, grobsteiniger und jüngerer Abraumhalden wird nach ALBRAND (1993), KLEMOW & RAYNAL (1981), MEYER (1990) und POSCHLOD & MUHLE (1985) vom Echio-Melilotetum (Melilotetum albae-officinalis) besiedelt. Aus vor 10 bis 15 Jahren stillgelegten Bereichen mit skelettreichen Böden bei gleichzeitig hohem Tongehalt beschreiben DICKE (1989) und TRÄNKLE (1997) initiale *Melilotus alba* (Weißer Steinklee)-*Lepidium campestre* (Feld-Kresse)- oder *Melilotus officinalis* (Gebräuchlicher Steinklee)-Gesellschaften. Auf einem ähnlichen, aber stärker beschatteten Standort hat sich nach MEYER (1990) eine *Fragaria vesca* (Wald-Erdbeere)-Gesellschaft entwickelt. Selten ist auf diesem Standort nach POSCHLOD (1984), BRINKSCHMIDT et al. (1994) und MEYER (1995) eine thermophile Kalkschuttgesellschaft des Galiopsietum angustifoliae ausgebildet.

Durch sich bewegenden Blockschutt geprägte Haldenfüße tragen nach POSCHLOD (1984) und MAUS (1995) das Gymnocarpium robertianum. Lehmige, mit Grobschotter durchsetzte Böschungsbereiche sonnig-warmer Standorte werden nach MAUS (1995) von der seltenen Feinschuttgesellschaft des Anthyllido-Leontodontetum hyoseroides bewachsen.

Von nährstoffreichen, mehr oder weniger frischen Böden an Haldenfüßen beschreibt DICKE (1989) ausdauernde Ruderalfluren mit *Urtica dioica* (Brennnessel), *Artemisia vulgaris* (Gemeine Beifuß) und *Leonurus cardiaca* (Löwenschwanz). An entsprechenden Standorten tritt nach MAUS (1995) vermehrt auch *Rubus idaeus* (Himbeere) auf.

Auf den Haldenböschungen und -füßen entwickeln sich bei Vorhandensein von grobschuttigem oder -blockigem Material im Laufe von 20 bis 40 Jahren Vorwaldstadien. Nach KUNDEL (1983), MEYER (1990), MAUS (1995), MEYER (1995) und TRÄNKLE (1997) weisen nicht mehr aktive Abraum-

haldenhänge und -füße nach 40 bis 80 Jahren, ungeachtet der Exposition, als charakteristische Vorwaldstadien artenreiche, hygrophile *Salix caprea* (Sal-Weide)-Vor- und -mischwälder mit Waldunterwuchs auf. Im Unterwuchs können bei nicht zu dichtem Gehölzschluss *Pyrola rotundifolia* (Rundblättriges Wintergrün)- und *P. secunda* (Nickendes Wintergrün)-reiche Stadien entwickelt sein (POSCHLOD 1984; 1986; POSCHLOD & MUHLE 1985). Auf kleinen Grobschuttalagerungen oder Stufen haben sich nach TRÄNKLE (1997) große Weiden (v. a. *Salix caprea* (Sal-Weide)) mit artenreichen Säumen entwickelt.

Auf extremeren grobschuttärmeren Standorten können vorwaldartige Stadien auch direkt aus Kalk-Halbtrockenrasen entstehen. So weist GÜNNEWIG (1986) in einem seit 60 Jahren aufgelassenen Steinbruch der Zementindustrie auf einem derartigen Standort die Gebüschgesellschaft des Pruno-Crataegetum nach. Im Bereich südexponierter Hänge wachsen nach BRINKSCHMIDT et al. (1994) und MEYER (1995) thermophile Prunetalia-Gebüsche. Berberidion-Gebüsche werden auch von POSCHLOD (1984; 1986) beschrieben. Eine *Populus tremula* (Zitter-Pappel)-*Pinus sylvestris* (Wald-Kiefer)-Gesellschaft findet sich nach POSCHLOD (1984) auf feinsteinigem Schutt.

Auf die dominierende Rolle der Weiden (*Salix* sp.) und von *Fraxinus excelsior* (Esche) sowie *Acer* spp. (Ahorn) bei der Besiedlung dieser Standorte weist TRÄNKLE (1997) hin. In älteren Gehölzstadien kommen nach MEYER (1995) und MÜRBE (1993) *Acer campestre* (Feld-Ahorn), *A. pseudo-platanus* (Berg-Ahorn), *Quercus robur* (Stiel-Eiche), *Carpinus betulus* (Hainbuche) und *Fraxinus excelsior* (Esche) zur Dominanz. *Betula pendula* (Hänge-Birke) kann ebenfalls vorhanden sein (MÜRBE 1993).

Nährstoffreichere Standorte mit ganzjährig guter Wasserversorgung tragen nach MEYER (1995) Schleiergesellschaften mit *Rubus caesius* (Kratzbeere) und *Clematis vitalba* (Gewöhnliche Waldrebe).

6.2 Verwitterungshalden aus Bankkalken

Standort

Verwitterungshalden entstehen in Steinbrüchen durch Erosion von Abbruchwänden und entsprechen damit den unter natürlichen Verhältnissen entstandenen Felschutthalden. Charakteristisch ist dabei der Aufbau aus überwiegend steinigem Material und die starke Sortierung nach Größe der Gesteinsbrocken. Je nach Exposition, Wasserhaushalt und Anteil an ruhendem bzw. bewegtem Schutt können sich unterschiedliche Pflanzengemeinschaften einstellen. Die Standorte sind je nach Gestein über Jahrzehnte aktiv. Je nach Gesteinsmaterial hält die Dynamik der Halden durch Steinschlag und Rutschungen über Jahrzehnte an. In alten Steinbrüchen können bei besonders weichen Gesteinen der Felswand (z. B. hohe Tonmergelgehalte) die Verwitterungshalden fast die Höhe der ehemaligen Steilwände erreichen. Derartige Schutthalden rutschen auch nach 80 Jahren Entwicklungszeit sehr stark und weisen ganz eigene Vegetationsstadien auf.

Jüngere Entwicklungsstadien der Vegetation (0 bis 20 Jahre)

Die charakteristische Pioniergesellschaft der noch aktiven Kalkschutthalden ist nach ABT et al. (1977), ALBRAND (1993), MEYER (1990), POSCHLOD & MUHLE (1985), SCHACHT (1994) und TRÄNKLE (1997) das Poo-Tussilaginatum farfarae bzw. je nach Mergelgehalt verschiedene *Tussilago farfara* (Huflattich)- oder *Poa compressa* (Flaches Rispengras)-Initialgesellschaften. Die entsprechenden Standorte werden dabei nach ca. 1 bis 5 Jahren besiedelt.

Trockenere Kreidestandorte mit einem höheren Grusanteil tragen nach SCHACHT (1994) als junge Stadien das Dauco-Picridetum hieracioides, wobei je nach Mergelanteil alle Übergänge zu den Huflattichfluren feststellbar sind. Die DEUTSCHE PROJEKT UNION (1993) beschreibt das Echio-Melilotetum von trockenen Kreidestandorten.

Im Bereich frischer, erosiv entstandener Kalkschuttkegel findet sich nach MAUS

(1995) das Resedo-Carduetum nutantis. Thermophile Distel-Gesellschaften der Onopordetalia, die kleinräumig mit Klettenfluren und einer Holunder-Brennnessel-Vegetation verzahnt sind, beschreibt auch BRINKSCHMIDT et al. (1994).

Nach 10 bis 20 Jahren können nach TRÄNKLE (1997) auf ruhenden Haldenstandorten aus tonmergelreichem Kalkschutt initiale *Tussilago farfara* (Huflattich)-Halbtrockenrasen oder bei angrenzenden Halbtrockenrasen bereits lückige Mesobrometen aufgebaut sein. Auch LELIVELDT & RÖDEL (1996a) geben für steile, südwestexponierte Hänge eine durch die initiale *Bromus erectus* (Aufrechte Trespe)-Gesellschaft geprägte Vegetationsentwicklung zu einem Halbtrockenrasen (Gentiano-Koelerietum) an. Auf trockeneren Kreidestandorten kommt es nach SCHACHT (1994) zur Entwicklung des Onobrychido-Brometum.

Auf südexponierten Halden kann nach MEYER (1990) und MEYER (1995) eine charakteristische, artenarme Steinschuttgesellschaft des Galiopsietum angustifoliae entwickelt sein. Derartige Gesellschaften in Verbindung mit *Rumex scutatus* (Schild-Ampfer) werden auch von TRÄNKLE (1997) aus rutschenden Abraumhalden aufgeführt.

Auf Fein- und Mittelschuttstandorten erreichen nach MEYER (1995) *Festuca pallens* (Blasser Schwingel)-*Sedum album* (Weiße Fetthenne)-Gesellschaften mit zunehmendem Anteil von Festuco-Brometea-Arten hohe Deckungsgrade. Nach TRÄNKLE (1997) kann eine derartige Entwicklung nur auf stillgelegten Standorten einsetzen, da *Sedum album* (Weiße Fetthenne) rutschende Standorte dauerhaft nicht toleriert. Sehr feinerdereiche, offene Schuttstandorte werden dagegen von *Isatis tinctoria* (Färber-Waid), *Artemisia campestris* (Feld-Beifuß) und *Centaurea jacea* agg. (Gemeine Flockenblume) besiedelt.

Aus dem Bereich der Schuttkegelfüße von Ölschiefer-Felswänden beschreibt GROSSMANN (1992) ein lückiges Alysso-Sedetum albi mit *Sedum album* (Weiße Fetthenne), *Erophila verna* (Frühlings-Hungerblüm-

chen) und *Thlaspi perfoliatum* (Stengelumfassendes Hellerkraut). Auf leicht bewegtem Schutt der Wandfüße tritt nach MEYER (1995) eine Gesellschaft mit *Vincetoxicum hirundinaria* (Schwalbenwurz) und *Veronica teucricum* (Großer Ehrenpreis) auf. Grenzen Gebüsche mit ausgleichender klimatischer Wirkung an, kann sich nach ABT et al. (1977), MEYER (1990) und LELIVELDT & RÖDEL (1996a; 1997) mit dem Trifolio-Agrimoniolum auch eine charakteristische, basiphile Saumgesellschaft entwickeln. Von grobschottrigen, wenig ausgedehnten Wandfüßen beschreiben KUNDEL (1983) KUNDEL et al. (1987), MEYER (1990) und TRÄNKLE (1997) eine artenarme *Geranium robertianum* (Stinkender Storchschnabel)-Schuttgesellschaft. Auf Grobschutt findet sich nach POSCHLOD & MUHLE (1985) und MEYER (1995) analog den Abraumhalden das Gymnocarpietum robertiani.

Zwischen den sich am Hangfuß sammelnden größeren Gesteinsbrocken siedeln sich i. d. R. schnell Gehölze an. Charakteristische Vorwaldstadien sind dabei *Salix caprea* (Sal-Weide)-Gehölze in unterschiedlichen Vergesellschaftungen. So sind nach TRÄNKLE (1997) bereits nach 15 Jahren *Poa compressa* (Flaches Rispengras)-*Tussilago farfara* (Huflattich)-*Salix caprea* (Sal-Weide)-Vorwaldgesellschaften vorhanden. Aus dem Bereich eines ruhenden, 15 Jahre alten, südexponierten Blockschutthanges mit Feinerdeinseln beschreibt POSCHLOD (1984) einen *Rubus fruticosus* agg. (Brombeere)-Dominanzbestand mit randlich eingestreuten *Sambucus nigra* (Schwarzer Holunder).

Bei ganzjährig ausgeglichener Wasserverfügbarkeit werden die übrigen Standortbedingungen nivelliert. So nennt die DEUTSCHE PROJEKT UNION (1993) von feuchten Kreidehängen eine *Phalaris arundinacea* (Rohr-Glanzgras)-Gesellschaft und im Bereich durchrieselter Hangstandorte artenarme *Epilobium hirsutum* (Zottiges Weidenröschen)- bzw. *Epilobium parviflorum* (Bach-Weidenröschen)-Bestände.

Mittlere Entwicklungsstadien der Vegetation (20 bis 40 Jahre)

Auf 30 bis 40 Jahre alten, nordexponierten Standorten ist nach TRÄNKLE (1997) die *Origanum vulgare* (Gewöhnlicher Dost)-Saumgesellschaft entwickelt. Felsspalten und Grobschutt fördern die Ansiedlung von *Salix caprea* (Sal-Weide, vgl. MEYER 1995).

Von humusarmem Blockschutt der Hangfüße beschreiben POSCHLOD (1984), MAUS (1995) und MEYER (1995) Initialgesellschaften des Tilio-Acerion mit den dominierenden Arten *Acer pseudoplatanus* (Berg-Ahorn) und *Fraxinus excelsior* (Esche). TABERG (1995b) nennt von feinerdearmen, allerdings humosen Steinschutthängen eines aufgelassenen Steinbruches ein gut ausgebildetes Fraxino-Aceretum mit *Lunaria rediviva* (Wildes Silberblatt) und *Phyllitis scolopendrium* (Hirschzunge).

Ältere Entwicklungsstadien der Vegetation (40 bis 80 Jahre)

Auch nach 70 bis 80 Jahren kann auf südexponierten Standorten nach TRÄNKLE (1997) der Unterwuchs artenarm und extrem lückig bleiben. Je steiler die Halden und je höher die ehemalige Steilwand aus Bankkalken ist, desto länger bleiben die Halden aktiv und die Bildung einer Kraut- und Strauchschicht wird verzögert. Eine Baumschicht ist nur spärlich entwickelt. Sind die Standorte flachgründig, werden sie nach KUNDEL (1983) und KUNDEL et al. (1987) von einer charakteristischen *Prunus spinosa*-*Cornus sanguinea* (Schlehe-Roter Hartriegel)-Gesellschaft eingenommen. Mit dieser Gesellschaft ist die von LELIVELDT & RÖDEL (1996a) beschriebene *Cornus sanguinea* (Roter Hartriegel)-[Carpinio-Prunio]-Gesellschaft und das ca. 15 bis 80 Jahre alte Corno-Prunetum von MEYER (1990) vergleichbar.

Die feingrusreiche Hangmitte und -schulter können nach TRÄNKLE (1997) durch eine *Teucrium chamaedrys* (Edel-Gamander)-*Campanula trachelium* (Nesselblättrige Glockenblume)-Gesellschaft besiedelt werden, in der *Epipactis atrorubens* (Braunrote Stendelwurz) und *Arrhenatherum elatius* (Glatthafer) als charakteristische Pioniere sehr häufig sind. Hier kann auch *Botrychi-*

um *lunaria* (Echte Mondraute) auftreten. Die hohe Stetigkeit von *Epipactis atrorubens* (Braunrote Stendelwurz) auf Steilschutthalden wird auch von POSCHLOD (1984), BEIBWENGER (1993), KIRMER (1993) und MEYER (1995) beschrieben. Die Gehölzschicht aus *Salix caprea* (Sal-Weide), *Fraxinus excelsior* (Esche) und auch *Fragula alnus* (Faulbaum) bleibt lückig. Rutschende, stark tonmergelhaltige Standorte bleiben auch nach 80 Jahren gehölzfrei und weisen eine stark lückige *Brachypodium pinnatum* (Fieder-Zwenke)-Gesellschaft auf. In Abhängigkeit von der Exposition treten weitere Arten der Halbtrockenrasen hinzu (Tränkle 1997).

Fein- und Mittelschutthangfüße werden nach POSCHLOD (1984) vorwiegend von *Pinus sylvestris* (Wald-Kiefer) und *Salix caprea* (Sal-Weide) besiedelt. POSCHLOD & MUHLE (1985), MEYER (1990), DEUTSCHE PROJEKT UNION (1993), SCHACHT (1994), MEYER (1995) und LELIVELDT & RÖDEL (1996a) führen von Kalk- bzw. Kreideschutthängen *Salix caprea* (Sal-Weide)-Gesellschaften mit unterschiedlicher Dominanz von *Salix caprea* (Sal-Weide), *Cornus sanguinea* (Roter Hartriegel), *Acer campestre* (Feld-Ahorn), *Betula pendula* (Hänge-Birke) oder *Populus tremula* (Zitter-Pappel) auf. Je nach Vorläufer- oder Kontaktgesellschaft beherbergen sie in der Krautschicht ein sehr unterschiedliches Arteninventar.

Sommerwarme und trockenere Kreidestandorte werden nach SCHACHT (1994) vom Rhamno-Prunetum besiedelt.

An den Haldenfüßen und am Mittelhang entwickeln sich aufgrund der ausgeglichenen Wasserversorgung und der Tiefgründigkeit der Böden zwischen den sich dort sammelnden größeren Gesteinsbrocken verschiedenste Gehölzbestände, Vorwälder und *Salix caprea* (Sal-Weide)-*Fragula alnus* (Faulbaum)-Vorwaldgesellschaften. Auch ABT et al. (1977) nennt für ältere Sukzessionsphasen *Salix caprea* (Sal-Weide)-Gebüsche, aber mit Arten der Halbtrockenrasen und Schlaggesellschaften im Unterwuchs. Grobschutthangfüße weisen nach POSCHLOD (1984) ausgedehnte Gebüsche des Ligustro-Prunetum auf. LELIVELDT

& RÖDEL (1996a; b) geben für seit 30 bis 65 Jahren aufgelassene Abbaustätten der Zementindustrie des Teutoburger Waldes verschiedene kleinflächige Buchen-, Eschen- und Eichen-Hainbuchenwald-Gesellschaften an, u. a. die durch einen großen Orchideenreichtum gekennzeichneten Bestände des Cephalanthero-Fagetum.

In älteren Entwicklungsstadien findet sich nach DEUTSCHE PROJEKT UNION (1993) der *Betula pendula* (Hänge-Birke)-*Quercus robur* (Stiel-Eiche)-Wald bzw. der *Quercus robur* (Stiel-Eiche)-*Populus tremula* (Zitter-Pappel)-Pionierwald. Weitergehende Sukzessionsstadien führen dann zu heterogenen Buchenwald-Aufbaustadien mittlerer Standorte, die von KUNDEL (1983), POSCHLOD & MUHLE (1985), KUNDEL et al. (1987) und MEYER (1990) zum Melico- bzw. Asperulo-Fagetum gestellt werden. Bestände aus dem Bereich trockenwarmer Steinbruchrandlagen werden als floristisch verarmtes Carici-Fagetum beschrieben, das auch SCHACHT (1994) von Kreidestandorten nennt. Von lehmigen Böden beschreiben LELIVELDT & RÖDEL (1996a; 1997) das Carpino-Prunetum, das auch KUNDEL (1983) mit einer Aufnahme belegt.

Im Bereich der feuchten Hangfüße beschreiben TABERG (1995b) und DEUTSCHE PROJEKT UNION (1993) Bestände mit typischen Auwaldgehölzen wie *Salix alba* (Silber-Weide), *Alnus glutinosa* (Schwarz-Erle) und *Fraxinus excelsior* (Esche).

Auf tiefgründigeren und feinerdereicheren Standorten findet sich dagegen eine *Clematis vitalba* (Gewöhnliche Waldrebe)-*Corylus avellana* (Hasel)-Gebüschgesellschaft mit höheren Deckungsanteilen von *Salix caprea* (Sal-Weide), die dem Clematido-Coryletum natürlicher Kalkschuttstandorte ähnelt. Nach KUNDEL (1983), KUNDEL et al. (1987), MEYER (1990), SCHACHT (1994), MEYER (1995) und LELIVELDT & RÖDEL (1996a; 1997) kann *Clematis vitalba* (Gewöhnliche Waldrebe) auch eine charakteristische Schleiergesellschaft ausbilden. An nährstoffreicheren und frischen bis feuchten Standorten findet sich nach SCHACHT (1994) ein *Rubus caesius* (Kratzbeere)-Dominanzbestand.

6.3 Verwitterungshalden aus Mergel

Standort

Verwitterungshalden aus Mergel werden aufgrund ständiger Rutschungen und einem unausgeglichene Wasserhaushalt (hoher Oberflächenablauf; hohe Verdunstung; geringe Porenbildung durch dynamische Quellungs- und Schrumpfungsprozesse) sehr langsam von höheren Pflanzen besiedelt. Die Ansiedlung von Gehölzen kann über Jahrzehnte verzögert sein, da deren Keimlinge in Trockenphasen rasch absterben.

Vegetation

Die initiale Vegetation von Mergelschutthalden ist nach ABT et al. (1977), POSCHLOD (1984; 1986), POSCHLOD & MUHLE (1985), GROSSMANN (1992), MAUS (1995) und TRÄNKLE (1997) wiederum das Poo-Tussilaginietum bzw. *Tussilago farfara* (Huflattich)-*Pastinaca sativa* (Pastinak)-Gesellschaften, z. T. mit Fazies bildendem *Sanguisorba minor* (Kleiner Wiesenknopf) (TRÄNKLE 1997) oder *Tussilago farfara* (Huflattich) mit geringeren Anteilen von *Poa compressa* (Flaches Rispengras).

Auf 10 bis 20 Jahre alten Hängen der Süßwassermolasse, die aufgrund des hohen Tongehaltes für Mergelstandorte charakteristische, wechselfeuchte bis -trockene Verhältnissen aufweist, stellte TRÄNKLE (1997) eine lückige *Tussilago farfara* (Huflattich)-*Deschampsia cespitosa* (Rasen-Schmiele)-Gesellschaft mit *Juncus articulatus* (Glanzfrüchtige Binse) fest.

Von ruhendem Schutt mit hohen Mergelanteilen nennt MEYER (1995) aus einem seit 25 Jahren aufgelassenen Steinbruchteil eine Vergesellschaftung von Festuco-Brometea-Arten mit den Pionierarten *Daucus carota* (Wilde Möhre) und *Anthemis tinctoria* (Färberkamille).

An nordexponierten 60- bis 80-jährigen Standorten sind nach TRÄNKLE (1997) aufgrund des günstigeren Wasserhaushaltes *Brachypodium pinnatum* (Fieder-Zwenke)-reiche *Pinus sylvestris* (Wald-Kiefer)-Halbtrockenrasen, teils Gentiano-Koelerieten ausgebildet. Südexponierte Hänge sind

nach TRÄNKLE (1997) noch nach 70 bis 80 Jahren rutschungsaktiv und weisen eine artenarme, lückige *Sanguisorba minor* (Kleiner Wiesenknopf)-Mergelgesellschaft mit der Ausläufer bildenden *Brachypodium pinnatum* (Fieder-Zwenke) auf. *Tussilago farfara* (Hufblattich) ist nur selten vorhanden. Gleiche Stadien werden auch von POSCHLOD & MUHLE (1985), POSCHLOD (1986) und MÜNCH (1995) beschrieben. Primäre, besiedlungshemmende Faktoren sind die Rutschungsaktivität und der unausgeglichene Bodenwasserhaushalt (FABIJANOWSKI 1950; TRÄNKLE 1997).

Mit zunehmendem Anteil gröberer Materials erhöht sich die Zahl und Deckung von Gehölzarten, primär der Baumarten *Fraxinus excelsior* (Esche) und *Frangula alnus* (Faulbaum). Die Deckung bleibt allerdings sehr gering (TRÄNKLE 1997). Bei hoher Aktivität und Übersättigung von oben können die Standorte auch nach 80 Jahren weitgehend vegetationsfrei bleiben. Lückige Gehölzbestände bilden sich nur im Bereich der mehr ruhenden Schutthaldenfüße aus. Eine Krautschicht kann aber auch hier nahezu vollständig fehlen (TRÄNKLE 1997).

6.4 Steilwände

Allgemeines

Je nach Gestein, Exposition und Abbaueinwirkungen (z. B. Sprengverfahren, Stilllegungszeitpunkt) weisen die Felswände eine große standörtliche Vielfalt auf. Felspalten und -bänder ermöglichen dabei eine Besiedlung durch Gefäßpflanzen, während homogene Felswandbereiche fast keine Vegetation tragen. Die Besiedlung durch Gehölze beschränkt sich i. d. R. auf Felspalten und bleibt dementsprechend auch nach Jahrzehnten sehr lückig. Charakteristische Arten sind *Fraxinus excelsior* (Esche), *Acer platanoides* (Spitz-Ahorn), *A. pseudoplatanus* (Berg-Ahorn) und verschiedenen *Salix* sp. (Weiden) (TRÄNKLE 1997).

Im Bereich extrem flachgründiger Bankkalkstandorte kommt nach KUNDEL (1983), KUNDEL et al. (1987) und MEYER (1990) eine *Sedum sexangulare* (Milder Mauerpfeffer)-

Gesellschaft vor, die neben der namengebenden Art vor allem kurzlebige Therophyten wie *Arenaria serpyllifolia* (Quendelblättriges Sandkraut) und *Geranium pusillum* (Zwerg-Storchschnabel) enthält. Eine zum Alysso-Sedion gestellte *Sedum album* (Weiße Fetthenne)-Gesellschaft beschreibt MEYER (1995). Auf instabilen, stark besonnten, mergel- und grusreichen Felsband-Standorten gesellen sich *Festuca pallens* (Blasser Schwingel) und *Teucrium botrys* (Trauben-Gamander) dazu und bilden eine zum Festucion pallescentis gehörige *Sedum album* (Weiße Fetthenne)-*Festuca pallens* (Blasser Schwingel)-Gesellschaft. Auch NIEDERMEYER (1989) berichtet von Trockenrasen-Stadien auf einer stark gegliederten, nordexponierten Felswand eines seit Jahrzehnten aufgelassenen Steinbruchteils.

Aus feinerdearmen Klüften einer NW-exponierten ca. 30 Jahren alten Felswand beschreibt MAUS (1995) das vereinzelte Vorkommen von *Salix caprea* (Sal-Weide), *Rubus idaeus* (Himbeere) und einer Reihe krautiger Pflanzen aus unterschiedlichsten Vegetationseinheiten. MEYER (1990) berichtet von vereinzelten Vorkommen des Corno-Prunetum im Bereich klüftiger Steilwände, ohne dass eine Krautschicht ausgebildet ist. Eine dem Asplenietum rutae-murariae-trichomanis ähnliche Felsspaltengesellschaft in Felsspalten mit minimalen Feinerdegehalten gebildet aus *Asplenium ruta-muraria* (Mauerraute) nennt MEYER (1995).

TRÄNKLE (1997) beschreibt bei angrenzenden Halbtrockenrasen eine artenarme, südexponierte 70 bis 80 Jahre alte *Brachypodium pinnatum* (Fieder-Zwenke)-Steilwandgesellschaft. Offensichtlich ist die Fieder-Zwenke durch ihre starke Rhizombildung befähigt, die Standortsbedingungen zu ertragen. MÜNCH (1995) und POSCHLOD (1984; 1986) berichten von 70 bis 80-jährigen Steilwänden, die nahezu vegetationsfrei sind.

6.5 Bermen

Standort

Unter Bermen werden Zwischenplateaus der Abbautätigkeit, breitere Felssimse und Felsköpfe verstanden, die in Bezug auf ihre standörtlichen Verhältnisse zwischen Felswänden und Sohlen vermitteln. Die Standortbedingungen sind in Abhängigkeit von der Breite der Standorte und der Festigkeit der angrenzenden Steilwände sehr unterschiedlich. Die Standorte können z. B. auf Bankkalken oder klüftigen Gesteinen besiedlungsfähige Nischen insbesondere auch für Gehölzarten aufweisen. Grenzen Steilwände aus „weicheren“ Gesteinen an, so werden aufgrund der stärkeren Erosion Schuttkegel ausgebildet, die die Standorte permanent überschütten. Massenkalken bieten dagegen kaum besiedlungsfähige Standorte für Gehölze. Auf Basis der Literatur finden sich auf den Bermen in der Mehrzahl flachgründige und häufig auch Vergesellschaftungen verschiedenster Stadien der Brometalia und Sedo-Scleranthetea.

Vegetation

ÖKON (1999) nennt auf extremen Kalkfelsstandorten (ohne Felsspalten) einen Pioniervegetationskomplex mit Moosen, Flechten und einigen Gefäßpflanzen wie z. B. *Teucrium botrys* (Trauben-Gamander). Aus dem Bereich flachgründiger Felskopfstandorte führt MEYER (1995) das Initialstadium eines Halbtrockenrasens mit Moos-Sedum-Charakter und an weiterentwickelten Standorten eine Brometalia-Gesellschaft an. KUNDEL et al. (1987) nennen ebenfalls von Felsköpfen Vergesellschaftungen von Frühjahrs-Therophyten, die dem Cerastietum pumili zuzuordnen sind.

Aus dem Bereich 20 bis 30 Jahre alter, trockener Bermenkanten beschreibt MAUS (1995) eine Vergesellschaftung von *Festuca ovina* (Schaf-Schwingel), *Leontodon hispidus* (Rauher Löwenzahn), *Origanum vulgare* (Gewöhnlicher Dost) und *Hieracium bifidum* (Gabeliges Habichtskraut). Teilweise konnten sich Halbtrockenrasen-Fragmente des Mesobromion ausbilden. Mit zunehmender Feinerdeansammlung kommt es zur Entwicklung des Trifolio-

Agrimonietum. Magerrasenähnliche Säume mit artenreichen Orchideenvorkommen werden aus dem Bereich warmer, wechsellückiger, lehmiger Standorte beschrieben. Wechselfeuchte bis feuchte Bermenstandorte weisen dagegen eine Hochstaudenflur mit *Eupatorium cannabinum* (Wasserdost) und *Valeriana officinalis* agg. (Echter Arznei-Baldrian) auf. Einen Felsrasen mit dominierender *Carlina vulgaris* (Gold-Distel) und *Festuca cf. pallens* (Blasser Schwingel) beschreibt GROSSMANN (1992) von trockenen Bermenkanten.

Nach TRÄNKLE (1997) tragen auch noch 70- bis 80-jährige Standorte, stark sommertrockene Halbtrockenrasengesellschaften des Mesobromiumverbandes mit Trockenheitszeigern wie *Linum tenuifolium* (Zarter Lein). In Gesteinsspalten wurzelt vorwiegend *Pinus sylvestris* (Wald-Kiefer) und bildet zusammen mit *Brachypodium pinnatum* (Fieder-Zwenke) Halbtrockenrasenbestände ohne Verbuschungstendenzen aus. Ein ähnliches mit Wald-Kiefern (*Pinus sylvestris*) bestandenes Mesobrometum beschreibt POSCHLOD (1984) aus einem seit ca. 50 Jahren aufgelassenen Steinbruch.

Schuttreichere Bermenstandorte sind durch die für Gehölze besseren Keimungsbedingungen mit einem lockeren Gebüsch aus *Prunus avium* (Vogelkirsche), *Cornus sanguinea* (Roter Hartriegel) und *Prunus spinosa* (Schlehe) bewachsen.

Bei Vorhandensein zahlreicher Klüfte z. B. auf Bankkalken können nach 20 bis 30 Jahren bei angrenzenden Nadelwaldbeständen vorwaldartige Stadien aus *Pinus sylvestris* (Wald-Kiefer) und *Picea abies* (Fichte) entwickelt sein. Fehlen angrenzende Nadelwälder bilden sich mehr oder weniger geschlossene Bestände aus verschiedensten Laubholzarten. Nach ca. 50 Jahren können in diesen Beständen weiter aufbauende Baumarten (z. B. *Fagus sylvatica* (Rotbuche)), allerdings mit geringer Wuchsleistung auftreten (TRÄNKLE 1997).

KORTE & GREIWE (1998) nennen von Bermenstandorten mit offensichtlich heterogenen Standortverhältnissen lückige Pionierfluren, thermophile Kalkmagerrasen-

Säume mit Übergängen zu Stickstoff-Krautfluren oder von Weiden geprägte Pioniergehölzgesellschaften.

6.6 Sohlenstandorte

In den Abbaustätten der Zementindustrie sind Sohlen ein ungemein vielfältiger Lebensraum, in dem zahlreiche Pflanzengesellschaften entwickelt sein können. Dabei sind nach POSCHLOD (1986) und TRÄNKLE (1997) der Skelettreichtum und die Tiefgründigkeit der Schuttauflagen, das Vorhandensein von Spalten und der Anteil von Tonmergeln bzw. die Bildung von kolluvialen Tonmergelaufgaben und die daraus resultierenden Bodenfeuchteverhältnisse die bestimmenden Standortfaktoren. Die Standortvielfalt wird zudem durch maschinelle Bodenverdichtung oder Störung der Vegetationsentwicklung weiter erhöht.

6.6.1 Sohlen auf Bankkalken

Pflanzengemeinschaften junger und mittlerer Entwicklungsstadien (0 bis 50 Jahre)

Auf extrem flachgründigen, trockenen Sohlen mit Gesteinsspalten ist nach POSCHLOD (1984) und TRÄNKLE (1997) eine initiale *Poa compressa* (Flaches Rispengras)-*Tussilago farfara* (Huflattich)-Gesellschaft auch nach 15 bis 25 Jahren noch unverändert erhalten. *Hieracium piloselloides* (Florentiner Habichtskraut) kann zusammen mit *Poa compressa* (Flaches Rispengras) gesellschaftsbildend auftreten, wobei *Lotus corniculatus* (Gewöhnlicher Hornklee) und *Hippocrepis comosa* (Hufeisenklee) höchst vertreten sind. Auf die Rolle des gewöhnlichen Hornklee als Pionier weisen auch USHER (1979) und DAVIS et al. (1985) hin. Die Gesellschaft entwickelt bei dünner werdender Schuttauflage eine durch die Therophyten *Erucastrum gallicum* (Französische Hundsräuke) und *Arenaria serpyllifolia* (Quendelblättriges Sandkraut) charakterisierte Ausbildung. Im Bereich kolluvial durch Mergel verschlammter flacher Senken hat sich dagegen eine *Tussilago farfara* (Huflattich)-*Carex flacca* (Blau-Segge)-Halbtrockenrasen-Initialgesellschaft gebildet (TRÄNKLE (1997).

Charakteristisch für trockene bzw. schnell austrocknende, feinerdearme etwas ältere Bereiche über Bankkalken sind nach DIETZ (1993), BRINKSCHMIDT et al. (1994), MEYER (1995), TABERG (1995b) und BOLTE (1996) Mauerpfeffer-Pionierfluren des Alysso-Sedion. Kennzeichnend für die lückigen Gesellschaften sind *Sedum acre* (Scharfer Mauerpfeffer), *S. album* (Weiße Fetthenne), *Alyssum montanum* (Berg-Steinkraut) und *Minuartia hybrida* (Schmalblättrige Miere).

KUNDEL (1983) und KUNDEL et al. (1987) beschreiben aus aufgelassenen und betriebenen Steinbrüchen des Teutoburger Waldes eine an DIEKJOBST (1965) angelehnte Sukzessionsreihe vom Rohboden-Pioniergesellschaften zum Halbtrockenrasen. Auf eine erste Flechten- und Moos-Pionierphase folgt dabei eine *Poa compressa* (Flaches Rispengras)-Phase, deren lückige Vegetationsdecke neben dem namengebenden Gras durch *Tussilago farfara* (Huflattich) charakterisiert ist und damit der oben beschriebenen *Poa compressa* (Flaches Rispengras)-*Tussilago farfara* (Huflattich)-Gesellschaft gleicht. Die Weiterentwicklung führt zur *Thymus pulegioides* (Arznei-Thymian)-Phase, die ein Alter von 20 Jahren erreichen kann. Bestandsbildend sind dabei neben *Thymus pulegioides* (Arznei-Thymian) auch *Festuca ovina* agg. (Schaf-Schwingel) und *Sanguisorba minor* (Kleiner Wiesenknopf). Der herbstliche Aspekt wird vielfach durch *Gentiana ciliata* (Gefranster Enzian) geprägt, der hier sein optimales Vorkommen besitzt. Vergleichbare Bestände zusätzlich noch mit *Gentiana germanica* (Deutscher Enzian) und *G. verna* (Frühlings-Enzian) werden auch von TRÄNKLE (1997) genannt. POSCHLOD (1984) beschreibt von skelettreichen, evtl. aufgeschütteten Standorten einer seit ca. 20 Jahren stillgelegten Fläche ein Arrhenatheretum brometosum.

Skelettreiche, humusarme und junge Standorte werden nach POSCHLOD (1984), POSCHLOD & MUHLE (1985), KUNDEL et al. (1987), DICKE (1989) und TABERG (1995b) vom Echio-Mellilotetum bewachsen. Ähnliche Standorte, die seit 1 bis 3 Jahren keiner Beanspruchung mehr unterliegen, werden nach MEYER (1990) und BRINKSCHMIDT

et al. (1994) häufig von einzelnen Arten der Ackerwildkraut- und Ruderalfluren (z. B. *Echium vulgare* (Natternkopf), *Diploaxis tenuifolia* (Stinkkraut), *Calamagrostis epigejos* (Land-Reitgras)) besiedelt, ohne dass eine Zuordnung zu einer Gesellschaft möglich wäre. Die Autoren machen hierbei Zufallsereignisse für das Auftreten und die Dominanz der einzelnen Arten verantwortlich.

Von verdichteten, skelettreichen Standorten beschreiben POSCHLOD (1984), POSCHLOD & MUHLE (1985) und MAUS (1995) das Dauco-Picridetum hieracioides, während auf stark steinigem und dadurch trockeneren Standorten das Echio-Melilotetum vorkommt. Ähnliche Ruderalfluren mit *Tussilago farfara* (Huflattich), *Artemisia absinthium* (Wermut), *Hieracium piloselloides* (Florentiner Habichtskraut), *Melilotus alba* (Weißer Steinklee) und anderen Arten der ausdauernden Ruderalfluren stocken nach MÜRB (1993) auf offenen Sohlenstandorten einer aufgelassenen Röttongrube.

Nach KUNDEL et al. (1987) und KUNDEL (1983) bilden sich bei nahezu geschlossener Krautschicht nach mindestens 30 bis 40 Jahren konkurrenzstarke *Brachypodium pinnatum* (Fieder-Zwenke)-Dominanzbestände aus. Treten in Beständen des Mesobromions verstärkt Saum- und Waldarten wie *Trifolium medium* (Mittlerer Klee) und *Epipactis helleborine* (Breitblättrige Stendelwurz) auf, beginnt eine Degenerationsphase des Mesobrometum. Vergleichbare Ausbildungen von Halbtrockenrasen, z. T. mit zahlreichen Orchideen und Wechselfeuchtezeigern geben auch MÖHRKE (1971), KLUMPE (1975), OELJEKLAUS (1975), ABT et al. (1977), POSCHLOD (1984; 1986), POSCHLOD & MUHLE (1985), GÜNNEWIG (1986), MEYER (1990), DIETZ (1993), MEYER (1995), MÜNCH (1995), LELIVELDT & RÖDEL (1996a; 1997) und TRÄNKLE (1997) an.

Auf für Gehölze nicht besiedelbaren, ca. 50 Jahre alten Sohlen, die durch umgebende Gehölzsukzessionen beschattet werden, kann nach TRÄNKLE (1997) eine mesophile *Origanum vulgare*-Gesellschaft entwickelt sein. Als charakteristische Saumge-

sellschaft im Bereich von Gehölzen beschreiben POSCHLOD & MUHLE (1985), KUNDEL et al. (1987) und MEYER (1990) das Trifolio-Agrimonetum.

Im Bereich mindestens 30 Jahre alter Sohlenstandorte können sich nach MEYER (1990), MEYER (1995), LELIVELDT & RÖDEL (1996a; 1997) und TRÄNKLE (1997) auch bereits verschiedene *Salix caprea* (Sal-Weide)-Gesellschaften ansiedeln, die aufgrund ihres lückigen Kronendaches teilweise reich an Orchideen und Saumarten sind. In älteren Strauchgehölz-Gesellschaften treten nach MEYER (1995) die Querco-Fagetea-Arten *Fagus sylvatica* (Rotbuche) und *Quercus robur* (Stiel-Eiche) hinzu. Nach TRÄNKLE (1997) werden derartige Vegetationsentwicklungen entweder durch stark klüftige Böden oder einen erhöhten Feuchtegehalt durch kolluviale Tonmergeleinschwemmungen oder tiefgründige Schuttauflagen verursacht.

Pflanzengemeinschaften älterer Entwicklungsstadien (51 bis 80 Jahre)

Auf trockenen Standorten beschreibt MEYER (1995) ein lichtes, über 50 Jahre altes *Pinus sylvestris*-Gehölz mit zahlreichen Arten der Festuco-Brometea und der Trifolio-Geranietea. Einen analogen Bestand einer *Pinus sylvestris* (Wald-Kiefer)-*Brachypodium pinnatum* (Fieder-Zwenke)-Gesellschaft mit *Pyrola uniflora* (Einblütiges Wintergrün), *P. secunda* (Nickendes Wintergrün) und *P. rotundifolia* (Rundblättriges Wintergrün) beschreiben POSCHLOD (1984) und POSCHLOD & MUHLE (1985) auf 60 bis 80 Jahre alten Sohlenstandorten. Diese haben sich aus Halbtrockenrasen entwickelt.

Entlang feuchter, kolluvial verschlammter Senken beschreibt TRÄNKLE (1997) die Verbuschung durch *Salix purpurea* (Purpur-Weide). Es handelt sich hierbei um Übergangstandorte zu den Sohlen mit hohem Tonmergel- oder Feinmaterialanteilen.

Im Bereich nährstoffreicher, trockener Standorte tritt nach LELIVELDT & RÖDEL (1997) und MEYER (1995) das als ruderale Saumgesellschaft bezeichnete Tanacetum auf. Sind die Standorte noch

frisch ausgebildet, sind vereinzelt das *Atropetum belladonnae* und die *Sambucus nigra* (Schwarzer Holunder)-Gesellschaft ausgebildet (LELIVELDT & RÖDEL 1996a; 1997), die auch bei KUNDEL (1983) erwähnt werden. Nach BOLTE (1996) können sich auf feinerreicheren Standorten zudem hochwüchsige Bestände entwickeln, die in ihrer Artenzusammensetzung zwischen dem Dauco-Melilotium und dem Trifolium medii vermitteln.

6.6.2 Sohlen mit hohem Mergelanteil

Junge Entwicklungsstadien der Vegetation (0 bis 20 Jahre)

In Senken jeder Größe bilden sich innerhalb weniger Monate durch die tonhaltigen Gesteine kolluviale, Wasser stauende Schichten. Je höher der Tongehalt der Gesteine, desto ausgeprägter sind die Effekte. Dadurch entstehen in Abhängigkeit von der Reliefföhe und dem Mergelanteil kleinteilige Vegetationszonierungen mit wechseltroffenen bis staunassen Standortsbedingungen bis hin zu ephemeren und ausdauernden Stillgewässern. Derartige Zonen können in den großen Abbaustätten der Zementindustrie 10 bis 20 ha Fläche einnehmen. Ein Transekt entlang eines derartigen Standortgradienten ist bei TRÄNKLE (1997) vorhanden.

Auch auf mergeligen trockenen, nicht überstauten Sohlenstandorten wird als charakteristische Pioniergesellschaft von POSCHLOD (1984; 1986), POSCHLOD & MUHLE (1985), MEYER (1990), ALBRAND (1993), SCHACHT (1994), MAUS (1995), MEYER (1995) und TRÄNKLE (1997) das *Poo-Tussilaginatum farfarae* bzw. die entsprechenden *Tussilago farfara* (Huflattich)- oder *Poa compressa* (Flaches Rispengras)-Gesellschaften beschrieben, allerdings mit einem verstärkt in den Vordergrund tretenden Anteil an Wechselfeuchtezeigern wie z. B. *Leontodon autumnalis* (Herbst-Löwenzahn). Selten tritt nach SCHACHT (1994) auf wechseltroffenen Standorten ein *Bromus inermis* (Unbegrannte Trespe)-Dominanzbestand auf.

Mit zunehmender Wechsellrockenheit bis -nässe und temporärer bis mehrere Wochen andauernder Überstauung sind nach TRÄNKLE (1997) auf 15 bis 25 Jahren alten Standorten die auch als Erstbesiedler anzusehenden Arten *Lolium perenne* (Ausdauernder Lolch), *Leontodon autumnalis* (Herbst-Löwenzahn), *Plantago major* (Breite Wegerich) und *Prunella vulgaris* (Kleine Prunelle) weiterhin bestandsbildend. Selten können auch Bestände mit *Puccinellia distans* (Gewöhnlicher Salzschwaden) auftreten. KORTE & GREIWE (1993) nennen als Pioniergesellschaft feuchter Standorte einen Fingerkraut-Queckenrasen des Agropyro-Rumicion.

Wechselfeuchte, gestörte Standorte weisen nach KUNDEL (1983), POSCHLOD & MUHLE (1985), KUNDEL et al. (1987), ALBRAND (1993), DEUTSCHE PROJEKT UNION (1993), MEYER (1995), BÖLTE (1996) und LELIVELDT & RÖDEL (1996a) Flutrasenfragmente von meist *Agrostis stolonifera*-(Weißes Straußgras)-dominierten Agropyro-Rumicion-Gesellschaften auf. In Initialstadien dieser Bestände kann *Juncus articulatus* (Glanzfrüchtige Binse) eine eigene Gesellschaft aufbauen (KUNDEL 1983; MEYER 1990; TRÄNKLE 1997). Die *Juncus bufonius* (Kröten-Binse)-Gesellschaft findet sich nach MEYER (1990) im Bereich stark durchfeuchteter, gestörter Bodenstandorte und enthält als Besonderheit *Centaureum pulchellum* (Kleines Tausendgüldenkraut). Kleinflächige Vorkommen der Trittgemeinschaft der zarten Binse (*Juncetum tenuis*) nennen auch LELIVELDT & RÖDEL (1997) von Wegen in alten Abbauflächen.

Wärmebegünstigte, wechselfeuchte Sohlenbereiche werden von einer *Carex demissa* (Grün-Segge)-Agropyro-Rumicion-Gesellschaft eingenommen, die Anklänge an Pfeifengraswiesen zeigt. Auf wechselfeuchten Kreidestandorten weist SCHACHT (1994) das Potentillo-Festucetum arundinaceae nach. Auf feuchten, nährstoffreicheren Sohlenstandorten kann eine hochstaudendominierte Vegetation auftreten.

Erstbesiedler langanhaltend überstauter Bereiche sind nach POSCHLOD & MUHLE (1985), POSCHLOD (1986), TRÄNKLE (1997)

und KORTE & GREIWE (1998) *Eleocharis palustris* (Gewöhnliche Sumpfbirse) und *Juncus articulatus* (Glanzfrüchtige Binse). Sie bilden auch nach 15 bis 25 Jahren eine Dauerpioniergesellschaft mit *Eleocharis palustris* (Gewöhnliche Sumpfbirse)-Gesellschaft, in der auch *Equisetum palustre* (Sumpf-Schachtelhalm) und seltener auch *Equisetum variegatum* (Bunter Schachtelhalm) bestandsbildend auftreten können. *Eleocharis palustris* (Gewöhnliche Sumpfbirse) bildet zusammen mit *Typha latifolia* (Breitblättriger Rohrkolben) und seltener *Phragmites australis* (Schilfrohr) die Vegetation der dauerhaft überstauten Bereiche. Derartige Stadien können in größeren Gewässern über mehrere Jahrzehnte stabil sein (TRÄNKLE 1997).

Auf staunassen und temporär überschwemmten Sohlen aus Süßwassermolasse bilden sich nach TRÄNKLE (1997) meist dichte Binsenbestände einer *Juncus articulatus* (Glanzfrüchtige Binse)-*Juncus conglomeratus* (Knäuel-Binse)-Gesellschaft. Sehr ähnliche Gesellschaften werden von WIRZ (1997) mit Dominanzbeständen der Binsen *Juncus effusus* (Flutter-Binse), *J. conglomeratus* (Knäuel-Binse), *J. inflexus* (Graugrüne Binse) oder *J. articulatus* (Glanzfrüchtige Binse) genannt.

Als Sukzessionsstadien, aber auch als Primärbesiedler länger überstauter Standorte, werden häufig Röhrichte der Phragmitetea angegeben. Im Gegensatz zu Standorten mit ausdauernder Wasserführung sind die von POSCHLOD (1984; 1986), POSCHLOD & MUHLE (1985), ANDERSON & BROWN (1991), BRINKSCHMIDT et al. (1994), MAUS (1995), MEYER (1995), TABERG (1995b), BÖLTE (1996), KORTE & GREIWE (1998) und TRÄNKLE (1997) beschriebenen Bestände artenarm.

Mittlere Entwicklungsstadien der Vegetation (21 bis 60 Jahre)

In einem 20 bis 30 Jahre alten Steinbruch beschreiben MAUS (1995) und STAPELMANN & BRAMEY (1995) vermutlich durch Eintrag von Aushub geförderte Hochstaudenfluren des Convolvulo-Eupatorietum cannabinii. SCHACHT (1994) fand an ähnlichen Standorten das Convolvulo-Epilobietum hirsuti.

Darüber hinaus kann es auch zur Ausbildung eines *Rubus caesius* (Kratzbeere)-Dominanzbestandes kommen.

Im 20 bis 30 Jahre alten ephemeren Kleingewässer treten nach MAUS (1995) die Arten *Carex hostiana* (Saum-Segge), *Carex flacca* (Blau-Segge), *Scirpus sylvaticus* (Wald-Simse) und *Juncus inflexus* (Graugrüne Binse) auf.

TRÄNKLE (1997) beschreibt ringförmig um Senken ausgebildete *Salix purpurea* (Purpur-Weide)-Gebüsche, in denen je nach Reliefgradient *Eleocharis palustris* (Gewöhnliche Sumpfbirse) und *Juncus articulatus* (Glanzfrüchtige Binse) oder Arten der Flut- und Trittrasen (Agrostietea stoloniferae, z. B. *Lolium perenne* (Ausdauernder Lolch), *Plantago major* (Breiter Wegerich) und *Leontodon autumnalis* (Herbst-Löwenzahn) auftreten.

Bei wechsellässigen Verhältnissen entwickeln sich strukturreiche, lichte Weidengebüsche mit spärlichem Unterwuchs und mit so seltenen Arten wie *Salix daphnoides* (Reif-Weide). Auf weiterentwickelten, verlandeten Standorten haben sich nach TRÄNKLE (1997) waldartige *Salix purpurea* (Purpur-Weide)-*Frangula alnus* (Faulbaum)-Vorwaldgesellschaften entwickelt, im Unterwuchs teilweise mit *Pyrola rotundifolia* (Rundblättriges Wintergrün). Die ursprünglichen Arten der Gewässer sind im Zuge des Verlandungsprozesses mit Ausnahme konkurrenzstarker Arten wie *Phalaris arundinacea* (Rohr-Glanzgras) verschwunden und durch thermophile Elemente wie *Brachypodium pinnatum* (Fieder-Zwenke) ersetzt.

Als charakteristische Pioniergehölze auf wechselfeuchten Sohlenstandorten finden sich nach KUNDEL (1983), KUNDEL et al. (1987), MEYER (1990), MAUS (1995) und SCHACHT (1994) auch *Salix caprea* (Sal-Weide)-Vorwaldgesellschaften. Teilweise sind *Betula pendula* (Hänge-Birke) und *Populus tremula* (Zitter-Pappel) in hohen Deckungen vorhanden. Diese Gehölze besitzen eine je nach Vorläufer- und Kontaktgesellschaft sehr unterschiedliche Krautschicht.

Neben diesen weit verbreiteten Gesellschaften werden von zahlreichen Autoren verschiedenste Pflanzengemeinschaften genannt, in denen v. a. *Molinia arundinacea* (Rohr-Pfeifengras) regelmäßig auftritt. Ein *Cirsio tuberosi*-Molinietum arundinaceae führen POSCHLOD & MUHLE (1985) auf. Die standörtlichen Abhängigkeiten lassen sich nicht weiter konkretisieren.

Nach KUNDEL (1983), KUNDEL et al. (1987) und MEYER (1990) tritt auf wechselfeuchten Mergelböden in zwei seit 30 bzw. 65 Jahren aufgelassenen Steinbrüchen des Teutoburger Waldes ein Molinietum caeruleae auf. LELIVELDT & RÖDEL (1996a) stufen die entsprechende Vegetation als *Eleocharis palustris* (Gewöhnliche Sumpfbirse)-[Molinion caeruleae]-Gesellschaft ein.

Ein wechselfeuchte Verhältnisse charakterisierendes Molinietum caeruleae mit *Molinia arundinacea* (Rohr-Pfeifengras), *Carex hostiana* (Saum-Segge), *Carex flacca* (Blau-Segge) und verschiedenen *Cirsium* (Kratzdistel)-Arten beschreibt MAUS (1995), während sich im Bereich kleiner ephemerer Tümpel eine initiale Kalk-Niedermoorgesellschaft mit *Carex hostiana* (Saum-Segge) und *Dactylorhiza fuchsii* (Fuchs' Knabenkraut) entwickeln kann. Nach SCHACHT (1994), MAUS (1995) und TRÄNKLE (1997) bilden sich auch Rohr-Glanzgras-Röhrichte aus.

Pflanzengemeinschaften der nährstoffreichen und nassen Staudenfluren Calthion und Filipendulion mit *Achillea ptarmica* (Sumpf-Schafgarbe), *Filipendula ulmaria* (Mädesüß), *Stachys palustris* (Sumpf-Ziest), *Cirsium oleraceum* (Kohldistel), *C. palustris* (Sumpf-Kratzdistel), *Silaum silaus* (Wiesensilge) und *Scirpus sylvaticus* (Wald-Simse) beschreiben DICKE (1989) und MAUS (1995). Auf schwach ruderalen Standorten dominieren dagegen nach MEYER (1995) *Phalaris arundinacea* (Rohr-Glanzgras), *Cirsium arvense* (Acker-Kratzdistel) und *Filipendula ulmaria* (Mädesüß). Vereinzelt finden sich bei KUNDEL (1983) Zweizahn-Gesellschaften mit *Bidens tripartita* (Dreiteiliger Zweizahn), *B. frondosa* (Schwarzfrüchtiger Zweizahn) sowie verschiedene Knöterich-Arten (*Polygonum*

sp.) an zeitweise gestörten wechsellnasen Standorten.

Auf wechselfeuchten Kreidestandorten weist SCHACHT (1994) das Potentillo-Festucetum arundinaceae und im Bereich von Kleingewässern das Ranunculo repentis-Alopecuretum geniculati nach.

Ältere Entwicklungsstadien der Vegetation (60 bis 80 Jahre)

Die weitere Sukzession der Sohlenstandorte hängt stark vom Sohlenmaterial und der Wasserverfügbarkeit ab.

Trockene, 70 bis 80 Jahre alte Standorte weisen nach POSCHLOD (1984; 1986), POSCHLOD & MUHLE (1985), MAUS (1995) und TRÄNKLE (1997) *Brachypodium pinnatum* (Fieder-Zwenke)-reiche Halbtrockenrasen auf. Auch SCHACHT (1994) nennt das Onobrychido-Brometum (Esparsetten-Halbtrockenrasen), während skelettreichere Standorte nach MEYER (1995) Mesobromion-Gesellschaften mit Felsgrusarten tragen.

Wechselfeuchte bis -trockene Standorte tragen artenarme *Calamagrostis epigejos* (Land-Reitgras)-Gesellschaften oder lückige, durch *Carex flacca* (Blau-Segge) und *Globularia punctata* (Gewöhnliche Kugelblume) geprägte Halbtrockenrasen (POSCHLOD & MUHLE 1985; POSCHLOD 1986).

Bei ausgeglicheneren Wasserverhältnissen treten Gehölze vorwiegend in Form artenreicher Weidenbestände (*Salix* sp.) auf. Staunasse Bereiche in Flachsenken weisen bei POSCHLOD (1984), POSCHLOD & MUHLE (1985) und TRÄNKLE (1997) eine charakteristische, artenarme Vegetation mit verschiedenen Weidenarten (u. a. *Salix purpurea* (Purpur-Weide), *S. alba* (Silber-Weide), *S. elaeagnos* (Lavendel-Weide), *S. caprea* (Sal-Weide)). Die Krautschicht ist in Abhängigkeit von der Dauer der Überstauung (insbesondere Mikrorelief, Niederschlagsmengen, Feinmaterialanteil) heterogen und häufig lückig ausgebildet. Charakteristisch für lang anhaltend überstaute Standorte sind z. B. verschiedene *Juncus*-Arten (Binsen). Wechsellnasse bis -trockene Standorte tragen Dauerpioniergesellschaften

mit *Poa compressa* (Flaches Rispengras) und *Tussilago farfara* (Huflattich).

Als charakteristisches Begleitgehölz temporär staunasser Mulden beschreiben BRINKSCHMIDT et al. (1994) das Salicetum triandro-viminalis. Auch KORTE & GREIWE (1993) und MURB (1993) nennen als Besiedler älterer Sukzessionsstadien Weiden des Salicion albae. DAVIS (1981) beschreibt das Vorkommen von *Salix cinerea* (Grauweide) und anderer Weidenarten an Gewässern in Abbaustätten der Zementindustrie Großbritanniens.

Mit zunehmendem Alter verlanden die Gewässer und der charakteristische, oben beschriebene Unterwuchs verschwindet. Die Vitalität der Bestände lässt in Abhängigkeit von der Wasserversorgung z. T. erheblich nach.

Sommerwarme und trockenere Standorte werden dagegen nach KUNDEL (1983) und MEYER (1990) vom Rhamno-Prunetum besiedelt. An besonders trockenen Stellen stocken *Hippophae rhamnoides* (Sanddorn)-Gehölze. In einzelnen Bereichen können sich durch *Acer pseudoplatanus* (Berg-Ahorn), *Populus tremula* (Zitter-Pappel) oder *Fraxinus excelsior* (Esche) dominierte Gehölzbestände ausbilden.

Kalk-Quellfluren

Als Besonderheiten kalk-oligotropher, wechselfeuchter-wechsellnasser Standorte werden aus den Abbaustätten der Zementindustrie mehrfach die Vorkommen von Kalk-Quellfluren, Kleinseggenriede und Pfeifengraswiesen bzw. ihre Initialstadien genannt.

Kalk-Flachmoorgesellschaften des Caricion davallianae mit *Eriophorum* (Wollgras)-Arten und *Tofieldia calyculata* (Gewöhnliche Simsenlilie) beschreiben WUNSCH (1978), KLEPSEK & WUNSCH (1979), SCHREINER et al. (1979), POSCHLOD & MUHLE (1985) und MÜNCH (1995) aus einem 80 Jahre alten Steinbruch auf der Schwäbischen Alb (Baden-Württemberg).

In einem von GÜNNEWIG (1986) untersuchten, aufgelassenen Steinbruch bei Beckum

findet sich ebenfalls eine Kalk-Flachmoorgesellschaft mit *Eriophorum latifolium* (Breitblättriges Wollgras) und *Liparis loeselii* (Glanzstendel). KORTE & GREIWE (1993) nennen aus einem inzwischen als Naturschutzgebiet ausgewiesenen Steinbruch ebenfalls Kleinseggenriede mit *Eriophorum latifolium* (Breitblättriges Wollgras). POSCHLOD (1984) konnte in der Verdlandungszone eines Tümpels flachmoorähnliche Stadien mit dominierendem *Drepanocladus aduncus* nachweisen.

Eine schwach durchströmte Geländesenke wird nach LELIVELDT & RÖDEL (1996a) von der niedrigwüchsigen und lückigen Niedermoorgesellschaft des Eleocharietum quinqueflorae besiedelt. WAGNER (1990) ordnet den Bestand dagegen dem Orchio-Schoenetum nigricantis zu. Im Kontakt zum Eleocharietum quinqueflorae findet sich eine *Molinia caerulea* (Blaues Pfeifengras)-[*Caricion davallianae*]-Derivatgesellschaft.

Salz-Standorte

Selten werden auch Sonderstandorte mit hohem Salzgehalt aufgeführt. Auf derartigen Standorten kommt es nach ALBRAND (1993) zur Ausbildung der inzwischen sehr seltenen Salzschwaden-Rasen der Binnensalzstellen (Spergulario-Puccinellietum distantis) mit *Puccinellia distans* (Gewöhnlicher Salzschwaden), *P. maritima* (Strand-Salzschwaden), *Aster tripolium* (Strand-Aster) und *Juncus gerardii* (Salz-Binse).

6.7 Dauerhaft Wasser führende Still- und Fließgewässer

Gewässer mit ausdauernder Wasserführung werden aus vielen aufgelassenen und betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie beschrieben. Dabei können sich je nach Größe und Morphologie, Wassertiefe, Wasserchemismus, Alter und Störungsgrad verschiedene Sumpf- und Wasserpflanzengesellschaften einstellen. Der Übergang zu den ephemeren Gewässern ist fließend. Dies betrifft v. a. die flacheren Randzonen insbesondere in den ausschließlich durch Regenwasser und nicht durch Grundwasser gespeisten Gewässern.

Erstbesiedler der Stillgewässer sind nach TRÄNKLE (1997) *Typha latifolia* (Breitblättriger Rohrkolben) und *Eleocharis palustris* (Gewöhnliche Sumpfbirse). DAVIS (1981), KUNDEL (1983), POSCHLOD (1984; 1986), GUNNEWIG (1986), KUNDEL et al. (1987), DICKE (1989), NIEDERMAYER (1989), MEYER (1990), GROSSMANN (1992), ALBRAND (1993), DEUTSCHE PROJEKT UNION (1993), KORTE & GREIWE (1993), MURB (1993), SCHACHT (1994), MAUS (1995), MÜNCH (1995), TRÄNKLE (1997), WIRZ (1997), KORTEMEIER & BROKMANN (1999) und BÜROGEMEINSCHAFT BRUNSDRESCHER (o. J.) sowie HEHMANN (mndl.) beschreiben von stehenden Gewässern verschiedene Röhrichtgesellschaften des Phragmition (z. B. Glycerietum maximae, Oenanthro-Rorippetum amphibiae, Phragmitetum australis, Scirpetum lacustris, Typhetum latifoliae, Typhetum angustifoliae). Als dominierende Arten treten dabei *Alisma plantago-aquatica* (Gewöhnlicher Froschlöffel), *Eleocharis palustris* (Gewöhnliche Sumpfbirse), *Baldellia ranunculoides* (Gewöhnlicher Igel-schlauch), *Equisetum fluviatile* (Teich-Schachtelhalm), *Glyceria maxima* (Wasserschwaden), *Iris pseudacorus* (Sumpf-Schwertlilie), *Phragmites australis* (Schilfrohr), *Schoenoplectus lacustris* (Seebirse), *Typha latifolia* (Breitblättriger Rohrkolben) und *Typha angustifolia* (Schmalblättriger Rohrkolben) auf.

Charakteristisch für oligotrophe Steinbruch-Gewässer sind Armeleuchteralgen-Bestände (TRÄNKLE & BEIBWENGER 1999). Daten über das Artenspektrum liegen aber kaum vor. Auf der Wasserfläche frei flotierend beschreibt KUNDEL (1983) artenarme Wasserlinsen-Gesellschaften mit *Lemna minor* (Kleine Wasserlinse) und *Spirodela polyrhiza* (Teichlinse). Schwimmblatt-Gesellschaftsfragmente des Nymphaeion mit *Potamogeton natans* (Schwimmendes Laichkraut), *Ranunculus circinatus* (Spreizender Hahnenfuß) und *Ceratophyllum demersum* (Rauhes Hornblatt) finden sich bei KUNDEL (1983) und MAUS (1995). Als submerse Laichkrautgesellschaften nennt TRÄNKLE (1997) Gesellschaften mit *Potamogeton natans* (Schwimmendes Laichkraut) und *Potamogeton berchtoldii* (Kleines Laichkraut).

Ausdauernde Fließgewässer

Als Fließgewässerröhrichte des Sparganio-Glycerion nennen MEYER (1990), ALBRAND (1993), DEUTSCHE PROJEKT UNION (1993) und LELIVELDT & RÖDEL (1996a) das Sparganio-Glycerietum fluitantis, das Catabrosetum aquaticae, eine *Nasturtium officinale* (Echte Brunnenkresse)-Gesellschaft, eine *Mentha aquatica* (Wasser-Minze)-Gesellschaft und eine *Veronica beccabunga* (Bachbunze)-Gesellschaft. An einem Bach eines Kreidebruches konnte sich nach SCHACHT (1994) ein den Großseggenrieden zuzurechnender *Carex acutiformis* (Sumpf-Segge)-Bestand ausbilden. Im Bereich eines an einen Schuttkegel-Quellhorizont anschließenden, stark jauchehaltigen Bächleins beschreibt POSCHLOD (1984) größere *Puccinellia distans* (Gewöhnlicher Salzschwaden)-Bestände.

Salz-Standorte

Die im Binnenland sehr seltenen Salzwässerröhrichte des Bolboschoenetum maritimi weist ALBRAND (1993) an salzbeeinflussten Standorten einer betriebenen Kreidegrube nach. An gestörten Röhrichtstandorten der Grubensohle können sich nach ALBRAND (1993) und DEUTSCHE PROJEKT UNION (1993) *Triglochin palustre* (Sumpf-Dreizack)-dominierte Gesellschaften entwickeln.

6.8 Erdschüttungen

Aus vielen aufgelassenen und betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie werden Erdaushub- oder Humushalden/-mieten beschrieben, die überwiegend konventionelle Grasansaat und Gehölzpflanzungen aufweisen. Das meist heterogen zusammengesetzte, nährstoffreiche und meist tiefgründige Substrat weist je nach Bearbeitung und Diasporenbank unterschiedlichste Pflanzengemeinschaften auf. Gemeinsam ist vielen Beständen der hohe Reichtum an Ackerwildkräutern, darunter auch so seltene Arten wie *Agrostemma githago* (Kornrade) oder *Brassica nigra* (Schwarzer Senf).

Im Bereich von durch Rekultivierungs- und Folgenutzungsmaßnahmen eingebrachtem Fremdmaterial treten in jungen Stadi-

en nach KUNDEL (1983), MEYER (1990), GROSSMANN (1992), SCHACHT (1994), MEYER (1995), TABERG (1995b) und LELIVELDT & RÖDEL (1996a) verschiedene Pflanzengemeinschaften der Chenopodietea, Artemisietea, Secalinetea auf. Rasch erfolgt eine Entwicklung zu grasreichen Pflanzengemeinschaften, die der Klasse Molinio-Arrhenatheretea zugeordnet werden können. Als typische Wiesengesellschaft wird dabei von SCHACHT (1994), MEYER (1995) und LELIVELDT & RÖDEL (1996a) das Dauco-Arrhenatheretum elatioris beschrieben. Im Bereich trittbelasteter Standorte fanden LELIVELDT & RÖDEL (1996a) das Lolio-Plantaginietum (Weidelgras-Trittwegerich-Gesellschaft).

Von wärmebegünstigten, schwach nährstoffreicheren Rohbodenstandorten beschreibt MEYER (1990) zwei Ruderalfluren, das Conyzo-Lactucetum serriolae und das Artemisio-Tanacetum vulgare.

Nach TABERG (1995b) dominiert auf tiefgründigen, nährstoffreichen Bodenschüttungen häufig *Calamagrostis epigejos* (Land-Reitgras). Eingestreut sind verschiedene Arten des Wirtschaftsgrünlandes (Molinio-Arrhenatheretea) und der ausdauernden Ruderalfluren (z. B. *Urtica dioica* (Brennnessel), *Dactylis glomerata* (Knäuelgras)).

Von frischen, nährstoffreichen Standorten beschreibt SCHACHT (1994) als ruderale Hochstaudenflur das Arctio-Artemisietum, das Urtico-Aegopodietum podagrariae und *Cirsium arvense*-Bestände. Bei sehr hohen Nährstoffzufuhren (Gülle) kann die Große Brennnessel (*Urtica dioica*) Dominanzbestände aufbauen.

Die weitere Entwicklung dieser Erdschüttungen mit Gehölzpflanzungen und Graseinsaat werden von KUNDEL (1983), POSCHLOD (1984; 1986), NIEDERMEYER (1989), MEYER (1990), GROSSMANN (1992), DEUTSCHE PROJEKT UNION (1993), KORTE & GREIWE (1993, 1998), BRINKSCHMIDT et al. (1994), SCHACHT (1994), MAUS (1995), MEYER (1995), TABERG (1995b), LELIVELDT & RÖDEL (1996a; 1997) und TRÄNKLE (1997) beschrieben.

6.9 Seltene und gefährdete Pflanzengemeinschaften und Biototypen

Die Bedeutung betriebener und aufgelassener Steinbrüche für seltene und gefährdete Pflanzengemeinschaften und Biotypen wird zusammenfassend von TRÄNKLE et al. (1992), GILCHER (1995), TRÄNKLE (1997), GILCHER & BRUNS (1999) und TRÄNKLE & BEIßWENGER (1999) dargestellt.

Gefährdungslisten für Pflanzengemeinschaften liegen auf Basis von JEDICKE (1997) nur für wenige Bundesländer (Bayern, Nordrhein-Westfalen, Schleswig-Holstein, Saarland, Thüringen) vor. Eine bundesweite Liste ist erst 2000 erschienen (RENNWALD 2000) und wird deshalb von allen Arbeiten nicht berücksichtigt. Für die Biotypen liegt eine Rote Liste für Deutschland vor. Aufgrund der uneinheitlichen Datengrundlage werden die in den ausgewerteten Arbeiten vorgenommenen Gefährdungszuordnungen übernommen. Eine einheitliche Auswertung ist derzeit nicht möglich.

MEYER (1990) stellt für den Teutoburger Wald einen kompletten Verlust der Pfeifengrasbestände außerhalb von Steinbrüchen infolge des landwirtschaftlichen Strukturwandels fest. Damit kommt den Abbaustätten eine große Bedeutung für den Erhalt dieser Gesellschaften zu. Voraussetzung ist hierbei eine entsprechende Bewirtschaftung.

Bezogen auf die Region Nordwestliches Weserbergland und Nordwestlicher Teutoburger Wald sieht KUNDEL (1983) folgende, z. T. inzwischen vollständig auf Steinbrüche beschränkte Pflanzengesellschaften als gefährdet und selten an: Mesobrometum in der *Trisetum* (Goldhafer)-, der *Prunella* (Brunelle)- und der *Danthonia* (Traubenhafer)-Subassoziation, Molinietum caeruleae, Trifolio-Agrimonetum inuletosum, *Geranium robertianum* (Stinkender Storchschnabel)-Schuttgesellschaft, *Sedum sexangulare* (Milder Mauerpfeffer)-Gesellschaft, *Prunus spinosa* (Schlehe)-*Cornus sanguinea* (Roter Hartriegel)-Gesellschaft, Clematido-Coryletum avellanae,

Carici-Fagetum sowie alle Hydrophytengesellschaften.

Analog stellen KUNDEL et al. (1987) in Abbaustätten des Teutoburger Waldes 38 Vegetationseinheiten fest, von denen sie 17 für den regionalen Bezugsraum als selten und stark gefährdet bzw. im Rückgang begriffen und potentiell gefährdet einstufen. LELIVELDT & RÖDEL (1996a; b) nennen für den gleichen Bezugsraum die Orchideen-Buchenwälder, Kalkhalbtrockenrasen und Kalkflachmoore als besonders naturschutzrelevante Vegetationseinheiten der Abbaustätten. Mit dem Eleocharietum quinqueflorae beschreiben sie eine im Naturraum Weserbergland und in Nordrhein-Westfalen stark gefährdete Pflanzengesellschaft.

KORTE & GREIWE (1998) erfassten in einem zur Zeit nicht betriebenen Steinbruch in Nordrhein-Westfalen 15 Biotypen, von denen 9 nach der Roten Liste der Biotypen regional als gefährdet bzw. stark gefährdet eingestuft werden, darunter z. B. Hecken, stehende Kleingewässer und vegetationsarme und -freie Bereiche.

TABERG (1995b) ermittelte in einer aufgelassenen und nur teilweise rekultivierten Abbaustätte einen lokal bedeutsamen Biotopkomplex, der neben der Lebensraumfunktion als Vernetzungselement auf Landschaftsebene eine weitere wichtige ökologische Funktion besitzt. Darüber hinaus weist der Steinbruch mit dem Fraxino-Aceretum eine nach der Roten Liste Nordrhein-Westfalens landesweit stark gefährdete Pflanzengesellschaft auf.

Von 26 in einem 1.500 ha großen Gebiet festgestellten, landesweit gefährdeten Biotypen (nach Rote Liste Niedersachsen) kommen nach WIRZ (1997) allein im Bereich einer ca. 90 ha großen Abbaustätte 10 gefährdete Biotypen vor. Schwerpunktartig handelt es sich dabei um Trespen-Halbtrockenrasen und Vegetationseinheiten feuchter bis nasser Standorte, die in der Abbaustätte auch flächenmäßig bedeutender entwickelt sind als im Umfeld.

GÜNEWIG (1986) und TROJAN & GRAUSDIES (1988) betonen die herausragende Bedeutung, die 18 betriebene und aufgelassene Abbaustätten im Kreis Warendorf (Nordrhein-Westfalen) für den Naturschutz haben. Vor allem die gefährdeten Gesellschaften der Trespen-Halbtrockenrasen (Mesobromion), der Stillwasserröhrichte (Phragmites) und der Pfeifengraswiesen und Kalk-Flachmoore (*Molinia caerulea*, *Caricion davalliana*) besitzen innerhalb des untersuchten Landkreises keine oder nur kleine oder qualitativ geringwertige Vorkommen.

Da in der Umgebung meist entsprechende Halbtrockenrasen verschwunden sind, stellt der von MEYER (1995) untersuchte Steinbruch einen wichtigen Refugialstandort für die entsprechende Vegetation dar. Den hohen Naturschutzwert von Steinbrüchen für Halbtrockenrasen-Gesellschaften betonen auch KORTE & GREIWE (1993; 1996) und ÖKON (1999).

SCHACHT (1994) stellt bei einem Vergleich der Kreidebrüche der Insel Rügen mit natürlichen Kreidestandorten an der Steil-

küste eine größere Anzahl an Vegetationseinheiten innerhalb der Steinbrüche fest. Er erklärt dies mit der größeren Standortvielfalt der Kreidebrüche gegenüber der in weiten Teilen waldbestandenen Steilküste. In den sechs Kreidebrüchen fanden sich 30 verschiedene Pflanzengesellschaften und -bestände, darunter mehrere gefährdete bzw. stark gefährdete.

ALBRAND (1993) stellt in einer betriebenen Kreidegrube Schleswig-Holsteins vier nach Rote Liste landesweit stark gefährdete bis vom Aussterben bedrohte Pflanzengesellschaften fest, von denen keine im Umfeld einen weiteren Standort aufweist. Er bezeichnet den Vegetationskomplex aus kalk- und salzliebenden Röhricht-, Ufer- und Pioniergesellschaften als einmalig für Norddeutschland.

Die DEUTSCHE PROJEKT UNION (1993) betont den Wert eines in Betrieb befindlichen Kreidegrubengeländes für Wildgrasfluren und Pioniergehölze auf Kalk-Rohböden, die einen in Schleswig-Holstein mittlerweile seltenen Standort darstellen. Als weitere hochwertige und teilweise gefährdete Ve-

getationseinheiten bezeichnen sie die floristisch und strukturell reichhaltigen Bestände wassergeprägter Standorte.

Ackerunkrautfluren, Felsheiden und Gesellschaften feuchter Standorte werden von GROSSMANN (1992) als regional seltene und gefährdete Vegetationsausbildungen beschrieben. Er bewertet den größten Teil des von ihm untersuchten, aufgelassenen Steinbruches auf der neunstufigen Bewertungsskala nach KAULE (1991) als „sehr gut“ (Stufe 8, landesweit bedeutsam) bis „hervorragend“ (Stufe 9, bundesweit bedeutend).

Über das Vorkommen an seltenen und gefährdeten Pflanzengesellschaften hinaus weisen die Abbaustätten der Zementindustrie aufgrund ihrer großen Standort- und damit Vegetationsvielfalt eine sehr hohe horizontale und vertikale Strukturdiversifizierung auf. Dies hat eine entsprechende Habitatvielfalt zur Folge, was wiederum ein reiches Vorkommen der häufig stark strukturabhängigen Fauna ermöglicht.

Die in der Literatur vorhandenen Daten sind hinsichtlich der Qualität der getroffenen Aussagen sehr unterschiedlich zu bewerten. Der Grund liegt dabei im Wesentlichen in der unterschiedlichen Bearbeitungsintensität dieser Artengruppe. Annähernd vollständige Erhebungen der Kryptogamenflora einzelner Steinbrüche fanden sich nur vereinzelt. Bei der überwiegenden Anzahl der Untersuchungen beschränkte sich die Erfassung der Kryptogamen auf im Zuge der Bearbeitung der Gefäßpflanzen zufällig gewonnene, mehr oder weniger unvollständige Artenlisten. Einschränkend wirken hierbei zusätzlich die teilweise unterschiedlichen Schwerpunkte im Bearbeitungszeitraum bei Phanerogamen und Kryptogamen (z. B. können manche Moosarten nur im Winter oder Vorfrühling gefunden bzw. sicher bestimmt werden). Darüber hinaus wirkt sich die unterschiedliche Erfahrung der einzelnen Bearbeiter mit den jeweiligen Kryptogamen-Gruppen unmittelbar auf die Qualität der entsprechenden Untersuchungen aus. Als die am häufigsten bearbeitete Taxozönose stehen die Moose im Zentrum dieser Auswertung. Explizite Untersuchungen über Flechten und Farne liegen bisher nicht vor.

7.1 Moose

7.1.1 Allgemeines

Eine adäquate Betrachtung von Moosen in Bezug auf ihr Vorkommen in Abbaustätten und die damit verbundenen Möglichkeiten der Erhaltung ist nur bei Berücksichtigung ihrer spezifischen Biologie und Lebensweise möglich (vgl. NEBEL & PHILIPPI 2000).

Moose sind in der Regel kleinwüchsig, besitzen kein Wurzelsystem und haben dadurch die Möglichkeit auch kleinsträumige Habitate zu besiedeln. Aufgrund ihrer unter mittleren Standortverhältnissen geringeren Konkurrenzkraft gegenüber Gefäßpflanzen weichen sie häufig auf Extremstandorte aus. Eine Vielzahl von solchen Extremstandorten finden sich dabei in den Abbaustätten der Zementindustrie. Die wichtigsten, in der Literatur genannten sind:

- Felsen und Steine
- offener, nährstoffarmer Rohboden
- offener, nährstoffreicher Rohboden
- Feuchtstandorte
- Wald- und Gebüschstandorte
- Sonderstandorte (Kalktuff, kalkstaubimprägnierte Baumrinde, Gewässer etc.)

Aufgrund der relativ geringen Anzahl an auswertbaren Untersuchungen zur Moosflora von Abbaustätten der Zementindustrie wurden für eine Erfassung des bryologischen Potenzials von Steinbrüchen mit kalkreichen Abbauprodukten auch Daten von Kalksteinbrüchen herangezogen, die nicht der Zementindustrie zugeordnet wurden (vgl. Tab. 10).

7.1.2 Moosvegetation aufgelassener und betriebener Abbaustätten der Zementindustrie und nicht der Zementindustrie zugeordneter Kalksteinbrüche

Bereits DAVIS (1979) verweist auf die zunehmende Bedeutung von Steinbrüchen für Moose und Flechten in Großbritannien. Steinbrüche werden als Refugialräume für ehemals weit verbreitete Moosarten der Kalkmagerrasen eingestuft, die in den ursprünglichen Habitaten durch Düngung oder Beweidungsaufgabe inzwischen stark zurückgegangen sind. Als wichtige Lebensräume nennt er Abraumhalden und Sohlenstandorte mit insgesamt 27 Arten.

Nach DIEKJOBST (1965) werden bei der Wiederbesiedlung von Abbausohlen die Pionierphasen durch wechselfeuchte Moosgesellschaften beherrscht. Dies ist nicht zuletzt auf die Geologie (Kalksteinbänke mit Tonmergeln) und die Wasserverhältnisse („Wasser stauende Schicht aus verschlammten Mergeln“) zurückzuführen.

Der Artenbestand dieser Moosgesellschaften weicht erheblich von den Initialstadien trockener zerklüfteter Kalksteinbänke ab. Neben Arten mit größerer ökologischer Amplitude (z. B. *Bryum caespiticium*, *B. argenteum*, *Barbula unguiculata*, *B. fallax*) treten auch Arten basenreicher Standorte mit ausgeglicheneren Was-

serverhältnissen auf (z. B. *Barbula convoluta*, *Encalypta streptocarpa*, *Aloina aloides*). In den Lücken dieser polsterbildenden Moose finden sich pleurocarpe Arten (z. B. *Campyllum stellatum* var. *protensum*) sowie die den Standort charakterisierende Art *Brachythecium rutabulum* var. *flavescens* (*Brachythecium flavescens*-Gesellschaft). In trockeneren Ausbildungen treten regelmäßig *Campyllum chrysophyllum* und *Tortula muralis* und selten auch schon *Ditrichum flexicaule* auf.

Aufgrund der extremen Flachgründigkeit können höhere Pflanzen solche Flächen kaum besiedeln. Die Entwicklungsgeschwindigkeit dieser Moosgesellschaften ist dann sehr gering und kann ein Alter von mehreren Jahrzehnten erreichen. Erst wenn die Mergelauflagen mächtiger werden („mehrere Zentimeter“) bilden sich keine Kryptogamen-Stadien aus, sondern die Besiedlung beginnt sofort mit dem *Poa compressa* (Flaches Rispengras)-Stadium.

POSCHLOD (1984) weist auf sehr jungen Steinbruchsohlen in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie in Abhängigkeit der Feuchte bzw. Überstauung 15 Moosarten nach. In ausgetrockneten Feuchtstellen treten als Pioniere *Dicranella varia* und *Riccardia pinguis* auf, während in den Randzonen um die Tümpel nur noch *Dicranella varia* vorkommt. In dem seit ca. 70 Jahren aufgelassenen Steinbruch Sotzenhausen stellte POSCHLOD (1984; 1986) 76 Moosarten fest. In lückigen Gesellschaften der Festuco-Brometea auf der Steinbruchsohle wird die Mooschicht von Arten der Kalkmagerrasen dominiert. Am häufigsten sind *Ditrichum flexicaule* und *Entodon concinnus* (*Ditrichum flexicaule*-*Entodon concinnus*-Stadium). An offenen Standorten mit der *Poa compressa*-Gesellschaft treten gehäuft *Barbula fallax*, *B. reflexa* und *Tortula muralis* auf (*Barbula fallax*-Stadium).

Auf dem Plateau einer tiefgründigen Abraumhalde hat sich eine Bunte Erdflechtengesellschaft (Toninion caeruleonigrantis) entwickelt. Auffallend sind neben *Toninia caeruleonigrantis* und *Tortella tortuosa* größere Polster von *Racomitrium canescens*.

In von Kiefern bestandenen Kalkmagerrasen fanden sich bereits Waldmoose (*Thuidium tamariscinum*-Stadium) ein. Bei noch dichterem Schluss der Vegetationsdecke und zunehmender Beschattung dringen immer mehr Waldsaumarten ein. *Ctenidium molluscum* zeigt hier seine maximale Ausbreitung. Bei vollständiger Beschattung setzen sich auf flachgründigen Sohlen *Thuidium tamariscinum*, auf ruhenden und bewegten Schuttstandorten *Hylocomium splendens* durch. Eine aufgrund ihrer Seltenheit bemerkenswerte Art vegetationsfreier Kalkblöcke ist *Seligeria calcarea*.

Von mergeligen, frischen Lehmböden der Südlichen Frankenalb nennt POSCHLOD (1985) als besondere Arten *Aloina rigida* und an stark beschatteten, trockenen bis frischen Kalkfelsen *Seligeria pusilla*. In Ritzen nordexponierter, plattiger Wände siedelt eine *Encalypta streptocarpa*-Gemeinschaft, die dem *Encalypto streptocarpae*-Fissidentum cristati nahe steht.

LELIVELDT & RÖDEL (1996a) konnten im Naturschutzgebiet Intruper Berg (Nordrhein-Westfalen) in drei aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie der Oberen Kreide 50 Moosarten nachweisen. Die 4 stark gefährdeten und 10 gefährdeten Arten der Roten Liste von Nordrhein-Westfalen finden sich v. a. im Bereich der Kalkmagerrasen (z. B. *Entodon concinnus*, *Homalothecium lutescens*) und Kalkflachmoore (z. B. *Fissidens adiantoides*, *Cratoneuron commutatum*). In aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie im Bereich der östlich anschließenden Hohner Berge und des Westerbecker Berges wiesen LELIVELDT & RÖDEL (1997) 6 gefährdete und eine stark gefährdete Moosart nach. Neben charakteristischen Arten der Kalkmagerrasen fanden sich mit *Porella platyphylla*, *Neckera complanata* und *Zygodon viridissimus* subsp. *rupestris* typische Vertreter schattiger epilithischer und epiphytischer Standorte.

Nach BRINKSCHMIDT et al. (1994) kommt einer betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie in Nordrhein-Westfalen eine große Bedeutung als Lebensraum basiphiler und zum Teil gefährdeter Moosarten zu. Es

konnten insgesamt 42 Arten, darunter 15 Arten der Roten Liste von Nordrhein-Westfalen festgestellt werden. Als einen Schwerpunkt für gefährdete Moosarten stellen die Autoren felsig-humose Standorte mit *Barbula reflexa*, *Homalothecium lutescens*, *Pottia lanceolata* sowie der für das xerophil-halbruderale Aloinetum rigidae typischen Arten *Aloina aloides* und *A. rigida* fest. Ein weiterer Schwerpunkt gefährdeter Arten liegt in sickernassen Bereichen einer Abraumhalde mit *Bryum imbricatum*, *Barbula tophaceus* und dem Lebermoos *Aneura pinguis*. Als dritter Schwerpunkt finden sich auf kalkstaubimprägnierten Baumrinden der Umgebung einer Abbaustätte seltene Epiphyten wie *Orthotrichum affine*, *Leskea polycarpa*, *Tortula latifolia* und *T. laevipila*.

KLEPSEK & WUNSCH (1979) führen eine unvollständige Liste von Moosen aus einem seit ca. 70 Jahren aufgelassenen Steinbruch auf. Die Besonderheit des Steinbruchs ist ein Kalkquellsumpf mit der Art *Philonotis calcarea*. Auf ein moorähnliches Initialstadium mit *Drepanocladus aduncus* macht POSCHLOD (1984) aufmerksam.

KUGLER (1989) weist in einem seit 15 bis 20 Jahren aufgelassenen Jurakalksteinbruch die große Anzahl von 102 Moosarten in den unterschiedlichsten Vergesellschaftungen nach. In der *Juncus compressus*-Gesellschaft wechselfeuchter Standorte erreichen Feuchtmoose wie *Campylium stellatum* oder *Bryum pseudotriquetrum* eine hohe Deckung. Etwas trockenere Stellen werden durch *Schistidium apocarpum* und *Ctenidium molluscum* charakterisiert. In trockenen Bereichen und auf trittbelasteten Wegen dominieren akrocarpe Moose, die einerseits aus Felsmoos- und andererseits aus Ruderalmoosgesellschaften stammen. Zwischen den Moospolstern findet sich eine lückige Krautschicht aus *Poa compressa* (Flaches Rispengras) und Arten der Sedo-Scleranthetea (z. B. *Sedum album* (Weiße Fetthenne)). KUGLER (1989) ordnet die Gesellschaft der *Ditrichum flexicaule*-*Barbula unguicula*-Gesellschaft zu, die im Bereich offener Erdstellen basiphiler Magerrasen vorkommt. Die Gesellschaft entspricht derjenigen, die

TRANKLE (1997) aus Muschelkalksteinbrüchen auf jungen und bis zu mehreren Jahrzehnten alten Standorten nachweist.

Auf Abraumhalden siedeln in Abhängigkeit der kleinräumig wechselnden Standortbedingungen und der Rutschungsaktivität verschiedene Moosgesellschaften. Grobschuttige Bereiche werden von einer lückigen Krautschicht aus Arten der Sedo-Scleranthetea bewachsen, zwischen denen in der Mooschicht die dominante Art *Encalypta streptocarpa* neben weiteren Arten der Tortulo-Homalothecietae (z. B. *Ctenidium molluscum*, *Ditrichum flexicaule*) vorkommt. Mergelig-feuchte Standorte werden z. B. durch *Cratoneuron fillicium* und *Aneura pinguis* charakterisiert, trockenere Bereiche durch Arten der Kalkmagerrasen und ruderalen Arten (z. B. *Ceratodon purpureus*). Auf feinschuttigen Hängen treten Arten der Barbuletalia (z. B. *Barbula reflexa*), auf skelettreichen Hangböden typische Moose des Tortello-Ctenidietum mollusci auf. Moosreiche Pionierrasen auf Rutschhängen werden auch von HENRION (1985) beschrieben.

Aufgrund der Verwitterung sind die Steilwände kaum besiedelt. Die artenarme Gesellschaft besteht hier nach KUGLER (1989) vorwiegend aus *Tortula muralis*, *Grimmia pulvinata* und *Schistidium apocarpum*. In luftfeuchten schattigen Lagen kann *Neckera complanata* (im Neckero-Anomodontetum viticulosi) auftreten.

HÖNIG (1994) beschreibt das Vorkommen verschiedener Moosarten in zwei seit 40 bzw. 70 Jahren aufgelassenen Muschelkalksteinbrüchen in Baden-Württemberg. Wichtige Teillebensräume der 85, teilweise gefährdeten Arten stellen dabei nährstoffarme wie -reiche Rohbodenstandorte (z. B. *Aloina aloides*, *A. rigida*, *Barbula acuta*), feuchte Stellen (*Fissidens adiantoides*) sowie Wald- und Gebüschstandorte dar. Zusätzlich bieten Sonderstandorte wie Kalktuff (*Eucladium verticillatum*), eine Lößsteilwand (*Barbula cordata*) und Baumrinden (*Orthotrichum affine*) Lebensraum für spezialisierte und gefährdete Moosarten.

In alten Entwicklungsstadien von Kalksteinbrüchen Großbritanniens ist nach HEPBURN (1942; 1955) *Scleropodium purum* die dominante Art. Als weitere Arten werden *Bryum erythrocarpum*, *Fissidens adiantoides*, *F. taxifolius* und *Pottia recta* genannt. In offeneren Gesellschaften treten *Bryum caespiticium*, *Plagiomnium undulatum* und *Barbula convoluta* vermehrt auf.

SCHACHT (1994; 1997) weist für aufgelassene Kreidestandorte auf Rügen mindestens 26 Moosarten nach. Die häufigsten Arten sind *Eurhynchium swartzii*, *Homalothecium lutescens* und *Calliargonella cuspidata*. Die beiden erstgenannten Arten wachsen auf erdbedecktem Kalkstein zusammen mit *Barbula fallax*, *B. unguiculata*, *Campyllum chrysophyllum*, *Ctenidium molluscum*, *Leiocolea badensis* und *Pellia endiviifolia*. Im Bereich einer betriebenen Kreidegrube in Schleswig-Holstein wurden von der DEUTSCHE PROJEKT UNION (1993) 47 Moosarten festgestellt. Neben 26 landesweit gefährdeten Arten der Roten Liste wurden dabei für Schleswig-Holstein 3 Neufunde gemacht (*Seligeria calcarea*, *Jungermannia atrovirens*, *Trichostomum crispulum*). Als wichtige Standorte gefährdeter Moosarten nennen die Autoren dabei Heideflächen, dauerfeuchte Felsblöcke und ältere Bäume. Einen Tuffmoosrasen mit den landesweit gefährdeten Arten *Barbula tophacea* und *Preissia quadrata* beschreibt ALBRAND (1993) aus einer betriebenen Kreidegrube.

OFFENWANGER (2002) beobachtete auf einer ca. 0,4 ha großen Renaturierungs-Versuchsfläche auf der Sohle eines betriebenen Zementsteinbruches der Schwäbischen Alb 43 Moosarten. Darunter fand sich mit *Rhytidium rugosum* eine bundesweit gefährdete Art der Magerrasen. Darüber hinaus ließen sich 14 bundesweit in ihrem Bestand zurückgehende Arten der Vorwarnliste Deutschland nachweisen, v. a. weitere Magerrasenarten (z. B. *Entodon concinnus*), Kalkfelsbewohner (z. B. *Brachythecium glareosum*, *Ditrichum flexicaule*), Arten offener Rohböden (z. B. *Tortella inclinata*, *Weissia longifolia*) und feuchter Standorte (z. B. *Thuidium philibertii*, *Campyllum stellatum* var. *protensum*) sowie lichter Wälder (z. B. *Rhodobryum roseum*).

DIXON & HAMBLER (1984; 1988) und HAMBLER & DIXON (1986; 1990) weisen auf ein komplementäres Verhalten von *Festuca rubra* (Rot-Schwengel) und Moosen auf den angelegten Versuchsflächen hin. Offenbar haben Moose Auswirkungen auf die Keimung höherer Pflanzen. Auch RADEMACHER (2001a) weist auf die schwierigen Keimbedingungen in Moospolstern auf Rohböden hin. Es ist erhöhte Keimlingssterblichkeit zu beobachten, da die Keimlingswurzeln den Boden schlechter erreichen können.

Nach VAN TORREN (1988) weisen Moospolster eine ähnliche Samendichte wie die Diasporenbank des Bodens auf. Auch die Beobachtungen des Landesbundes für Vogelschutz in Bayern (FROSCH et al. 1998) zeigen den Effekt der Mooschicht als Samenfänger. Aus Kalkmagerrasen ausgebrachte Moose wurden in Steinbrüchen ausgebracht. In der Folge etablierte sich ein ähnliches Blütenpflanzenpektrum wie auf dem Herkunftsstandort.

7.1.3 Seltene und gefährdete Moosarten

Für eine Einschätzung der naturschutzfachlichen Bedeutung von Steinbrüchen in Bezug auf Moose wurden die vorhandenen Literaturquellen auf die Anzahl der nach der Roten Liste des jeweiligen Bundeslandes bzw. von Deutschland gefährdeten Moosarten und ihren Anteil an der Gesamtartenzahl (vgl. Tab. 10) ausgewertet (vgl. JEDICKE 1997). Ein Vergleich wird dabei dadurch erschwert, dass für Baden-Württemberg noch keine eigene Rote Liste der Moose vorliegt, so dass hier auf die Rote Liste Deutschland zurückgegriffen werden musste. Auch die unterschiedlichen methodischen Ansätze der ausgewerteten Originalarbeiten erschweren einen Vergleich.

In aufgelassenen und betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie weisen gefährdete Moosarten in folgenden Biotoptypen Schwerpunkte auf (mit charakteristischen Beispielen):

■ Felsen und Blockschutt

Seligeria calcarea
Seligeria pusilla
Porella platyphylla
Neckera complanata

■ lückige Magerrasen

Entodon concinnus
Homalothecium lutescens
Rhytidium rugosum
Abietina abietinella

■ Gewässer, Sümpfe, Moore und andere Feuchtstandorte

Fissidens adianthoides
Cratoneuron commutatum
Barbula tophacea
Aneura pinguis
Philonotis calcarea
Eucladium verticillatum

■ offene Rohbodenstandorte

Aloina aloides
Aloina rigida
Barbula acuta
Pottia lanceolata

■ kalkstaubimprägnierte Baumrinden

Orthotrichum affine
Leskea polycarpa
Tortula latifolia
Tortula laevipila

Gefährdete Moosarten aufgelassener Abbaustätten

Die Gesamtartenzahl bewegt sich in aufgelassenen Steinbrüchen zwischen 49 und 102 Moosarten. Auf Landesebene liegt die absolute Anzahl gefährdeter Moosarten zwischen 1 und 14 Arten (bei einem Anteil an der Gesamtartenzahl von 1 % bis 28 %) und auf der Bundesebene zwischen 2 und 8 Arten (entspricht 2 % bis 10,5 %) (vgl. Tab. 10). Bei Arten der Vorwarnliste, das heißt mit bundesweit zurückgehenden Vorkommen, finden sich zwischen 12 und 36 Moosarten, was einem Anteil von 24,5 % bis 35,5 % an der Gesamtartenzahl entspricht.

Tab. 10: Gesamtanzahl der Moosarten sowie Anzahl und Anteil gefährdeter Moosarten in aufgelassenen und betriebenen Abbaustätten.

Abbaustätte/Autor(en)	Bundesland	Gesamtartenzahl	Landes-Rote Liste Anzahl/Anteil	Rote Liste Deutschland Anzahl/Anteil
Aufgelassene Abbaustätte				
Sotzenhausen (POSCHLOD 1984; 1986)	BW	76	k.A.	8 / 10,5 %
Auf der Burg (HÖNIG 1994)	BW	49	k.A.	4 / 8,2 %
Dagersheimer Berg (HÖNIG 1994)	BW	73	k.A.	7 / 9,6 %
Urspring (KUGLER 1989)	BY	102	1 / 1 %	2 / 2 %
Intruper Berg (LELIVELDT & RÖDEL 1996a, 3 aufgel. Steinbrüche)	NW	50	14 / 28 %	3 / 6 %
Betriebene Abbaustätte				
Gerhausen (FROSCH et al. 1998)	BW	28	k.A.	1 / 3,6 %
Ennigerloh (BRINKSCHMIDT et al. 1994)	NW	42	15 / 35,7 %	4 / 9,5 %
Heidestraße (DEUTSCHE PROJEKT UNION 1994)	SH	47	26 / 55,3 %	8 / 17 %

Gefährdete Moosarten betriebener Steinbrüche

Die Gesamtartenzahlen betriebener Steinbrüche liegen zwischen 28 und 47 und die Zahl der gefährdeten Moosarten auf Landesebene zwischen 15 und 26. Dies entspricht einem Anteil an gefährdeten Arten von 35,7 % bzw. 55,3 %. Zwischen 1 und 8 Moosarten waren bundesweit gefährdet, was einem Anteil von 3,6 % bis 9,5 % der Gesamtartenzahl der jeweiligen Steinbrüche entspricht (vgl. Tab. 10). Zusätzlich ließen sich zwischen 11 und 19 Moosarten der Vorwarnliste Deutschland mit einem Anteil von 31 % bis 40,4 % an der Gesamtartenzahl feststellen.

7.2 Weitere Taxozönosen

7.2.1 Armelechteralgen

Armelechteralgen (*Characeae*) sind charakteristische Besiedler kalkoligo- bis mesotropher Gewässerstandorte wie z. B. Quellen, Seen und Niedermoore (Krause 1997; SSYMANK et al. 1998). Entsprechend dem Rückgang solcher Standorte in der Landschaft, zählen Bestände von Armelechteralgen mittlerweile in vielen Landschaftsräumen zu den seltenen und gefährdeten Vegetationseinheiten (JEDICKE 1997). Charakteristisch ist die Eigenschaft der Armelechteralgen an entsprechenden

Standorten als Pionierarten junger, temporärer oder ausdauernder Gewässer aufzutreten und monodominante Bestände aufzubauen. Da die Abbaustätten der Zementindustrie höchst kalkreiche, oligo- bis mesotrophe Gewässerstandorte aufweisen, finden sich auch dementsprechend häufig *Characeen*-Bestände.

KUNDEL (1983) und MEYER (1990) beschreiben Armelechteralgen-Gesellschaften aus mehreren Steinbrüchen des Teutoburger Waldes. In frisch entstandenen, z. T. im Sommer austrocknenden Still- und Fließgewässern finden sich dabei die weit verbreiteten Arten *Chara vulgaris* und *Chara fragilis*. MEYER (1990) fordert eine genauere Untersuchung dieser im planar-collinen Bereich selten ausgebildeten Gesellschaften, v. a. unter Berücksichtigung des Wasserchemismus. RADEMACHER (mdl. Mitteilung 2001) wies in drei Abbaustätten der deutschen Zementindustrie ebenfalls *Chara vulgaris* nach.

Die artenarme Armelechtergesellschaft *Charetum asperae* gibt ALBRAND (1993) für flache Fließgewässer der Grubensole eines betriebenen Kreidebruches an. Die namengebende *Chara aspera* ist kennzeichnend für kalkhaltige und mesotrophe Fließgewässer, die in Niedersachsen inzwischen sehr selten geworden sind, so dass die Gesellschaft in der Roten Liste als stark

gefährdet geführt wird. WIRZ (1997) nennt ausgedehnte *Characeen*-Rasen aus Kleingewässern eines betriebenen Kalkmergelabbaues in Niedersachsen. Aus der Flachwasserzone eines Tümpels in einem aufgelassenen Steinbruch der Schwäbischen Alb (Baden-Württemberg) beschreibt POSCHLOD (1984) das Vorkommen von *Chara globularis*. Für denselben Naturraum geben KLEPSEK & WÜNSCH (1979) das Vorkommen von *Chara foetida* an. ANDERSON & BROWN (1991) erwähnen das Vorkommen von Armelechteralgen (*Chara* sp.) an verschiedenen Feuchtstandorten in einem alten Kalksteinbruch in Illinois/USA.

7.2.2 Pilze

ANT et al. (1977) nennen 128 Pilzarten aus einem stillgelegten Steinbruch und seinem Umfeld. Dabei sind insbesondere Pilze der Halbtrockenrasen charakteristisch für das ehemalige Steinbruchgelände, darunter seltene Arten wie *Hygrocybe psittacina*, *Rhodophyllus incanus* und *Dermoloma atrocinerum*. In der Nähe selbständig angeflogener Baumarten fanden sich mehrere zugehörige Mykorrhizapilze, darunter für den Naturraum seltene Arten wie *Russula exalbicans*, *Hebeloma edurum* und *Inocybe gymnocarpa*.

8.1 Vögel

Da Vogelvorkommen in hohem Maße strukturabhängig sind, besitzen sie eine Indikatorfunktion für die meisten Lebensraumtypen. Insbesondere ihre hohe Mobilität macht sie nach WILDERMUTH (1981; 1987), KLEPSE & WÜNSCH (1983), DICKE (1989), ANDREWS & KINSMAN (1990), WEBER (1990), KAULE (1991), TABERG (o. J.; 1995b), REICHENECKER & SCHMID (1996), BRAUN et al. (1997), BÖHMER & RAHMANN (1997a; b) und TRÄNKLE (1997) für eine Bewertung zusammenhängender Räume und Biotopkomplexe geeignet.

Erschwert wurde der Vergleich der verschiedenen Literaturstellen durch die unterschiedliche Bearbeitungsintensität der jeweiligen Untersuchungen (je nach Erfassungszeitraum, bloßer Angabe von Artenzahlen ohne Erläuterung oder Differenzierung bzw. die Beschränkung auf Brutvögel, kaum Daten zu Abbaustättengröße oder gar zum Bestand des Umfeldes). Außerdem sind auf Einzelbiotope bezogene Untersuchungen nur bedingt geeignet, Vogelvorkommen mit deren gesamten, komplexen Habitatsprüchen zu bewerten.

8.1.1 Aufgelassene Abbaustätten

8.1.1.1 Artenzahlen

8.1.1.1.1 Abbaustätten der Zementindustrie

Insgesamt konnten Angaben zu 11 Abbaustätten der Zementindustrie ausgewertet werden. Die höchsten Gesamtartenzahlen mit 105 sind vom Neuffener Hörnle (REICHENECKER & SCHMID 1996) dokumentiert, wobei hier regelmäßige, vieljährige Erhebungen zu Grunde liegen, während die anderen Abbaustätten der Zementindustrie nur einmalig untersucht wurden. Aber auch der Steinbruch Nußloch im nördlichen Baden-Württemberg weist mit 100 Vogelarten hohe Werte auf. Die geringen Artenzahlen aus den Abbaustätten Elsa (GÜNNIEWIG 1986), Sotzenhausen (POSCHLOD 1986; BÖHMER & RAHMANN 1997a; b) und Blauer Steinbruch (KLEPSE & WÜNSCH 1979) basieren auf sehr geringer Erhebungsdichte

Tab. 11: Gesamtanzahl der Brutvogelarten sowie Anzahl und Anteil gefährdeter Brutvogelarten in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie (Abs. = absolut, BV = Zahl der Brutvögel, N+D = Zahl der Nahrungsgäste und Durchzügler).

Abbaustätte/Autor(en)	Bundesland	Gesamtartenzahl			Gefährdete Arten	
		Abs.	BV	N+D	Anzahl	Anteil [%]
Neuffener Hörnle (REICHENECKER & SCHMID 1996)	BW	105	62	43	29	28
Dotternhausen (GROSSMANN 1992)	BW	56	22	34	17	30
Gröne (KORTE & GREIWE 1998)	NW	42	28	14	5	12
Hillenberg (DICKE 1989)	NW	40	30	10	3	7,5
Vellern (BAASNER et al. 1998)	NW	55	46	9	5	9
Blauer Steinbruch (KLEPSE & WÜNSCH 1979)	BW	25	2	23	1	4
Sotzenhausen (POSCHLOD 1986; BÖHMER & RAHMANN 1997a; b)	BW	19	5	14	3	16
Steinbruch Nußloch (RADEMACHER 2001b)	BW	100	58	42	27	27
NSG Osterklee (FH OSNABRÜCK 2001)	NW	57	28	29	3	5
Milke (ÖKON 1999)	NW	42	28	14	7	17
Elsa (GÜNNIEWIG 1986)	NW	14	6	8	7	50

und -tiefe oder sogar nur auf Zufallsbeobachtungen.

Die anderen Abbaustätten der Zementindustrie weisen Gesamtartenzahlen zwischen 40 und 57 auf, wobei 22 bis 46 Arten als Brutvögel anzusehen sind. Der Anteil gefährdeter Arten liegt bei den detaillierteren Untersuchungen zwischen 5 und 30 %. Tab. 11 fasst die Daten zusammen.

8.1.1.1.2 Vergleich mit anderen Abbaustätten

Die ausgewerteten Abbaustätten wurden in die Gruppen andere Steinbrüche sowie Kies-, Sand- und Tongruben untergliedert. Dies ermöglicht einen Vergleich der für die Avifauna wichtigen Habitatspektren der einzelnen Abbaugruppen. Für einen Vergleich konnten 11 Abbaustätten der Zementindustrie (Kalk, Kalkmergel, Ölschiefer), 9 andere Steinbrüche (Kalk, Schiefer, Rhät- und Stubensandstein) und 8 Kies-, Sand- und Tongruben ausgewertet werden.

Die Abbaustätten der Zementindustrie liegen mit den ermittelten Werten zwischen denen der Steinbrüche, die nicht der Zementindustrie zugeordnet wurden, und denen der Sand- und Tongruben. Dies ent-

spricht der vielfältigen ökologischen Ausstattung der Abbaustätten der Zementindustrie mit nassen bis trockenen, felsigen bis humosen und vegetationsfreien bis in unterschiedlichem Ausmaß bewachsenen Standorten.

Demgegenüber ist die Avifauna von Kiesgruben meist noch artenreicher. WILDERMUTH (1981) nennt aus 6 aufgelassenen Kiesgruben der Schweiz und Deutschlands zwischen 84 und 166 Vogelarten (im Mittel 128 Arten), bei einem Brutvogelanteil zwischen 22 % und 71 % (im Mittel 51 Arten bzw. 40 %) und einem entsprechenden Anteil der Nahrungsgäste und Durchzügler zwischen 29 und 78 % (im Mittel 77 Arten bzw. 60 %). GILCHER & BRUNS (1999) nennen aus 5 deutschen Kiesgruben zwischen 118 und 175 Vogelarten (im Mittel 156 Arten), darunter zwischen 35 und 48 % Brutvogelanteil (im Mittel 66 Arten bzw. 42 %) und einem Anteil der Nahrungsgäste und Durchzügler zwischen 52 und 65 % (im Mittel 91 Arten bzw. 58 %). Das Verhältnis der Anzahl Brutvögel zu Durchzüglern bzw. Nahrungsgästen beträgt im Durchschnitt wie bei Wildermuth (1981) 0,7 und ist ebenfalls im Wesentlichen durch die hohe Anzahl Zugvögel bedingt.

Tab. 12: Gesamtanzahl der Brutvogelarten sowie Anzahl und Anteil gefährdeter Brutvogelarten in anderen aufgelassenen Abbaustätten (#: Abs. = absolut, BV = Zahl der Brutvögel, N+D = Zahl der Nahrungsgäste und Durchzügler).

Abbaustätte/Autor(en)	Bundesland	Gesamtartenzahl [#]			Gefährdete Arten	
		Abs.	BV	N+D	Anzahl	Anteil [%]
Aufgelassene andere Steinbrüche						
Hechlingen (GILCHER & BRUNS 1999)	BY	36	36	?	5	14
Helmke (SCHLÜPMANN et al. 1981)	NW	61	42	19	8	13
Gutenberg (THURN 1985)	BW	22			5	23
Schneiker (LIENENBECKER 1983)	NW	15			1	7
Wippingen – Abraumhalde (TRANKLE et al. 1998)	BW	13	12	1	0	0
Wippingen – Klärteich I (TRANKLE et al. 1998)	BW	15	7	8	0	0
Blankenburg (BRAINICH 1981)	TH	48	23	25	10	21
Eichelberg (WEBER 1990)	BY	18	14	4	2	11
Hohe Straße (GRUNICKE et al. 1995)	BW	29	13	16	0	
Ton- und Sandgruben						
Reit (aus GILCHER & BRUNS 1999)	HH	195			25	13
Schwetzingen Wiesen (aus GILCHER & BRUNS 1999)	BW	71			24	34
Dreispeitz Mörsch (aus GILCHER & BRUNS 1999)	BW	80	37	43	11	14
Jedenhofen (PLACHTER 1983)	BY	13	4	9	2	15
Hörlkofen (PLACHTER 1983)	BY	9	0	9	2	22
Niederleierndorf (PLACHTER 1983)	BY	6	2	4	0	

In Tab. 13 sind die Mittelwerte an Gesamtartenzahl, Anzahl und Anteil gefährdeter Arten dargestellt. In Abbaustätten der Zementindustrie fanden sich dabei 14 bis 105 Vogelarten (bei einem Brutvogelanteil von 8 bis 84 %), in anderen Steinbrüchen 13 bis 61 Arten (45 bis 100 % Brutvogelanteil) und in Sand- und Tongruben 6 bis 195 Arten (0 bis 46 % Brutvogelanteil).

In aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie beträgt die mittlere Artenzahl 50, bei nicht der Zementindustrie zugeordneten Steinbrüchen 29 und bei Sand- und Tongruben 62 Vogelarten pro Abbaustätte, wobei die Artenzahlen je nach Größe und Alter der Abbaustätten stark differieren.

Das Verhältnis Brutvogelarten zu Durchzüglern und Nahrungsgästen beträgt bei den Abbaustätten der Zementindustrie 1,3, bei nicht der Zementindustrie zugeordneten Steinbrüchen 1,8 und bei Sand- und

Tongruben 0,7. Dies stellt die große Bedeutung von Sand- und Tongruben für Zugvögel heraus, wie sie auch Kiesgruben aufweisen.

8.1.1.1.3 Beziehung zum Umfeld

BAASNER et al. (1998) nennen für einen bereits 1958 als NSG ausgewiesenen 14,5 ha großen Steinbruch in Nordrhein-Westfalen 55 Vogelarten, darunter 46 Brut-

vögel, 7 Nahrungsgäste und 2 Durchzügler. Damit kommen im Steinbruch 73 % der in dem ca. 450 ha großen Gesamtuntersuchungsraum gefundenen 75 Vogelarten vor. Speziell für die Brutvögel gilt mit einem Anteil von 74 % der im gesamten Untersuchungsraum festgestellten Brutvögel Entsprechendes.

8.1.1.2 Seltene und gefährdete Arten

In diesem und den folgenden Kapiteln wurde nach den jeweiligen Roten Listen der Bundesländer ausgewertet.

8.1.1.2.1 Abbaustätten der Zementindustrie

Bei den gefährdeten Arten weisen die Abbaustätten der Zementindustrie durchschnittlich 10 Arten pro Abbaustätte auf (vgl. Tab. 13). Dies entspricht einem durchschnittlichen Anteil der gefährdeten Arten an der Gesamtartenzahl von 19 %. Insgesamt wurden in den Abbaustätten der Zementindustrie 47 gefährdete Vogelarten beobachtet.

Die meisten Nennungen fielen bei den Abbaustätten der Zementindustrie auf den Flussregenpfeifer und die Dorngrasmücke (je 41 % Stetigkeit), gefolgt von Neuntöter und Zwergtaucher (mit je 35 % Stetigkeit), Hohltaube (mit 29 % Stetigkeit), Gartenrotschwanz, Uhu und Baumpieper (mit je 24 % Stetigkeit) sowie Steinschmätzer, Braunkehlchen, Rotmilan, Feldschwirl, Teichhuhn, Eisvogel, Flussuferläufer, Bekassine, Dohle, Berglaubsänger, Nachtigall, Tafelente und Waldschnepfe (mit je 17 % Stetigkeit).

Tab. 13: Mittlere Gesamtanzahl der Vogelarten sowie mittlere Anzahl und Anteil gefährdeter Vogelarten in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie und anderen aufgelassenen Abbaustätten ((#) = (Verhältnis Brutvögel zur Summe der Durchzügler und Nahrungsgäste; n = Anzahl der Abbaustätten)).

	Mittlere Gesamtartenzahl ^(#)	Gefährdete Arten	
		Mittlere Anzahl	Mittlerer Anteil [%]
Abbaustätten der Zementindustrie (n = 11)	50 (1,3)	10	19
Andere Steinbrüche (n = 9)	29 (1,8)	3	12
Sand- und Tongruben (n = 6)	62 (0,7)	11	18

Einzelne Nennungen gibt es bei Wanderfalke, Baumfalke, Sperber, Wespenbussard, Schwarzmilan, Rohrweihe, Fischadler, Gänsesäger, Kolkrabe, Kleinspecht, Mittelspecht, Wendehals, Schafstelze, Grauammer, Weidenmeise, Rebhuhn, Turteltaube, Uferschwalbe, Rauchschnatter, Krickente, Schwarzschorch, Alpenstrandläufer und Trauerseeschwalbe sowie bei Durchzügler und Nahrungsgästen für Steinkauz, Kormoran, Kranich, Weißstorch und Bienenfresser.

8.1.1.2.2 Vergleich mit nicht der Zementindustrie zugeordneten Abbaustätten

Bei den gefährdeten Arten weisen die Abbaustätten der Zementindustrie 10, die Sand- und Tongruben durchschnittlich 11 Arten pro Abbaustätte und die nicht der Zementindustrie zugeordneten Steinbrüche (Kalk, Schiefer, Rhät- und Stubensandstein) 3 Arten pro Abbaustätte auf (vgl. Tab. 13). Dies entspricht bei den Abbaustätten der Zementindustrie einem durchschnittlichen Anteil der gefährdeten Arten an der Gesamtartenzahl von 19 %, bei anderen Steinbrüchen 12 % und bei Sand- und Tongruben 18 %.

Für einen Vergleich der Vorkommen einzelner gefährdeter Vogelarten (nach der jeweiligen Roten Liste des Bundeslandes) konnten 17 Abbaustätten der Zementindustrie, 15 andere Steinbrüche und 6 Sand- und Tongruben ausgewertet werden (vgl. Tab. 14). Zusätzlich zu den Literaturstellen der Tab. 11 wurden Daten von LIEDLOFF et al. (1985), STÖCKMANN et al. (1989) und BÖHMER & RAHMANN (1997a; b) ausgewertet.

Mit 47 registrierten gefährdeten Arten weisen die Abbaustätten der Zementindustrie im Vergleich zu anderen Steinbrüchen (25) bzw. Sand- und Tongruben (23) ein deutlich erhöhtes Inventar gefährdeter Vogelarten auf. Die Werte der Sand- und Tongruben sind aufgrund fehlender Erhebungstiefe aber wahrscheinlich zu niedrig ausgefallen (vgl. hierzu die umfangreichen Artenlisten bzw. Angaben bei WILDERMUTH (1987) und GILCHER & BRUNS (1999)).

Die höchsten Stetigkeiten erreichen in anderen Steinbrüchen Neuntöter, Uhu und Wanderfalke (je 20 %), gefolgt von Dorngrasmücke, Gartenrotschwanz, Steinschmätzer, Sperber, Schafstelze, Ziegenmelker und Grünspecht (mit je 13 %). Einzelne Nennungen gibt es von Rotmilan, Baumfalke, Habicht, Dohle, Saatkrähe, Baumpieper, Kleinspecht, Schwarzspecht, Braunkehlchen, Grauammer, Flussregenpfeifer, Zwergtaucher, Weißstorch, Heide-lerche und Wiedehopf.

In den Sand- und Tongruben wird die höchste Stetigkeit mit 56 % ebenfalls vom Flussregenpfeifer erreicht, gefolgt von Rebhuhn (33 %) sowie Neuntöter, Zwergtaucher, Braunkehlchen und Feldschwirl (je 22 %). Einzelne Nennungen gibt es von Rotmilan, Schwarzmilan, Wespenbussard, Fischadler, Kornweihe, Baumpieper, Brachpieper, Schwarzkehlchen, Steinschmätzer, Wendehals, Eisvogel, Uferschwalbe, Teichhuhn, Zwergdommel, Bekassine, Wachtel und Flussuferläufer. Eine detaillierte Beschreibung von Bestand und Verbreitung der Uferschwalbe auch in Sandgruben im Oberrheingebiet gibt RUPP (1996).

Gefährdete und seltene Vogelarten sind also in den Abbaustätten der Zementindustrie auf Basis der verwendeten Literatur überproportional stark vertreten. Ursache hierfür können in der Größe der Abbaustätte, in der Struktur und in der Sukzessionsdynamik einzelner Bereiche liegen.

8.1.1.2.3 Avifauna der wichtigsten Teillebensräume

Im Folgenden werden nur charakteristische, seltene oder gefährdete Arten genannt, die allgemein als wertgebende Arten bezeichnet werden. Ubiquisten wie Blässhuhn oder Stockente sind zu unspezifisch und werden nicht weiter betrachtet.

ÖKON (1999) beschreibt als avifaunistisch wichtige Teillebensräume eines aufgelassenen Steinbruches in Nordrhein-Westfalen die nahezu ebene und trockene Abbausohle (Flussregenpfeifer), felsige, gehölzfreie Abbruchkanten und Steilwände (Uhu, Hohltaube) und gehölzbestandene Hang-

bereiche (Dorngrasmücke, Nachtigall, Neuntöter).

REICHENECKER & SCHMID (1996) beschreiben aus einem aufgelassenen Kalksteinbruch der Zementindustrie auf der Schwäbischen Alb das Vorkommen von 12 nach der Roten Liste von Baden-Württemberg gefährdete bis stark gefährdete Brutvögel, wie z. B. Wanderfalke oder Steinschmätzer.

Nach GROSSMANN (1992) ist ein aufgelassener Ölschiefersteinbruch der Zementindustrie in Baden-Württemberg Refugialraum für 7 landesweit gefährdete bis stark gefährdete Brutvogelarten. Zusätzlich bietet der Steinbruch durch seine offenen Wasserflächen für sechs gefährdete bis vom Aussterben bedrohte Zugvogelarten wie z. B. *Mergus merganser* (Gänsesäger) oder *Aythya farina* (Tafelente) einen wertvollen Rastplatz und übernimmt dadurch die Funktion der immer seltener werdenden Trittsteinbiotope. Darüber hinaus finden sich in dem vielfältig strukturierten Steinbruchgelände vier gefährdete Vogelarten als Nahrungsgast, wie z. B. Grauammer oder Rotmilan.

KORTE & GREIWE (1998) stufen einen derzeit nicht betriebenen Steinbruch der Zementindustrie in Nordrhein-Westfalen aufgrund des Vorkommens von 10 landesweit gefährdeten bzw. potentiell gefährdeten Vogelarten als lokal bis regional besonders bedeutsam ein. Als wichtige Biotope nennen die Autoren dabei vegetationsfreie Uferflächen z. B. für den Flussregenpfeifer, reichstrukturierte Gehölzbereiche z. B. für den Neuntöter und Steilwände z. B. für die Dohle.

Auch DICKE (1989) nennt für einen aufgelassenen Steinbruch im nördlichen Sauerland vegetationsarme bzw. -freie Standorte (Flussregenpfeifer, Steinschmätzer), Gras- und Krautfluren mit eingestreuten Gebüsch (Dorngrasmücke) und Felswände (Turmfalke) als wichtige Biotope für die Avifauna. Insbesondere in Bezug auf die offenen Standorte hat der Steinbruch regional eine große Bedeutung.

Tab. 14: Absolute und relative Stetigkeiten seltener bzw. gefährdeter Vogelarten in aufgelassenen Abbaustätten (17 der Zementindustrie, 15 nicht der Zementindustrie zugeordnete Kalksteinbrüche und 6 Ton- bzw. Sandgruben).

	Stetigkeit (absolut/relativ)		
	Abbaustätten der Zementindustrie	Kalksteinbrüche	Sonstige Abbaustätten
<i>Charadrius dubius</i> (Flussregenpfeifer)	7 / 41 %	1 / 7 %	5 / 56 %
<i>Sylvia communis</i> (Dorngrasmücke)	7 / 41 %	2 / 13 %	0
<i>Lanius collurio</i> (Neuntöter)	6 / 35 %	3 / 20 %	2 / 22 %
<i>Tachybaptus ruficollis</i> (Zwergtaucher)	6 / 35 %	1 / 7 %	2 / 22 %
<i>Columba oenas</i> (Hohltaube)	5 / 29 %	0	0
<i>Bubo bubo</i> (Uhu)	4 / 24 %	3 / 20 %	0
<i>Phoenicurus phoenicurus</i> (Gartenrotschwanz)	4 / 24 %	2 / 13 %	0
<i>Anthus trivialis</i> (Baumpieper)	4 / 24 %	1 / 7 %	1 / 11 %
<i>Oenanthe oenanthe</i> (Steinschmätzer)	3 / 17 %	2 / 13 %	1 / 11 %
<i>Saxicola rubetra</i> (Braunkehlchen)	2 / 12 %	1 / 7 %	2 / 22 %
<i>Milvus milvus</i> (Rotmilan)	3 / 17 %	1 / 7 %	1 / 11 %
<i>Locustella naevia</i> (Feldschwirl)	3 / 17 %	0	2 / 22 %
<i>Gallinula chloropus</i> (Teichhuhn)	3 / 17 %	0	1 / 11 %
<i>Alcedo atthis</i> (Eisvogel)	3 / 17 %	0	1 / 11 %
<i>Gallinago gallinago</i> (Bekassine)	2 / 12 %	0	1 / 11 %
<i>Actitis hypoleucos</i> (Flussuferläufer)	3 / 17 %	0	1 / 11 %
<i>Perdix perdix</i> (Rebhuhn)	1 / 6 %	0	3 / 33 %
<i>Corvus monedula</i> (Dohle)	2 / 12 %	1 / 7 %	0
<i>Acciper nisus</i> (Sperber)	2 / 12 %	2 / 13 %	0
<i>Motacilla flava</i> (Schafstelze)	2 / 12 %	2 / 13 %	0
<i>Falco peregrinus</i> (Wanderfalke)	2 / 12 %	3 / 20 %	0
<i>Phylloscopus bonelli</i> (Berglaubsänger)	2 / 12 %	0	0
<i>Luscinia megarhynchos</i> (Nachtigall)	2 / 12 %	0	0
<i>Aythya farina</i> (Tafelente)	3 / 17 %	0	0
<i>Scolopax rusticola</i> (Waldschnepfe)	3 / 17 %	0	0
<i>Caprimulgus europaeus</i> (Ziegenmelker)	0	2 / 13 %	0
<i>Picus viridis</i> (Grünspecht)	1 / 6 %	2 / 13 %	0
<i>Falco subbuteo</i> (Baumfalke)	1 / 6 %	1 / 7 %	0
<i>Picoides minor</i> (Kleinspecht)	2 / 12 %	1 / 7 %	0
<i>Emberiza calandra</i> (Grauammer)	2 / 12 %	1 / 7 %	0
<i>Pernis apivorus</i> (Wespenbussard)	2 / 12 %	0	1 / 11 %
<i>Jynx torquilla</i> (Wendehals)	1 / 6 %	0	1 / 11 %
<i>Milvus migrans</i> (Schwarzmilan)	1 / 6 %	0	1 / 11 %
<i>Riparia riparia</i> (Uferschwalbe)	1 / 6 %	0	1 / 11 %
<i>Pandion haliaetus</i> (Fischadler)	1 / 6 %	0	1 / 11 %

GÜNNEWIG (1986) stellt die hohe Bedeutung der großen Wasserflächen in aufgelassenen Steinbrüchen bei Ennigerloh als Rast- und Nahrungsplatz für Durchzügler und Nahrungsgäste fest.

Arten der Felswände

Als typische Arten der Felswände finden sich in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie und anderen Steinbrüchen Uhu, Wanderfalke und Dohle. Hausrotschwanz, Dohle und Turmfalke werden ge-

nerell für Steinwände von GÖRNER (1978), VIDAL (1983), TRAUTNER & BRUNS (1988), GILCHER (1995) und GILCHER & BRUNS (1999) angegeben. Aus den Kies-, Sand- und Tongruben sind diese Arten nicht erwähnt. Die unterschiedlichen Häufigkeiten von Uhu und Wanderfalke beruhen teilweise auf der Prädation und Horstplatzkonkurrenz des Wanderfalken durch den Uhu (SCHILLING & ROCKENBAUCH 1985; HÖLZINGER 1987). Ob die Abbaustätten der Zementindustrie für den Wanderfalke eher suboptimale Habitate darstellen, lässt sich aus den vorliegenden Daten nicht erschließen. Auch MOORE et al. (1997) geben den Wanderfalke mit einer Stetigkeit von bis zu 50 % der Steinbrüche einzelner Provinzen der Republik Irland als charakteristische Steinbruchart an.

Die Hohltaube ist eigentlich ein typischer Bewohner von Baumhöhlen. Sie tritt in den Abbaustätten der Zementindustrie als felsbrütende Art auf, während sie aus den anderen Steinbrüchen wie auch den Sand- und Tongruben nicht bekannt ist (fehlende Literaturangaben).

Arten der vegetationsarmen Schotterflächen bzw. trockenen Abbausohlen

Als charakteristische Art dieser Teillebensräume in Sand- und Tongruben (vgl. Tab. 14; WILDERMUTH 1987; RINGLER et al. 1995; GILCHER & BRUNS 1999) erreicht der Flussregenpfeifer auch in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie die höchste Stetigkeit. Ein ähnliches Habitat bewohnt auch der Flussuferläufer (RINGLER et al. 1995). Beide Arten treten in den anderen Steinbrüchen nicht oder nur vereinzelt auf.

Der Steinschmätzer als Art trockener, vegetationsarmer, steiniger Habitate kommt unspezifisch in allen drei Abbaustellengruppen vor.

Arten der Gewässer

Als Bewohner kleinerer Stillgewässer stellt der Zwergtaucher in den Abbaustätten der Zementindustrie den häufigsten wertgebenden Wasservogel dar. Das vereinzelte Vorkommen in anderen Steinbrüchen beruht auf dem seltenen Vorhandensein offener Wasserflächen in solchen Abbaustät-

ten. In Sand- und Tongruben hat der Zwergtaucher niedrige Stetigkeiten. BUCHMANN et al. (1982) und RINGLER et al. (1995) geben die Art als häufigen Brutvogel in den von ihnen untersuchten Kiesgruben an, was allerdings regional bedingt aus der besonderen Morphologie der Abbaustätten herrührt. Weiträumig gesehen brütet der Zwergtaucher an großen Baggerseen sehr selten.

Weitere ans Wasser gebundene Vogelarten sind Teichhuhn, Eisvogel, Uferschwalbe, Rohrammer, Teichrohrsänger und Tafelente, die teils als Brutvögel, teils als Nahrungsgast und Durchzügler in den Abbaustätten der Zementindustrie sowie Kies-, Sand- und Tongruben (WILDERMUTH 1987) auftreten.

Arten der Magerrasen und niedrigen Gebüsche

Gehölzbestandene Magerrasenbereiche stellen das bevorzugte Habitat von Dorngrasmücke und Neuntöter dar, die in den aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie die höchsten Stetigkeiten erreichen. In den ausgewerteten Literaturstellen der Sand- und Tongruben ist die Dorngrasmücke deutlich unterrepräsentiert, obwohl WILDERMUTH (1987) und RINGLER et al. (1995) die Art als teilweise häufigen Brutvogel aus Kies- und Sandgruben erwähnen. Weitere Arten sind Klappergrasmücke und Feldschwirl.

Arten der Gehölzsukzessionen

Aufgrund des Arten- und damit Nahrungsreichtums aufgelassener Abbaustätten findet sich eine große Zahl an Greifvogelarten ein, vor allem als Nahrungsgäste und Durchzügler. Insbesondere der Rotmilan tritt hier häufiger auf.

In älteren, gehölzreicheren Sukzessionsstadien aufgelassener Abbaustätten der Zementindustrie finden Gartenrotschwanz, Baumpieper, Berglaubsänger und Nachtigall ihren Lebensraum. Die drei letzten Vogelarten werden auch von WILDERMUTH (1987) aus dem Bereich von Kiesgruben beschrieben.

8.1.1.2.4 Vergleich mit dem Umfeld

BAASNER et al. (1998) nennen für den Steinbruch Vellern (14,5 ha) in Nordrhein-Westfalen 5 landesweit gefährdete Vogelarten bzw. 7 gefährdete Arten des Naturraumes Westfälische Bucht, die alle dort brüten. Damit kommen im Steinbruch 50 % der in dem ca. 450 ha großen Gesamtuntersuchungsraum gefundenen 10 landesweit gefährdeten Vogelarten vor. Von den 11 gefährdeten Arten der Westfälischen Bucht finden sich sogar 64 % im Steinbruch.

Nur im Steinbruch brüten Nachtigall, Teichrohrsänger und Zwergtaucher, wobei die avifaunistisch wichtigen Biotoptypen der röhrichtbestandenen Teichränder und vielfältigen Heckenstrukturen eine besondere Rolle spielen.

Insgesamt kommt dem Steinbruch damit eine Bedeutung in lokaler, regionaler und überregionaler Hinsicht zu.

8.1.2 Betriebene Abbaustätten

8.1.2.1 Artenzahlen und -diversität

Hier gilt in Bezug auf die Datengrundlage Ähnliches wie in Abschnitt 8.1.1

8.1.2.1.1 Abbaustätten der Zementindustrie

In den 8 betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie konnten bis auf die sehr geringen Zahlen aus dem Steinbruch Hillenberg/Brühne (7; DICKE 1989) zwischen 25 und 53 Vogelarten nachgewiesen werden. Davon waren 17 bis 37 Brutvögel (vgl. Tab. 15). Die mittlere Artenzahl liegt bei 33 nachgewiesenen Vogelarten je Abbaustätte der Zementindustrie (s. Abb. 7).

8.1.2.1.2 Vergleich mit anderen Abbaustätten

Für eine Auswertung betriebener Steinbrüche stand im Vergleich zu den aufgelassenen Steinbrüchen deutlich weniger Literatur zur Verfügung. So konnten nur 4 andere Abbaustätten (Kalk, Muschelkalk,

Basalt) ausgewertet werden. Insofern lässt der Vergleich der betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie vorerst nur eine grobe Bewertung zu (s. Tab. 16).

In den anderen Abbaustätten wurden 10 bis 31 Arten erfasst, mit einem Brutvogelanteil von 60 bis 94 %. Die mittlere Artenzahl liegt mit rund 20 Arten je Abbaustätte weit unter denen der betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie. Dieser Unterschied wird durch die unterschiedliche Zahl der Durchzügler und Nahrungsgäste hervorgerufen.

Das Verhältnis Brutvogelarten zu Durchzüglern/Nahrungsgästen beträgt bei den Abbaustätten der Zementindustrie 1,9 und bei anderen Abbaustätten 4,3. Die Abbaustätten der Zementindustrie weisen also verglichen mit anderen Steinbrüchen einen geringeren Brutvogelanteil bei insgesamt deutlich höheren Gesamtartenzahlen auf. Die Wasserflächen und ihr offensichtlich gutes Nahrungsangebot bieten Nahrungsgästen und Durchzüglern offensichtlich ausreichende Bedingungen.

Der Anteil gefährdeter Arten ist in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie leicht höher als in den anderen betriebenen Abbaustätten.

8.1.2.1.3 Vergleich mit dem Umfeld

SCHMITZ (1995) stellte im Bereich eines ca. 90 ha großen aktiven Mergelabbaues in Niedersachsen 44 Vogelarten, darunter 37 Brutvögel sonstiger häufiger Arten und 7 Nahrungsgäste bzw. Durchzügler fest. Dies entspricht 54 % der in einem ca. 650 ha großen Untersuchungsraum vorkommenden 82 Vogelarten (57 % der 65 Brutvögel). Darüber hinaus fanden sich im Abbaugbiet etwa so viele Vogelarten wie in den umliegenden Waldgebieten (45 Arten) und deutlich mehr als in den benachbarten Ackerflächen (35 Arten). Unabhängig von dieser quantitativen Betrachtung gibt der Autor für jedes Teilgebiet charakteristische Vogelgemeinschaften an.

Tab. 15: Gesamtanzahl der Brutvogelarten sowie Anzahl und Anteil gefährdeter Vogelarten in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie (#: Abs. = absolut, BV = Zahl der Brutvögel, N+D = Zahl der Nahrungsgäste und Durchzügler).

Abbaustätte/Autor(en)	Bundesland	Gesamtartenzahl [#]			Gefährdete Arten	
		Abs.	BV	N+D	Anzahl	Anteil [%]
Gerhausen (BOHMER & RAHMANN 1997a; b)	BW	33	17	16	6	18
Grube Saturn (ALBRAND 1993)	SH	53	34	19	9	17
Höver (SCHMITZ 1995)	NI	44	37	7	4	9
Burglengenfeld (NIEDERMEYER 1989)	BY	18			6	33
Hillenberg/Brühne (DICKE 1989)	NW	7	5	2	0	0
Lohbusch (DICKE 1989)	NW	26	20	6	2	8
Morgensonne (DICKE 1989)	NW	25	18	7	2	8
Liet (DICKE 1989)	NW	40	31	9	4	10

Tab. 16: Gesamtanzahl der Brutvogelarten sowie Anzahl und Anteil gefährdeter Brutvogelarten in verschiedenen betriebenen Abbaustätten außerhalb der Zementindustrie (#: Abs. = absolut, BV = Zahl der Brutvögel, N+D = Zahl der Nahrungsgäste und Durchzügler).

Abbaustätte/Autor(en)	Bundesland	Gesamtartenzahl [#]			Gefährdete Arten	
		Abs.	BV	N+D	Anzahl	Anteil [%]
Altental (BOHMER & RAHMANN 1997a; b)	BW	15	10	5	1	7
Mühlacker (KRÖNNECK 1993)	BW	23	19	4	0	0
Wippingen (TRANKLE et al. 1998)	BW	10	6	4	3	30
Pechbrunn (TRANKLE 2000a, TRANKLE et al. 2000)	BY	31	29	2	2	7

Tab. 17: Mittlere Gesamtanzahl der Vogelarten sowie mittlere Anzahl und mittlerer Anteil gefährdeter Vogelarten in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie und in anderen betriebenen Abbaustätten. (#) = Verhältnis Brutvögel zu Summe der Durchzügler und Nahrungsgäste.

	Mittlere Gesamtartenzahl (#)	Gefährdete Arten	
		Mittlere Anzahl absolut	Mittlerer Anteil [%]
Abbaustätten der Zementindustrie (8)	33 (1,9)	4	14
Andere Abbaustätten (4)	20 (4,3)	2	11

Die Waldgebiete zeichnen sich dabei durch typische Waldvögel (z. B. Pirol, Kernbeißer) und darunter v. a. viele Höhlenbrüter (Buntspecht, Waldkauz) aus. Die Ackerlandschaft weist typische Arten der Feldflur (Rebhuhn, Feldlerche), der Wiesen (Braunkelchen) und der Hecken (Klappergrasmücke) auf.

Die Artengemeinschaft des Mergelabbaus setzt sich v. a. aus Arten weitgehend vegetationsfreier Pionierlebensräume (Flussregenpfeifer, Schafstelze), Arten der Röhrichte und Sumpfvvegetation (Teichrohrsänger, Rohrammer) und Arten der Gebüsche und Ruderalfluren (Feldschwirl, Dorngrasmücke) zusammen.

8.1.2.2 Seltene und gefährdete Arten

Ausgewertet wurde nach den jeweiligen Roten Listen der Bundesländer.

8.1.2.2.1 Abbaustätten der Zementindustrie

Es konnten Vorkommen gefährdeter Vogelarten in 18 Abbaustätten der Zementindustrie ausgewertet werden. Zu den Literaturstellen der Tab. 15 wurden Daten von JETTER (1999) hinzu gezogen.

Bei den gefährdeten Vogelarten weisen die Abbaustätten der Zementindustrie (Kalk, Kalkmergel) durchschnittlich 4 Arten/Steinbruch auf. Dies entspricht einem durchschnittlichen Anteil der gefährdeten Arten an der Gesamtartenzahl von 14 % (vgl. Tab. 17; s. Abb. 7).

Die häufigsten Vogelarten betriebener Abbaustätten der Zementindustrie sind mit einer Stetigkeit von je 57 % der Flussregenpfeifer und die Dorngrasmücke, gefolgt von Steinschmätzer (50 %), Uhu und Wiesenpieper (je 36 %), Rotmilan und Neuntöter (je 29 %), Schafstelze und Kolkrabe (je 21 %), Hohltaube und Wanderfalke (je 14 %) (vgl. Tab. 18).

Bundesweit fand sich der Uhu als Brutvogel bzw. Nahrungsgast in insgesamt 5 von 14 betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie (36 % Stetigkeit). Zusätzlich wurden nach BDZ/VDZ (2001) von den Steinbruchbetreibern 4 weitere Vorkommen genannt. Falls die Angaben vollständig sind, kann von insgesamt 9 Uhuvorkommen in den betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie ausgegangen werden. Dies entspräche einer Stetigkeit von 13 % (bei 67 betriebenen Abbaustätten). Auch DEGEN et al. (1997b) stufen die längere Zeit aufgelassenen Steinbruchflächen im Westerbecker Berg u. a. aufgrund der idealen Brutmöglichkeiten für den Uhu als hoch bedeutsam ein.

Tab. 18: Absolute und relative Stetigkeit gefährdeter Vogelarten in 14 betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie und 12 nicht der Zementindustrie zugeordneten betriebenen Abbaustätten.

	Stetigkeit (absolut/relativ)	
	Abbaustätten der Zementindustrie	Andere Abbaustätten
<i>Charadrius dubius</i> (Flussregenpfeifer)	8 / 57 %	1 / 11 %
<i>Sylvia communis</i> (Dorngrasmücke)	8 / 57 %	0
<i>Oenanthe oenanthe</i> (Steinschmätzer)	7 / 50 %	0
<i>Bubo bubo</i> (Uhu)	5 / 36 %	3 / 33 %
<i>Anthus pratensis</i> (Wiesenpieper)	5 / 36 %	0
<i>Milvus milvus</i> (Rotmilan)	4 / 29 %	0
<i>Lanius collurio</i> (Neuntöter)	4 / 29 %	0
<i>Motacilla flava</i> (Schafstelze)	3 / 21 %	0
<i>Corvus corax</i> (Kolkkrabe)	3 / 21 %	1 / 11 %
<i>Columba oenas</i> (Hohltaube)	2 / 14 %	0
<i>Falco peregrinus</i> (Wanderfalke)	2 / 14 %	5 / 56 %

Einzelne Nennungen gibt es bei Fischadler, Grünspecht, Rauchschwalbe, Baumpieper, Wespenbussard, Sperber, Bekassine, Habicht, Flussuferläufer, Steinkauz, Teichrohrsänger, Waldwasserläufer, Heidelerche, Schwarzkehlchen, Gartenrotschwanz, Haubenlerche, Uferschwalbe und Schwarzmilan.

Als charakteristische Arten ungarischer Steinbrüche nennt SCHMIDT (1976) Turmfalke, Uhu, Heidelerche, Dohle, Steinrötel, Steinschmätzer, Schwarzkehlchen, Hausrotschwanz, Sperbergrasmücke, Dorngrasmücke, Neuntöter, Star und Feldsperling. Von diesen Arten wurden bisher nur der südeuropäische Steinrötel und die vornehmlich osteuropäisch verbreitete Sperbergrasmücke bisher nicht in Abbaustätten der deutschen Zementindustrie beobachtet.

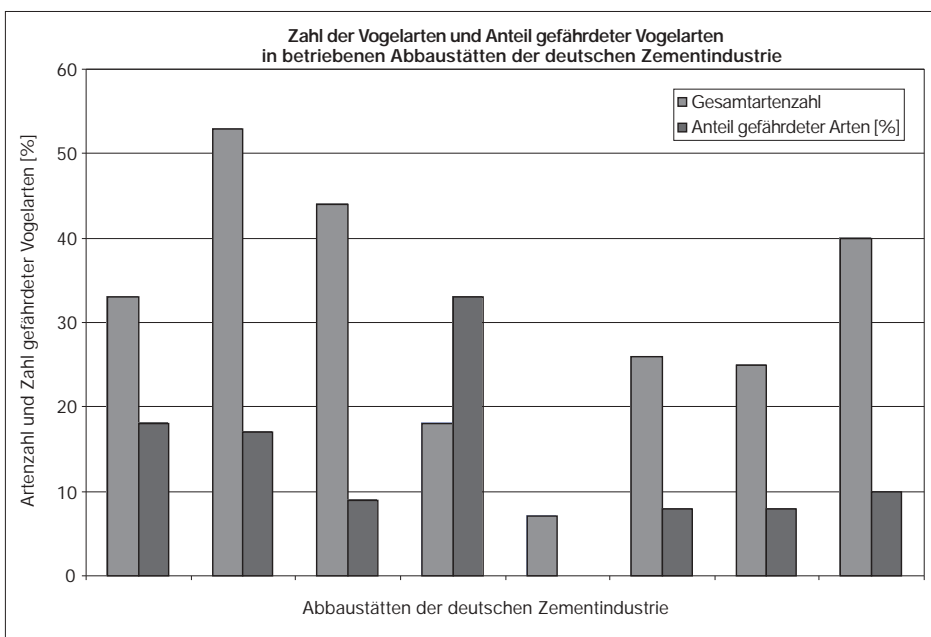


Abb. 7: Artenzahlen und Anteil gefährdeter Vogelarten in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie. Abfolge wie in Tab. 15.

8.1.2.2 Vergleich mit nicht der Zementindustrie zugeordneten Abbaustätten

Für einen Vergleich der Vorkommen einzelner gefährdeter Vogelarten nach der jeweiligen Roten Liste des Bundeslandes konnten neben 18 Abbaustätten der Zementindustrie 4 nicht der Zementindustrie zugeordnete Abbaustätten ausgewertet werden.

Diese anderen betriebenen Abbaustätten (Kalk, Muschelkalk, Basalt) weisen durchschnittlich 2 gefährdete Arten je Abbaustätte auf. Dies entspricht einem Anteil von 11 %. Mit durchschnittlich 4 Arten/Steinbruch (14 % Anteil) erreichen die Abbaustätten der Zementindustrie höhere Werte (vgl. Tab. 17).

Die häufigste genannte Vogelart in den nicht der Zementindustrie zugeordneten Abbaustätten ist der Wanderfalke mit einer Stetigkeit von 56 %, gefolgt von Uhu (33 %) sowie vereinzelt Vorkommen von Flussregenpfeifer und Kolkkrabe. In den betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie ist der Wanderfalke mit 14 % Stetigkeit dagegen deutlich seltener vorhanden. Der Uhu ist in etwa gleichhäufig (36 %). Der Flussregenpfeifer ist dagegen mit 57 % wesentlich steter vertreten und zählt zusammen mit der Dorngrasmücke zu den häufigsten Vogelarten. Auch der Kolkkrabe ist mit 21 % deutlich häufiger vorhanden.

8.1.2.3 Die wichtigsten Arten in ihren Teillebensräumen

Allgemein spielen strukturreiche, busch- und baumbestandene Steinbrüchränder gerade auch betriebener Steinbrüche als Brutbiotop vieler Vogelarten eine wichtige Rolle. Aber auch im Abbaugelände selbst finden sich Habitatstrukturen für seltene und gefährdete Arten.

Arten der Felswände

Felswände sind Bruthabitat für Uhu, Wanderfalke, Hohltaube und Kolkkrabe. Diese Arten nehmen Abbauwände als Ersatzbiotope an (BÖHMER & RAHMANN 1997a; b). Zusätzlich dienen die Steinbrüche als Jagd-

gebiet für Raubvögel wie z. B. den Rotmilan. Bei älteren Wänden und zugehörigen Schuttkegeln treten Steinschmätzer und Haubenlerche hinzu (NIEDERMEYER 1989).

Arten der vegetationsarmen Schotterflächen bzw. trockenen Abbausohlen

Es handelt sich um offene, weitgehend vegetationsfreie Standorte, in Abbaustätten der Zementindustrie oft in Verbindung mit flachen Vernässungszonen, die vom Flussregenpfeifer oder Steinschmätzer besiedelt werden. Allerdings sind gerade für viele Offenlandarten bestimmte Mindestgrößen erforderlich (BÖHMER & RAHMANN 1997a; b).

Arten der Magerrasen und niedrigen Gebüsche

In offenen, teilweise feuchten Magerasen-Gebüsch-Komplexen nisten Dorngrasmücke, Wiesenpieper, Neuntöter oder Schafstelze (NIEDERMEYER 1989; BÖHMER & RAHMANN 1997a; b). Als wichtige Teillebensräume für gefährdete bis vom Aussterben bedrohte Vogelarten (z. B. Schwarzkehlchen) in einem betriebenen Steinbruch in Bayern nennt NIEDERMEYER (1989) Magerasensukzessionsflächen und offene Wasserflächen.

8.1.2.2.4 Vergleich mit dem Umfeld

KORTE & GREIWE (1997) wiesen 6 landesweit gefährdete Arten in einem Steinbruch der Zementindustrie in Nordrhein-Westfalen nach, darunter Flussregenpfeifer und Hohltaube, die nur hier ihr Vorkommen hatten. Im Umfeld waren insgesamt 13 gefährdete Arten heimisch.

SCHMITZ (1995) stellte im Bereich eines ca. 90 ha großen betriebenen Mergelabbaues der Zementindustrie in Niedersachsen 8 landesweit gefährdete Vogelarten, darunter 5 Brutvögel fest. Dies entspricht dem Vorkommen von 50 % der in einem ca. 650 ha großen Untersuchungsraum vorkommenden 16 Vogelarten. Ausschließlich im Steinbruch vorkommende, charakteristische, landesweit gefährdete Vogelarten sind Bewohner der weitgehend vegetationsfreien Pionierlebensräume (Flussregenpfeifer, Steinschmätzer) sowie

Tab. 19: Mittlere Gesamtanzahl der Vogelarten sowie mittlere Anzahl und mittlerer Anteil gefährdeter Vogelarten in aufgelassenen und betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie.
= (Verhältnis Brutvögel / Durchzügler und Nahrungsgäste).

	Mittlere Gesamtartenzahl [#]	Mittlere Anzahl gefährdeter Arten	Mittlerer Anteil gefährdeter Arten
Aufgelassene Abbaustätten der Zementindustrie (11)	50 (1,3)	10	19 %
Betriebene Abbaustätten der Zementindustrie (8)	33 (1,9)	4	14 %

der Röhrichte und Sumpflvegetation (Teichrohrsänger). Schafstelze, Wiesenpieper und Feldschwirl dagegen sind gefährdete Arten, die über den Steinbruch hinaus auch im Bereich der angrenzenden Ackerlandschaft des Umfeldes vorkommen. Darüber hinaus nennt der Autor an besonders wertgebenden Arten des Mergelabbaues Dorngrasmücke, Sumpfrohrsänger, Rohrammer, Hausrotschwanz, Beutelmeise, Girlitz und Gelbspötter die innerhalb des gesamten Untersuchungsraumes teilweise ausschließlich hier vorkommen bzw. einen Schwerpunkt ihrer Brutaktivität im Steinbruchgebiet aufweisen.

8.1.3 Vergleich aufgelassener und betriebener Abbaustätten der Zementindustrie

Aufgelassene Abbaustätten der Zementindustrie weisen mit einer Spanne der Gesamtartenzahlen von 14 bis 105 Arten und einem Durchschnitt von 50 Arten je Steinbruch ein breiteres Artenspektrum auf als die betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie (7 bis 53 Arten, Durchschnitt 33 Arten/Steinbruch). Das mit 1,3 engere Verhältnis der Brutvögel zu den Durchzüglern und Nahrungsgästen bei aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie (gegenüber betriebenen Steinbrüchen mit 1,9) gibt Hinweise auf eine mögliche größere Bedeutung der aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie für Zugvögel und Nahrungsgäste (vgl. Tab. 19). Eine mögliche Ursache könnte das weitgehende Fehlen großer Wasserflächen in betriebenen Abbaustätten sein, die als Habitat für Zugvögel zur Verfügung stehen könnten.

Mit durchschnittlich 10 gefährdeten Vogelarten und einem mittleren Anteil von 19 %

gefährdeter Arten an der Gesamtartenzahl liegen die Werte der aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie deutlich über denen der betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie (durchschnittlich 4 gefährdete Vogelarten, mittlerer Anteil von 14 % an der Gesamtartenzahl).

Die Gründe hierfür liegen vermutlich u. a. in dem Vorkommen unterschiedlichster (auch fortgeschrittener) Sukzessionsstadien in aufgelassenen Abbaustätten. Entsprechende Bedingungen finden sich in betriebenen Abbaustätten nur bei entsprechend großen Abbaurealen mit Bereichen ungestörter Entwicklung. Zudem fallen Störungen durch Lärm oder menschliche Anwesenheit bei aufgelassenen Abbaustätten weitgehend weg.

In Tab. 20 sind die absoluten und relativen Häufigkeiten des Vorkommens seltener und gefährdeter, zudem meist charakteristischer Vogelarten verzeichnet. Teilweise lassen sich Schwerpunkt vorkommen entweder in betriebenen oder in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie erkennen. Im Folgenden werden die wichtigsten Arten vorgestellt.

Schwerpunkte betriebener Abbaustätten der Zementindustrie

Die häufigsten gefährdeten Vogelarten in Abbaustätten der Zementindustrie sind der Flussregenpfeifer und die Dorngrasmücke (vgl. Tab. 20). Beide sind mit einer Stetigkeit von 57 % in betriebenen Steinbrüchen häufiger als in aufgelassenen Steinbrüchen (41 %), wobei unterschiedliche Habitattypen bewohnt werden. Der Flussregenpfeifer bevorzugt zum Nestbau offene, kiesige, leicht erhöhte Standorte mit nahe gelegenen Wasserflächen (HÖLZINGER 1987). Als

Tab. 20: Absolute und relative Stetigkeit gefährdeter Vogelarten in 16 aufgelassenen und 14 betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie.

	Stetigkeit (absolut/relativ)	
	Aufgelassene Abbaustätten	Betriebene Abbaustätten
Schwerpunkte aufgelassener Abbaustätten		
<i>Tachybaptus ruficollis</i> (Zwergtaucher)	6 / 35 %	0
<i>Anthus trivialis</i> (Baumpieper)	4 / 24 %	1 / 7 %
<i>Phoenicurus phoenicurus</i> (Gartenrotschwanz)	4 / 24 %	1 / 7 %
<i>Actitis hypoleucos</i> (Flussuferläufer)	3 / 17 %	1 / 7 %
<i>Locustella naevia</i> (Feldschwirl)	3 / 17 %	0
<i>Gallinula chloropus</i> (Teichhuhn)	3 / 17 %	0
<i>Alcedo atthis</i> (Eisvogel)	3 / 17 %	0
<i>Aythya farina</i> (Tafelente)	3 / 17 %	0
<i>Scolopax rusticola</i> (Waldschnepfe)	3 / 17 %	0
<i>Phylloscopus bonelli</i> (Berglaubsänger)	2 / 12 %	0
<i>Luscinia megarhynchos</i> (Nachtigall)	2 / 12 %	0
<i>Saxicola rubetra</i> (Braunkehlchen)	2 / 12 %	0
<i>Corvus monedula</i> (Dohle)	2 / 12 %	0
Schwerpunkte betriebener Abbaustätten		
<i>Charadrius dubius</i> (Flussregenpfeifer)	7 / 41 %	8 / 57 %
<i>Sylvia communis</i> (Dorngrasmücke)	7 / 41 %	8 / 57 %
<i>Anthus pratensis</i> (Wiesenpieper)	0	5 / 36 %
<i>Bubo bubo</i> (Uhu)	4 / 24 %	5 / 36 %
<i>Oenanthe oenanthe</i> (Steinschmätzer)	3 / 17 %	7 / 50 %
<i>Motacilla flava</i> (Schafstelze)	2 / 12 %	3 / 21 %
<i>Corvus corax</i> (Kolkrabe)	1 / 6 %	3 / 21 %
Indifferentes Verhalten		
<i>Lanius collurio</i> (Neuntöter)	6 / 35 %	4 / 29 %
<i>Columba oenas</i> (Hohltaube)	4 / 24 %	2 / 14 %
<i>Milvus milvus</i> (Rotmilan)	3 / 17 %	4 / 29 %
<i>Falco peregrinus</i> (Wanderfalke)	2 / 12 %	2 / 14 %
<i>Gallinago gallinago</i> (Bekassine)	2 / 12 %	1 / 7 %
<i>Acciper nisus</i> (Sperber)	1 / 6 %	1 / 7 %
<i>Pernis apivorus</i> (Wespenbussard)	1 / 6 %	1 / 7 %
<i>Milvus migrans</i> (Schwarzmilan)	1 / 6 %	1 / 7 %
<i>Riparia riparia</i> (Uferschwalbe)	1 / 6 %	1 / 7 %
<i>Pandion haliaetus</i> (Fischadler)	1 / 6 %	1 / 7 %
<i>Acrocephalus scirpaceus</i> (Teichrohrsänger)	1 / 6 %	1 / 7 %
<i>Hirundo rustico</i> (Rauchschwalbe)	1 / 6 %	1 / 7 %
<i>Picus viridis</i> (Grünspecht)	1 / 6 %	0
<i>Falco subbuteo</i> (Baumfalke)	1 / 6 %	0

Charakterart der Kiesbänke unverbauter Flüsse ist der Flussregenpfeifer inzwischen weitestgehend auf Abbaugelände beschränkt. Insbesondere in betriebenen Steinbrüchen werden hierbei fortwährend

entsprechend besiedelbare, offene Standorte geschaffen (vgl. SCHREINER 1982; TRÄNKLE 2000b). Die Dorngrasmücke ist dagegen eine Art extensiv genutzter Offenland-Gebüsch-Komplexe, wie sie sich in

Steinbrüchen häufig in den über mehrere Jahre ungenutzten Bereichen, aber auch an den Steinbruchrändern einstellen.

Der Uhu als gefährdete Art der Felswände und vielfältig strukturierten, extensiv genutzten Kulturlandschaft findet sich mit einer höheren Stetigkeit (36 %) in den betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie (gegenüber 24 % in den stillgelegten). Dies dürfte seine Ursache insbesondere in dem geringeren Anteil an weitgehend vegetationsfreien Felswänden in den aufgelassenen Steinbrüchen haben. Von dem höheren Anteil besiedelbarer Felsbereiche in betriebenen Steinbrüchen profitieren offensichtlich auch der Kolkrabe und der Wanderfalke (vgl. GÖRNER 1978; MAHLER et al. 1980; Wartner 1982; TRUNKÓ & FREY 1983; TRAUTNER & BRUNS 1988; BÖHMER & RAHMANN 1997a; b; GILCHER & BRUNS 1999; TRÄNKLE & BEIBWENGER 1999).

In niedrigen Gras- und Krautfluren auf Halden findet sich das Bruthabitat des gefährdeten Wiesenpiepers. Ähnliche Habitate mit einzelnen Singwarten und Wasserflächen bewohnen die ebenfalls in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie häufigeren Arten Schafstelze und Braunkehlchen.

Einen deutlichen Schwerpunkt in betriebenen Steinbrüchen weist auch der gefährdete Steinschmätzer auf. Als Bruthabitat bevorzugt die Art offene, trockene und vegetationsarme Standorte in Verbindung mit erhöhten Singwarten (HÖLZINGER 1987). Entsprechend dem Flussregenpfeifer finden sich insbesondere die offenen Teillebensräume vorwiegend in betriebenen Steinbrüchen (s. a. MAHLER et al. 1980; SCHREINER 1982; TRAUTNER & BRUNS 1988; GILCHER & BRUNS 1999).

Indifferentes Verhalten

Weitere typische Arten, allerdings mit derselben Stetigkeit (35 bzw. 29 %) in aufgelassenen wie betriebenen Steinbrüchen sind der Neuntöter sowie Wanderfalke und Hohltaube.

Schwerpunkte aufgelassener Abbaustätten der Zementindustrie

Einen Schwerpunkt in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie haben gefährdete Arten der lichten Gehölze wie Baumpieper, Berglaubsänger, Waldschnepfe und Nachtigall. Gefährdete Arten fortgeschrittener Sukzessionsstadien finden sich ebenfalls häufiger in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie.

Der Zwergtaucher als Art der kleinen, nahrungsreichen Tümpel trat bisher nur in aufgelassenen Steinbrüchen auf. Als Ursachen für das Fehlen in betriebenen Steinbrüchen lassen sich die oft noch sehr lichten Vegetationsbestände an den Gewässern und eine größere Störungsanfälligkeit (vgl. HÖLZINGER 1987) vermuten. Auch andere Vögel feuchter bis nasser Standorte (Teichhuhn, Eisvogel, Tafelente) kommen nur oder häufiger in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie vor.

8.2 Amphibien

Aufgrund der komplexen ökologischen Einbindung von Amphibien im Bereich von Land- und Wasserlebensräumen stellt diese Artengruppe einen empfindlichen Indikator für den ökologischen Zustand eines Landschaftsraumes dar. Diese Bedeutung von Steinbrüchen und anderen Materialentnahmestellen wurde in diesem Zusammenhang schon von FELDMANN (1977; 1990), HERRN (1978), MAHLER et al. (1980), HUTTER & RIMPP (1982), SCHREINER (1982), KUHN (1983), TRUNKÓ & FREY (1983), BAUER (1987a), HERMANN (o. J.; 1987), WILDERMUTH (1987), Trautner & BRUNS (1988), TRÄNKLE (1997); GILCHER & BRUNS (1999), TRÄNKLE & BEIßWENGER (1999) und TRÄNKLE (2000b) betont.

Bei einer Analyse aller Amphibienlaichgewässer in Baden-Württemberg fand WILDERMUTH (1987) bei der Geburtshelferkröte 50 % der Laichgewässer in Steinbrüchen, beim Seefrosch 33 %, bei der Wechselkröte 15 %, bei der Kreuzkröte 13 %, beim Feuersalamander 10 %, beim Springfrosch 8 %, bei der Gelbbauchunke 7 %, beim Bergmolch 6 %, bei Erdkröte, Teichmolch,

Kammolch und Fadenmolch 5 % und beim Laubfrosch und Wasserfrosch 2 %.

Die Amphibien stellen mit einer Gesamtartenzahl von 21 in Deutschland heimischen Arten eine relativ kleine Artengruppe dar. Für die Auswertung der Anzahl und Anteil gefährdeter Arten wurde in dieser Artengruppe die Rote Liste Deutschlands verwendet (JEDICKE 1997).

8.2.1 Aufgelassene Abbaustätten

8.2.1.1 Artenzahlen und -diversität

8.2.1.1.1 Abbaustätten der Zementindustrie

Es liegen auswertbare Daten zu 13 aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie vor (s. Abb. 8). Mit 12 nachgewiesenen Arten ist der Steinbruch Nußloch der artenreichste. Ihm folgen mit je 9 nachgewiesenen Arten der Blaue Steinbruch mit seinen Kalkquellsümpfen und der ähnlich strukturierte Steinbruch Hillenberg. Die drei Kreidegruben Räsın, Hagen und Am Langen Berg sind mit 2 bzw. je einer Arten artenarm, bieten jedoch diesen gleichzeitig gefährdeten Arten ein Sekundärhabitat zur Populationsentwicklung.

In den ausgewerteten Abbaustätten der Zementindustrie konnten zwischen 5 und

57 % der in Deutschland vorkommenden 21 Amphibienarten festgestellt werden. Insgesamt waren 16 Amphibienarten nachweisbar, somit besiedeln 76 % der bundesdeutschen Amphibienarten auch aufgelassene Abbaustätten der Zementindustrie.

Die höchsten Stetigkeiten in den aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie erreichen die ohnehin nicht sehr seltenen Arten Teichmolch (77 %), Erdkröte (54 %), Bergmolch (46 %) sowie der Grasfrosch (46 %). Aber auch die selteneren Arten wie der Kammolch (69 %) und die Kreuzkröte (54 %) sind mit hohen Stetigkeiten in den Abbaustätten der Zementindustrie nachgewiesen worden. Der Laubfrosch findet sich noch in 38 % aller untersuchten Abbaustätten der Zementindustrie, die Gelbbauchunke in 31 %, die Geburtshelferkröte und der Feuersalamander in 23 %. Seltener sind Fadenmolch, Wechselkröte und Springfrosch mit jeweils 15 % sowie Rotbauchunke und Knoblauchkröte mit jeweils 8 % Stetigkeit (vgl. Tab. 24). Die drei letztgenannten Arten sind aber generell nicht flächig im Gebiet verbreitet und daher auch meist nicht zu erwarten. Die Rotbauchunke kommt nur in tieferen Lagen um 200 m vor. Die Wechselkröte ist osteuropäisch-kontinental verbreitet und der Springfrosch eine südlich orientierte Art der großen Auenlandschaften.

Tab. 21: Gesamtanzahl der Amphibienarten sowie Anzahl und Anteil gefährdeter Amphibienarten in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie.

Abbaustätte/Autor(en)	Bundesland	Gesamtartenzahl	Gefährdete Arten	
			Anzahl	Anteil [%]
Am langen Berg (SCHACHT 1994)	MV	1	1	100
Blauer Steinbruch (WÜNSCH 1978)	BW	9	4	44
Dotternhausen (GROSSMANN 1992)	BW	6	2	33
Gröne (KORTE & GREIWE 1998)	NW	4	2	50
Gummanz (SCHACHT 1994)	MV	3	3	100
Hagen (SCHACHT 1994)	MV	1	1	100
Hillenberg (DICKE 1989)	NW	9	2	22
Milke (ÖKON 1999)	NW	3	2	67
Neuffener Hörnle (MAUS 1995)	BW	8	5	63
Räsın (SCHACHT 1994)	MV	2	2	100
Sotzenhausen (KUHN 1983)	BW	5	1	20
Steinbruch Nußloch (RADEMACHER 2001b)	BW	12	9	75
Vellern (BAASNER et al. 1998)	NW	7	2	28

Auch die Geburtshelferkröte ist nicht flächig innerhalb der Bundesrepublik verbreitet. Sie ist eine südwest-europäische Art, die in den westlichen Teil der Bundesrepublik einstrahlt. Eine besondere Bedeutung haben aufgelassene Abbaustätten der Zementindustrie mit einer Stetigkeit von 69 % für den Kammolch. Diese Molchart bevorzugt vegetationsreiche saubere Teiche und Tümpel. Sie ist über ganz Europa mit insgesamt vier Unterarten verbreitet. Als regionale Besonderheiten treten nur im Bereich der Abbaustätten der Zementindustrie vereinzelt Rotbauchunke und Springfrosch auf, typische Arten der Tieflagen. Bisher wurden in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie die ausgesprochenen Alpenarten Alpen-Salamander und Alpen-Kammolch nicht nachgewiesen. Darüber hinaus konnten der Moorfrosch (eine nordosteuropäische Flachlandart der Feuchtwiesen und Moore) und der Seefrosch (ein Bewohner größerer Gewässer, der allerdings von den Teich- und Wasserfröschen kaum zu trennen ist und daher oft zusammen mit diesen als „Grünfrosch-Komplex“ bezeichnet wird) bisher nicht nachgewiesen werden.

8.2.1.1.2 Vergleich mit anderen Abbaustätten

Mit 15 Untersuchungen liegt eine Vielzahl auswertbarer Literaturstellen für Abbaustätten außerhalb der Zementindustrie vor. Auch hier wurden diese Abbaustätten in nicht der Zementindustrie zugeordnete Kalksteinbrüche und andere Abbaustätten aufgegliedert. Unter Letzteren sind Abbaustätten für Kies, Sand, Lehm, Ton, Sandstein und verschiedene vulkanische Gesteine zusammengefasst (vgl. Tab. 22).

In aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie findet sich mit absolut 1 bis 12 Arten und einem Durchschnitt von 5,3 Arten je Abbaustätte (vgl. Tab. 22 und Tab. 23) eine ähnliche Artenausstattung wie bei den nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüchen (1 bis 8 Arten, im Durchschnitt 5,1 Arten/Steinbruch). Dies gilt auch für die Kies-, Sand- und Tongruben mit 3 bis 8 Arten bzw. im Durchschnitt 5,3 Arten je Abbaustätte. LOSKE (1984) gibt für

16 aufgelassene Steinbrüche im Kreis Soest (NW) einen dem oben genannten Wert ähnlichen Durchschnittswert von 4,8 Amphibienarten pro Steinbruch an. Allerdings erreicht bei ihm die Geburtshelferkröte die höchste Stetigkeit. Dagegen weist die Gelbbauchunke in diesem Landschaftsraum nur vereinzelte Vorkommen auf (LOSKE 1984), während sie in Süddeutschland insgesamt wesentlich häufiger ist (BAUER 1987b).

In den Abbaustätten der Zementindustrie konnten zwischen 5 und 57 % der in Deutschland vorkommenden 21 Amphibienarten festgestellt werden. In den nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüchen bzw. in den anderen Abbaustätten sind die Werte mit 5 bis 38 % bzw. 14 bis 38 % niedriger.

Insgesamt wurden in den Abbaustätten der Zementindustrie 16 Amphibienarten

Tab. 22: Gesamtanzahl der Amphibienarten sowie Anzahl und Anteil gefährdeter Amphibienarten in nicht der Zementindustrie zugeordneten aufgelassenen Kalksteinbrüchen und anderen aufgelassenen Abbaustätten.

Abbaustätte/Autor(en)	Bundesland	Gesamtartenzahl	Gefährdete Arten	
			Anzahl	Anteil [%]
Aufgelassene Kalksteinbrüche				
Schneiker (LIENENBECKER 1983)	NW	4	1	25
Helmke (SCHLÜPMANN et al. 1981)	NW	5	1	20
Neuengeseke (DIEKJOBST & ANT 1972)	NW	8	3	38
Gutenberg (THURN 1985)	BW	1	1	100
Eichhalde (KUHNS 1983)	BW	3	1	33
Herrlingen (FRITZ PLANUNGSGESELLSCHAFT 1996)	BW	5	1	20
Wippingen – Klärteich I (TRANKLE et al. 1998)	BW	6	2	33
Hechlingen (GILCHER & BRUNS 1999)	BY	6	2	33
Dagersheimer Berg (BÖHMER & RAHMANN 1997a)	BW	8	4	50
Auf der Burg (BÖHMER & RAHMANN 1997a)	BW	4	2	50
Auf der Burg (BRAUN et al. 1997)	BW	6	2	33
Aufgelassene andere Abbaustätten				
Donaustetten (KUHNS 1983)	BW	8	4	50
Stetten (KUHNS 1983)	BW	7	4	57
Fischerhäuser (PLACHTER 1983)	BY	3	1	33
Eching (PLACHTER 1983)	BY	4	1	25
Niederleierndorf (PLACHTER 1983)	BY	6	2	33
Hohe Straße (GRUNICKE et al. 1995)	BW	7	2	29
Humlängen (KUHNS 1983)	BW	5	2	40
Jedenhofen (PLACHTER 1983)	BY	6	1	17
Hörlikofen (PLACHTER 1983)	BY	8	3	38
Schüren (MÜNCH 1984)	NW	5	1	20
Eichelberg (WEBER 1990)	BY	5	1	20
Rother Berg (SCHOLL 1987)	HE	6	2	33
Schneeweiderhof (NIEHUIS 1979)	RP	3	1	33
Heidenburg (PREUB & NIEHUIS 1978)	RP	3	1	33
Kaiserstuhl (GILCHER & BRUNS 1999)	BW	5	2	40
Albessener Steinbruch (PREUB & NIEHUIS 1978)	RP	6	0	0
Kleiner Steinbruch (PREUB & NIEHUIS 1978)	RP	3	0	0

nachgewiesen. Dies entspricht 76 % der in Deutschland vorkommenden 21 Amphibienarten. Die nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüche weisen 2 Arten weniger (insgesamt 14 Arten) auf, die anderen Abbaustätten 3 Arten weniger (13 Arten) (vgl. Tab. 24). Dies entspricht 67 % bzw. 62 % der in Deutschland vorkommenden 21 Amphibienarten.

Laubfrosch, Kreuzkröte, Teichmolch, Fadenmolch und Feuersalamander treten in den Abbaustätten der Zementindustrie mit ähnlichen bzw. leicht höheren Stetigkeiten als in den nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüchen und anderen Abbaustätten auf (vgl. Tab. 24). Für Geburtshelferkröte, Erdkröte, Wasserfrosch und Grasfrosch liegen die prozentualen Anteile in den Abbaustätten der Zementindustrie zwischen denen der nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüche und anderen Abbaustätten, wogegen Gelbbauchunke, Wechselkröte und Bergmolch geringere Stetigkeiten erreichen. Es wurden in den ausgewerteten Untersuchungen im Bereich des Grünfrosch-Komplexes nur die Unterscheidung in Seefrosch und Wasserfrosch im weiteren Sinne vorgenommen.

Deutliche Unterschiede sind beim Kammmolch vorhanden. Die Art hat mit 9 von 13 Nachweisen (Stetigkeit von 69 %) eine deutliche Präferenz zu den Abbaustätten der Zementindustrie. In den nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüchen tritt der Kammmolch mit 46 % und in den anderen Abbaustätten mit nur 24 % Stetigkeit auf. Der Grasfrosch dagegen kommt in 15 von 17 ausgewerteten anderen Abbaustellen vor (88 % Stetigkeit), ist aber in den nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüchen mit nur 18 % und in den Abbaustätten der Zementindustrie mit 46 % Stetigkeit vorhanden.

Als regionale Besonderheiten treten nur im Bereich der Abbaustätten der Zementindustrie vereinzelt Rotbauchunke und Springfrosch auf, typische Arten der Tieflagen.

Tab. 23: Mittlere Gesamtanzahl der Amphibienarten sowie mittlere Anzahl und mittlerer Anteil gefährdeter Amphibienarten in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie, in nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüchen und anderen Abbaustätten.

	Mittlere Gesamtartenzahl	Gefährdete Arten	
		Mittlere Anzahl	Mittlerer Anteil [%]
Abbaustätten der Zementindustrie (13)	5,3	2,8	53
Kalksteinbrüche (11)	5,1	1,8	39
Andere Abbaustätten (17)	5,3	1,7	31

Tab. 24: Absolute Vorkommen und relative Stetigkeit einzelner Amphibienarten in 13 aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie, 11 nicht der Zementindustrie zugeordneten aufgelassenen Kalksteinbrüchen und 17 anderen aufgelassenen Abbaustätten.

	Abbaustätten der Zementindustrie absolut/Stetigkeit	Kalksteinbrüche absolut/Stetigkeit	Andere Abbaustätten absolut/Stetigkeit
<i>Alytes obstetricans</i> (Geburtshelferkröte)	3 / 23 %	2 / 18 %	5 / 29 %
<i>Bombina bombina</i> (Rotbauchunke)	1 / 8 %	-	-
<i>Bombina variegata</i> (Gelbbauchunke)	4 / 31 %	4 / 36 %	8 / 47 %
<i>Bufo bufo</i> (Erdkröte)	7 / 54 %	4 / 36 %	10 / 59 %
<i>Bufo calamita</i> (Kreuzkröte)	7 / 54 %	5 / 46 %	8 / 47 %
<i>Bufo viridis</i> (Wechselkröte)	2 / 15 %	3 / 27 %	4 / 24 %
<i>Hyla arborea</i> (Laubfrosch)	5 / 38 %	3 / 27 %	4 / 24 %
<i>Pelobates fuscus</i> (Knoblauchkröte)	1 / 8 %	1 / 9 %	1 / 6 %
<i>Rana dalmatina</i> (Springfrosch)	2 / 15 %	-	-
<i>Rana kl. esculenta/R. lessonae</i> (Kl. Wasserfrosch inkl. Seefrosch)	4 / 31 %	2 / 18 %	6 / 35 %
<i>Rana temporaria</i> (Grasfrosch)	6 / 46 %	2 / 18 %	15 / 88 %
<i>Salamandra salamandra</i> (Feuersalamander)	3 / 23 %	2 / 18 %	-
<i>Triturus alpestris</i> (Bergmolch)	6 / 46 %	8 / 73 %	12 / 71 %
<i>Triturus cristatus</i> (Kammmolch)	9 / 69 %	5 / 46 %	4 / 24 %
<i>Triturus helveticus</i> (Fadenmolch)	2 / 15 %	2 / 18 %	2 / 12 %
<i>Triturus vulgaris</i> (Teichmolch)	10 / 77 %	7 / 64 %	11 / 65 %

8.2.1.1.3 Beziehung zum Umfeld

Die Bedeutung der Amphibienvorkommen in aufgelassenen Abbaustätten wird von vielen Autoren betont. Dies wird in der Einordnung als regional oder sogar landesweit bedeutsame Populationen deutlich. Eine solche Einordnung kommt nur dann zu Stande, wenn im näheren und weiteren Umfeld keine vergleichbaren Vorkommen vorhanden sind.

8.2.1.2 Seltene und gefährdete Arten

8.2.1.2.1 Abbaustätten der Zementindustrie

Ein Vergleich der Gesamtzahlen nach der Roten Liste bundesweit gefährdeter Amphibienarten ergab bei aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie zwischen 1 und 9 Arten (Durchschnitt 2,8 Arten je Steinbruch) (s. Abb. 8).

Die häufigste bundesweit gefährdete Art aufgelassener Abbaustätten der Zementindustrie ist mit einer Stetigkeit von 69 % der stark gefährdete Kammolch, gefolgt von Kreuzkröte (54 %), Laubfrosch (38 %), Kl. Wasserfrosch und Gelbbauchunke (31 %), Geburtshelferkröte (23 %), Wechselkröte (15 %) sowie Rotbauchunke und Springfrosch (8 %) (vgl. Tab. 24). Insgesamt werden in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie mit 9 nach der Roten Liste Deutschland gefährdeten bzw. stark gefährdeten Amphibienarten über zwei Drittel (69 %) der 13 in Deutschland gefährdeten Arten nachgewiesen.

DICKE (1989), KORTE & GREIWE (1998) und ÖKON (1999) geben für Abbaustätten der Zementindustrie in NW mit Kreuzkröte und Kammolch zwei landesweit gefährdete Arten an. Zu ähnlichen Aussagen kommt MAUS (1995). Die Autorin betont den besonderen Wert eines Steinbruches auf der Schwäbischen Alb für die regionale Amphibienfauna. Von den gefundenen 8 Amphibienarten sind 2 Arten in Baden-Württemberg stark gefährdet, 3 gefährdet und eine potentiell gefährdet. Aus dem Steinbruch Nußloch sind laut RADEMACHER (2001b) 9 gefährdete Amphibienarten bekannt. Allein 4 davon sind stark gefährdet (RL 2: Wechselkröte, Knoblauchkröte, Laubfrosch, Springfrosch).

8.2.1.2.2 Vergleich mit nicht der Zementindustrie zugeordneten Abbaustätten

Bei nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüchen wie auch bei anderen Abbaustätten sind zwischen 1 und 4 Arten nach der bundesdeutschen Roten Liste gefährdet (Durchschnitt 1,8 Arten/Steinbruch). Dementsprechend ist bei aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie der durchschnittliche Anteil von 53 % gefährdeter Arten an der Gesamtartenzahl deutlich höher als bei nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüchen mit 39 % und anderen Abbaustätten mit 31 %. In nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüchen wurden ebenso wie bei den Abbaustätten der Zementindustrie mit 9 nach der Roten Liste Deutschland ge-

fährdeten (RL 3) bzw. stark gefährdeten (RL 2) Amphibienarten über zwei Drittel (69 %) der 13 bundesweit gefährdeten Arten nachgewiesen. In anderen Abbaustätten fanden sich mit 8 gefährdeten Arten 62 % der bundesweit gefährdeten Arten.

Die gefährdete Kreuzkröte und der stark gefährdete Laubfrosch erreichen in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie ähnliche Stetigkeiten wie in nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüchen und anderen Abbaustätten. Bei den gefährdeten Arten Seefrosch/Kl. Wasserfrosch und Geburtshelferkröte liegt die Stetigkeit in Abbaustätten der Zementindustrie zwischen den Werten der nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüche und anderer Abbaustätten. Die gefährdete Knoblauchkröte wurde in der ausgewerteten Literatur bei allen drei Typen von Abbaustätten jeweils nur einmal erwähnt.

Naturschutzwert

LOSKE (1984) betont den hohen Naturschutzwert von Steinbrüchen des Kreises Soest/NW, der u. a. auch Abbaustätten der Zementindustrie enthält. Der Autor fand mit Kreuzkröte und Kammolch zwei lan-

desweit gefährdete und mit der Gelbbauchunke eine vom Aussterben bedrohte Art.

Aus den fünf aufgelassenen der Zementindustrie zugeordneten Kreidegruben der Insel Rügen beschreibt SCHACHT (1994) das Vorkommen von 8 Amphibienarten, die alle auf der Roten Liste für Mecklenburg-Vorpommern als gefährdet (Teichmolch, Laubfrosch, Grasfrosch, Erdkröte), stark gefährdet (Kammolch, Rotbauchunke, Kl. Wasserfrosch/Seefrosch) bis vom Aussterben bedroht (Springfrosch) geführt werden. Damit misst der Autor den Kreidegruben mit einem Anteil von 57 % der landesweit 14 vorkommenden gefährdeten Amphibienarten einen großen Wert bei.

8.2.1.2.3 Vergleich mit dem Umfeld

Der Kammolch hat nach BÖHMER & RAHMANN (1997a; b) im Raum Blaubeuren nur noch ein refugiales Vorkommen in einem aufgelassenen Steinbruch, während er in der Umgebung ausgestorben ist. Nach DICKE (1989), KORTE & GREIWE (1998) und ÖKON (1999) haben Kreuzkröte und Geburtshelferkröte mittlerweile ihre Vorkommen beinahe ausschließlich im Bereich

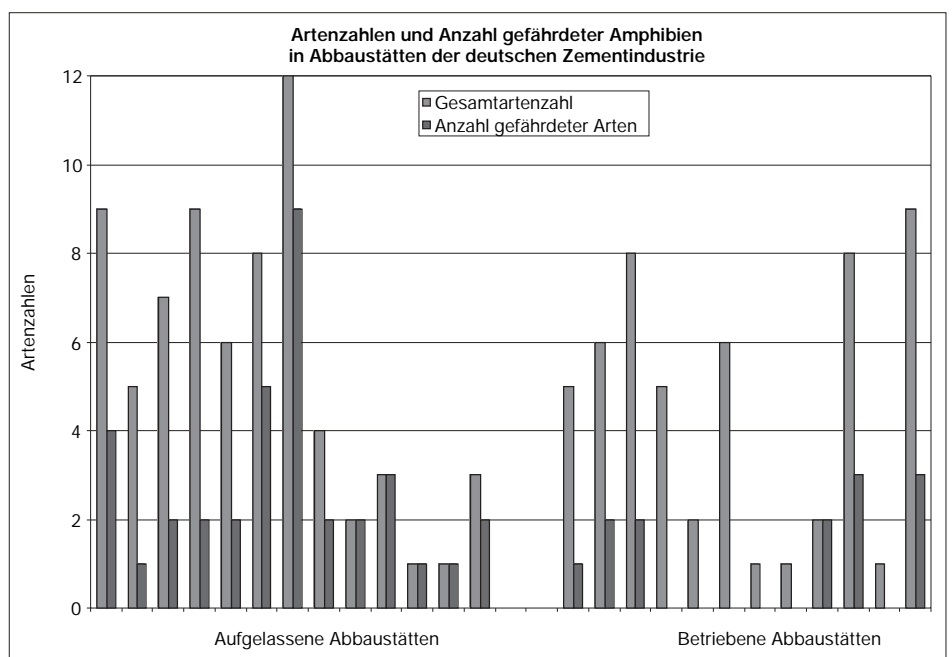


Abb. 8: Artenzahlen und Zahl gefährdeter Amphibienarten in aufgelassenen und betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie. Abfolge wie in Tab. 21 (links) und Tab. 25 (rechts).

von Abgrabungen, da die Zahl der Laichhabitats in der Umgebung zurückging.

8.2.2 Betriebene Abbaustätten

8.2.2.1 Artenzahlen und -diversität

8.2.2.1.1 Abbaustätten der Zementindustrie

Insgesamt konnten die Daten von 12 betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie ausgewertet werden. Es wurden zwischen 1 und 9 Arten je Steinbruch registriert mit einer mittleren Artenzahl von 4,5 (s. Abb. 8). Diese Zahlen stehen in direkter Abhängigkeit zu Größe, Anzahl und Ausprägung der Feuchthabitats, speziell der Gewässer in den betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie. Insbesondere auf den schlammigen Abbausohlen der Mergelvorkommen bilden sich in den Senken oft ganzjährig Wasser führende Verlässungen, was zu höheren Artenzahlen führt.

Die häufigsten genannten Arten in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie sind dabei Erdkröte und Teichmolch mit jeweils 67 % Anteil an den untersuchten Steinbrüchen, gefolgt vom Grasfrosch mit 58 %. In 42 % der Steinbrüche findet sich der Bergmolch, in 33 % der Wasserfrosch und der Fadenmolch und in 25 % Gelbbauchunke, Laubfrosch, Feuersalamander und Kammmolch. Nur vereinzelt finden sich Kreuzkröte, Geburtshelferkröte, Wechselkröte und Seefrosch.

8.2.2.1.2 Vergleich mit anderen Abbaustätten

Hier lagen 8 Literaturstellen für Abbaustätten außerhalb der Zementindustrie vor. Deshalb wurden die nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüche mit den anderen Abbaustätten (Kies, Basalt) zusammengefasst.

In betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie finden sich mit absolut 1 bis 9 Arten (vgl. Tab. 25) und einem Durchschnitt von 4,5 Arten/Steinbruch (vgl. Tab. 27) eine etwas reichere Artenausstattung als bei

Tab. 25: Gesamtanzahl der Amphibienarten sowie Anzahl und Anteil gefährdeter Amphibienarten in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie.

Abbaustätte/Autor(en)	Bundesland	Gesamtartenzahl	Gefährdete Arten	
			Anzahl	Anteil [%]
Grube Saturn (ALBRAND 1993)	SH	5	1	20
Höver (SCHMITZ 1995)	NI	6	2	33,3
Großer Steinbruch Lengerich (NOTARP 1997)	NW	8	2	25
Höste (DEGEN et al. 1997a)	NW	5	0	0
Ennigerloh Nord (KORTE & GREIWE 1997)	NW	2	0	0
Hillenberg/Brühne (DICKE 1989)	NW	6	0	0
Lohbusch (DICKE 1989)	NW	1	0	0
Liet (DICKE 1989)	NW	1	0	0
Burglengenfeld (NIEDERMEYER 1989)	BY	2	2	100
Gerhausen (BÖHMER & RAHMANN 1997a; b)	BW	8	3	37,5
Göllheim (PREUB & NIEHUIS 1978)	RP	1	0	0
Vohenbronnen (BÖHMER & RAHMANN 1997a; b)	BW	9	3	33,3

den anderen Abbaustätten (2 bis 7 Arten, im Mittel 4,3 Arten/Steinbruch) (vgl. Tab. 26).

Insgesamt kommen in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie mit 14 Arten 67 % der deutschen Amphibien vor, in anderen Abbaustätten 12 Arten (57 %) (vgl. Tab. 28).

Nur aus betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie wurden Geburtshelferkröte und Seefrosch genannt. Eine größere Steigtigkeit in Abbaustätten der Zementindustrie gegenüber anderen Abbaustätten erreichen Erdkröte, Grasfrosch, Feuersalamander, Fadenmolch und Teichmolch. Wasserfrosch, Gelbbauchunke, Kreuzkröte, Wechselkröte, Laubfrosch, Berg- und

Tab. 26: Gesamtanzahl der Amphibienarten sowie Anzahl und Anteil gefährdeter Amphibienarten in betriebenen anderen Abbaustätten.

Abbaustätte/Autor(en)	Bundesland	Gesamtartenzahl	Gefährdete Arten	
			Anzahl	Anteil [%]
Herrlingen (KUHNS 1983)	BW	3	1	33,3
Altental (BÖHMER & RAHMANN 1997a; b)	BW	4	3	75
Obere Mühle (BÖHMER & RAHMANN 1997a; b)	BW	5	2	40
Rombold/Gfröhre (BÖHMER & RAHMANN 1997a)	BW	2	0	0
Baresel (BÖHMER & RAHMANN 1997a; b)	BW	5	2	40
Schmiechen (KUHNS 1983)	BW	3	2	67
Weites Tal (KUHNS 1983)	BW	7	3	43
Pechbrunn (TRANKLE et al. 2000)	BY	5	1	20

Tab. 27: Mittlere Gesamtanzahl der Amphibienarten sowie mittlere Anzahl und mittlerer Anteil gefährdeter Amphibienarten in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie und anderen Abbaustätten.

	Mittlere Gesamtartenzahl		Gefährdete Arten	
	Mittlere Gesamtartenzahl	Mittlere Anzahl	Mittlerer Anteil [%]	
Abbaustätten der Zementindustrie (n = 12)	4,5	1,1	21	
Andere Abbaustätten (n = 8)	4,3	1,8	40	

Tab. 28: Absolute Vorkommen und relative Stetigkeit von Amphibienarten in 12 betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie sowie 8 anderen betriebenen Abbaustätten.

	Stetigkeit (absolut/relativ)	
	Abbaustätten der Zementindustrie	Andere Abbaustätten
<i>Alytes obstetricans</i> (Geburtshelferkröte)	1 / 8 %	-
<i>Bombina variegata</i> (Gelbbauchunke)	3 / 25 %	3 / 38 %
<i>Bufo bufo</i> (Erdkröte)	8 / 67 %	5 / 63 %
<i>Bufo calamita</i> (Kreuzkröte)	2 / 16 %	4 / 50 %
<i>Bufo viridis</i> (Wechselkröte)	1 / 8 %	2 / 25 %
<i>Hyla arborea</i> (Laubfrosch)	3 / 25 %	5 / 63 %
<i>Rana kl. esculenta/R. lessonae</i> (Wasserfrosch)	4 / 33 %	3 / 38 %
<i>Rana ridibunda</i> (Seefrosch)	1 / 8 %	-
<i>Rana temporaria</i> (Grasfrosch)	7 / 58 %	4 / 50 %
<i>Salamandra salamandra</i> (Feuersalamander)	3 / 25 %	1 / 13 %
<i>Triturus alpestris</i> (Bergmolch)	5 / 42 %	6 / 75 %
<i>Triturus cristatus</i> (Kammolch)	3 / 25 %	3 / 38 %
<i>Triturus helveticus</i> (Fadenmolch)	4 / 33 %	1 / 13 %
<i>Triturus vulgaris</i> (Teichmolch)	8 / 67 %	5 / 63 %

Kammolch sind in den nicht der Zementindustrie zugeordneten Abbaustätten häufiger.

LOSKE (1984) gibt für 11 betriebene Abbaustätten im Kreis Soest/NW einschließlich Abbaustätten der Zementindustrie einen Durchschnittswert von 2,8 Amphibienarten/Steinbruch an. Als Ursache für diese geringere Artenausstattung vermutet er die Strukturarmut der betriebenen Steinbrüche in der Region.

8.2.2.1.3 Vergleich mit dem Umfeld

Bei einer von BÖHMER & RAHMANN (1997b) durchgeführten Untersuchung von 22 Gewässern in und 19 außerhalb von Abbaugebieten wurden auch drei benachbarte Abbaustätten der Zementindustrie untersucht (ein aufgelassener, zwei großflächige betriebene). Es wurden alle Amphibienarten untersucht und die Populationsentwicklungen der letzten 20 Jahre dargestellt.

Die Bestandsentwicklung im Umfeld der Steinbrüche des Blaubeurener Raumes zeigte für alle Amphibienarten bis auf den

Wasserfrosch durch Laichplatzverluste und -störungen zwischen 1980 und 1992 eine stark rückläufige Tendenz. Die Steinbrüche dagegen wiesen sowohl bei betriebenen als auch bei aufgelassenen zunehmende Populationsgrößen und Artenzahlen auf.

8.2.2.2 Seltene und gefährdete Arten

8.2.2.2.1 Abbaustätten der Zementindustrie

Betriebene Abbaustätten der Zementindustrie weisen 0 bis 3 (im Durchschnitt 1,1) gefährdete Arten auf (s. Abb. 8). Die Anteile gefährdeter Arten liegen dabei bei 0 bis 100 % am Artenvorkommen im Steinbruch. Insgesamt fanden sich in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie 8 nach der Roten Liste Deutschland gefährdete bzw. stark gefährdete Amphibienarten. Dies sind knapp zwei Drittel (62 %) der 13 bundesweit gefährdeten Arten. Andere Abbaustätten wiesen nur 6 gefährdete Arten (46 %) auf.

Die häufigste Art ist der Wasserfrosch, der sich in 33 % der untersuchten Steinbrüche

fand. Eine Stetigkeit von 25 % erreichen Gelbbauchunke, Kammolch und Laubfrosch. Die Kreuzkröte erreicht 16 %. Vereinzelt Vorkommen (8 %) finden sich von Geburtshelferkröte, Wechselkröte und Seefrosch. Eine betriebene Abbaustätte der Zementindustrie auf der Schwäbischen Alb besitzt nach KUHN (1983) einen sehr hohen Artenschutzwert, der sich unter anderem auf einer über 1.000 Alttiere umfassenden Population der Gelbbauchunke begründet.

8.2.2.2.2 Vergleich mit nicht der Zementindustrie zugeordneten Abbaustätten

Entsprechend den Gesamtartenzahlen betriebener Abbaustätten der Zementindustrie finden sich auch in anderen Abbaustätten zwischen 0 und 3 gefährdete Arten, wobei sich der prozentuale Anteil gefährdeter Arten an der Gesamtartenzahl zwischen 0 und 75 % bewegt. Allerdings ist die durchschnittliche Anzahl gefährdeter Arten in den anderen Abbaustätten (1,8 Arten/Steinbruch) etwas höher als in den Abbaustätten der Zementindustrie (1,1 Arten/Steinbruch) (vgl. Tab. 27).

Geringere Stetigkeiten als in anderen Abbaustätten erreichen die gefährdeten Arten Kreuzkröte und Wechselkröte sowie die stark gefährdeten Arten Laubfrosch, Gelbbauchunke und Kammolch. Nur aus Abbaustätten der Zementindustrie wird dabei das Vorkommen der bundesweit gefährdeten Arten Geburtshelferkröte und Seefrosch beschrieben.

8.2.2.2.3 Vergleich mit dem Umfeld

SCHMITZ (1995) fand artenreiche Laichplatzgesellschaften (mit bis zu 5 Amphibienarten) vor allem im Bereich eines aktiven Abbaues, während die Gewässer im weiteren Umfeld in der Regel nur 1 bis 2 Amphibienarten aufwiesen. Von den 7 im Gebiet nachgewiesenen Amphibienarten kam nur der Bergmolch nicht in der Abbaustätte vor.

BÖHMER & RAHMANN (1997b) weisen den Laubfrosch für das intensiv untersuchte

Blau- und Schmiechtal bei Ulm aktuell in zwei Abbaustätten der Zementindustrie mit jeweils großen Populationen von 10 bis 50 Männchen und einem Kalksteinbruch mit einer kleineren Population von 6 bis 8 Männchen nach. Die typischen Laubfroschhabitate der sonnigen Tallagen waren entlang der Gewässer durch Gewässerbegradigung, Bautätigkeiten und agrarische Nutzung verschwunden. Die Art wich immer mehr auf die kleinen, besonnten, in Gehölzsukzession befindlichen Steinbruchgewässer betriebener und aufgelassener Steinbrüche aus. Die drei Vorkommen außerhalb der Steinbrüche, die es zehn Jahre zuvor noch gab, sind inzwischen erloschen. Ein Neuvorkommen mit zwei Männchen steht vermutlich im Zusammenhang mit der großen Population des nahegelegenen Steinbruches und unterstreicht den hohen Naturschutzwert der refigialen Steinbruchstandorte.

8.2.3 Vergleich aufgelassener und betriebener Abbaustätten der Zementindustrie

Bei den Gesamtartenzahlen weisen aufgelassene Abbaustätten der Zementindustrie mit jeweils 1 bis 12 Arten und einem Mittelwert von 5,3 Amphibienarten pro Steinbruch einen etwas höheren Wert auf als die betriebenen mit 1 bis 9 Arten und einem Mittelwert von 4,5 (vgl. Tab. 22, Tab. 25 und Tab. 29).

In aufgelassenen und betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie konnten insgesamt 16 Amphibienarten festgestellt werden. Dies entspricht einem Anteil von 76 % an dem mit 21 Arten in Deutschland vorhandenen Artenpotenzial. In aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie fanden sich dabei 16 Arten, in betriebenen Ab-

Tab. 30: Absolute Vorkommen und relative Stetigkeit von Amphibienarten in 13 aufgelassenen und 12 betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie.

	Aufgelassene Abbaustätten der Zementindustrie absolut/Stetigkeit	Betriebene Abbaustätten der Zementindustrie absolut/Stetigkeit	Gesamt absolut/Stetigkeit
<i>Alytes obstetricans</i> (Geburtsheferkröte)	3 / 23 %	1 / 8 %	4 / 17 %
<i>Bombina bombina</i> (Rotbauchunke)	1 / 8 %	-	1 / 4 %
<i>Bombina variegata</i> (Gelbbauchunke)	4 / 31 %	3 / 25 %	7 / 29 %
<i>Bufo bufo</i> (Erdkröte)	7 / 54 %	8 / 67 %	15 / 63 %
<i>Bufo calamita</i> (Kreuzkröte)	7 / 54 %	2 / 16 %	9 / 38 %
<i>Bufo viridis</i> (Wechselkröte)	2 / 15 %	1 / 8 %	3 / 8 %
<i>Hyla arborea</i> (Laubfrosch)	5 / 38 %	3 / 25 %	8 / 29 %
<i>Rana dalmatina</i> (Springfrosch)	1 / 8 %	-	1 / 4 %
<i>Rana kl. esculenta/R. lessonae</i> (Wasserfrosch)	2 / 15 %	4 / 33 %	6 / 29 %
<i>Rana ridibunda</i> (Seefrosch)	4 / 31 %	1 / 8 %	5 / 4 %
<i>Rana temporaria</i> (Grasfrosch)	6 / 46 %	7 / 58 %	13 / 46 %
<i>Salamandra salamandra</i> (Feuersalamander)	3 / 23 %	3 / 25 %	6 / 21 %
<i>Triturus alpestris</i> (Bergmolch)	6 / 46 %	5 / 42 %	11 / 46 %
<i>Triturus cristatus</i> (Kammolch)	9 / 69 %	3 / 25 %	12 / 46 %
<i>Triturus helveticus</i> (Fadenmolch)	2 / 15 %	4 / 33 %	6 / 25 %
<i>Triturus vulgaris</i> (Teichmolch)	10 / 77 %	8 / 67 %	18 / 71 %

baustätten der Zementindustrie 14 Arten. Als typische Arten von Steinbruchgewässern werden von TRAUTNER & BRUNS (1988) und GILCHER & BRUNS (1999) Geburtshelferkröte, Wechselkröte, Kreuzkröte, Gelbbauchunke, Kammolch, Teichmolch und Bergmolch genannt. Neben diesen Arten finden sich als häufige Arten in Abbaustätten der Zementindustrie noch Erdkröte, Laubfrosch, Wasserfrosch, Grasfrosch, Feuersalamander und Fadenmolch.

Bei einer Untersuchung von aufgelassenen und betriebenen Abbaustätten der Ze-

mentindustrie und nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüchen im Raum Blaubeuren fanden BÖHMER & RAHMANN (1997b) bei Kreuzkröte, Gelbbauchunke, Laubfrosch und Bergmolch hohe Stetigkeiten von über 50 %. Im Umfeld dagegen trat nur der Bergmolch mit über 50 % und der Fadenmolch sowie der Grasfrosch mit fast 50 % Stetigkeit aller Gewässer im Landschaftsraum auf. Zusätzlich ließen sich im Durchschnitt pro Laichgewässer in Steinbrüchen 3,5 Arten und im Umfeld 2,7 Arten feststellen.

Schwerpunkte betriebener Abbaustätten der Zementindustrie

In betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie kommen Erdkröte, Wasserfrosch, Grasfrosch und Fadenmolch häufiger vor als in aufgelassenen. Möglicherweise spielt hier das Vorhandensein von temporären Gewässern eine Rolle, die bei Auflassung schnell verlanden.

Tab. 29: Mittlere Gesamtanzahl der Amphibienarten sowie mittlere Anzahl und mittlerer Anteil gefährdeter Amphibienarten in aufgelassenen und betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie.

	Mittlere Gesamtartenzahl	Gefährdete Arten	
		Mittlere Anzahl	Mittlerer Anteil [%]
Aufgelassene Abbaustätten der Zementindustrie (13)	5,3	2,8	53 %
Betriebene Abbaustätten der Zementindustrie (12)	4,5	1,1	21 %

Auffallend ist die hohe Stetigkeit der Erdkröte. Die häufig nicht oder spärlich bewachsenen Gewässer von betriebenen Abbaustätten entsprechen nicht den in der Literatur genannten vegetationsreichen Laichhabitaten (BAEHR 1987; BAUER 1987a). Darüber hinaus scheint die Erdkröte, aber auch der Grasfrosch weitaus größere Pioniereigenschaften zu besitzen, als die in der Literatur angegebene strikte Laichplatztreue vermuten lässt. Der Schwerpunkt der Arten liegt aber weiterhin in mittel bis stark bewachsenen Gewässern (20 % Deckung am Ufer, 10 % im Wasser).

Indifferentes Verhalten

Ähnliche Stetigkeiten in aufgelassenen wie in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie finden sich bei Feuersalamander, Gelbbauchunke, Wechselkröte, Bergmolch und Teichmolch.

Schwerpunkte aufgelassener Abbaustätten der Zementindustrie

In aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie erreichen Geburtshelferkröte, Kreuzkröte, Laubfrosch und Kammolch eine höhere Stetigkeit als in betriebenen Abbaustätten. Nur in aufgelassenen Steinbrüchen wurden die Rotbauchunke und der Springfrosch festgestellt.

8.3 Reptilien

Die Reptilienfauna von Steinbrüchen wurde in den ausgewerteten Untersuchungen zumeist in Form beiläufiger Beobachtungsnotizen mit erfasst. Eigenständige, gründliche Untersuchungen der Reptilienfauna von Steinbrüchen fanden sich in der ausgewerteten Literatur nicht. Es gibt zwar besonders aus nicht der Zementindustrie zugeordneten Abbaustätten gezielte Erhebungen zu Einzelarten. Diese enthalten aber keine Informationen zu den darüber hinaus vorkommenden Reptilienarten dieser Untersuchungsflächen. Deshalb sind alle Auswertungen nur unter Vorbehalt zu diskutieren.

Grundsätzlich besiedeln die Reptilien vornehmlich die kurzrasigen Sukzessionsflächen der Steinbrüche, die ideale Habitatbedingungen bieten. Auf den hochbewachsenen und dichtgeschlossenen Rekulktivierungsbereichen oder den vegetationsfreien Flächen werden nur gelegentlich Reptilien angetroffen.

Die Zauneidechse zeigt eine Tendenz zu kontinentalen Klimaten. Sie ist von Frankreich bis Russland verbreitet, meidet aber die mediterranen und die nördlichen Bereiche. Sie bevorzugt sonnige Bereiche mit lockerem Bewuchs. Für eine ausreichende Fortpflanzung der zurückgehenden, immer mehr isolierten Bestände sind relativ hohe Durchschnittstemperaturen im Sommerhalbjahr und gute Nahrungsangebote notwendig. Dies könnte eine Erklärung für das häufige Vorkommen gerade der Zauneidechse in den Abbaustätten sein, da hier im Sommer von einer thermischen Gunst ausgegangen werden kann. Die Wald- oder Bergeidechse dringt von allen Reptilienarten am weitesten nach Norden vor und erreicht stellenweise das Eismeer und die Barentsee. Ihre Ansprüche an die sommerliche Wärme sind nicht so hoch wie die der Zauneidechse, zudem lebt sie auch hauptsächlich in Waldgebieten. Insgesamt ist sie als relativ häufig zu bezeichnen. Sie ist nicht in dem Maße auf Refugialhabitate angewiesen.

Blindschleichen bewohnen die unterschiedlichsten Habitate (sonnig bis halbschattig und feucht, Parklandschaften, Waldsäume, Gärten etc.). Sie fressen vorwiegend Nacktschnecken und Würmer. In Steinbrüchen siedelt die Blindschleiche vor allem in den bewachsenen Rekulktivierungsbereichen, in denen ihre Beutetiere ausreichend vorkommen.

Die Kreuzotter, die aufgrund ihrer Giftigkeit auch heute noch mancherorts verfolgt wird, bevorzugt Habitate mit starken Tag-Nacht-Temperaturschwankungen und hoher Luftfeuchtigkeit. Vegetationsarme Fels- und Haldenbereiche in Steinbrüchen werden deshalb gerne von dieser Art besiedelt. Zum Nahrungsspektrum zählen Mäuse, Eidechsen und Frösche.

Die Schlingnatter hat ein vorwiegend europäisches Verbreitungsgebiet von Frankreich bis zum Kaukasus, meidet aber die heißen Gebiete Spaniens und die kalten Breitengrade Skandinaviens. Sie gilt als sehr standortstreu und bevorzugt sonnige, versteckreiche Biotope und dringt stellenweise weit in die Siedlungsgebiete ein. Schlingnattern jagen Eidechsen, Kleinsäuger und junge Schlangen. Da gerade die Steinhäufen und Trockenmauern selten geworden sind, ist die Schlingnatter in ihrem Bestand bedroht.

Tab. 31: Gesamtartenzahl sowie Anzahl und Anteil gefährdeter Reptilienarten in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie.

Abbaustätte/Autor(en)	Bundesland	Gesamtartenzahl	Gefährdete Arten	
			Anzahl	Anteil [%]
Blauer Steinbruch (WÜNSCH 1978)	BW	2	1	50
Sotzenhausen (POSCHLOD 1984)	BW	3	1	33
Steinbruch Nußloch (RADEMACHER 2001b)	BW	6	4	66
Vellern (BAASNER et al. 1998)	NW	3	1	33
Hillenberg (DICKE 1989)	NW	1	1	100
Dotternhausen (GROSSMANN 1992)	BW	3	1	33
Neuffener Hörnle (MAUS 1995)	BW	6	3	50
Gröne (KORTE & GREIWE 1998)	NW	1	0	0
Milke (ÖKON 1999)	NW	1	0	0
Räsin (SCHACHT 1994)	MV	2	2	100
Gummanz (SCHACHT 1994)	MV	1	1	100
Hagen (SCHACHT 1994)	MV	2	2	100

8.3.1 Aufgelassene Abbaustätten

8.3.1.1 Artenzahlen und -diversität

8.3.1.1.1 Abbaustätten der Zementindustrie

Insgesamt konnten die Daten von 12 aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie ausgewertet werden. Sie weisen Gesamtartenzahlen von 1 bis 6 Reptilienspezies und eine durchschnittliche Artenzahl von 2,6 Arten pro Steinbruch auf (vgl. Tab. 31 und Tab. 33).

8.3.1.1.2 Vergleich mit anderen Abbaustätten

Für eine vergleichende Darstellung der Reptilienvorkommen in anderen Abbaustätten konnten 11 Untersuchungen ausgewertet werden. Aufgrund der geringen Anzahl von Literaturstellen wurden nicht der Zementindustrie zugeordnete Kalksteinbrüche und andere Abbaustätten zu einer Kategorie zusammengefasst. Im Unterschied zu den Abbaustätten der Zementindustrie wurden hier 2 Arten im Durchschnitt nachgewiesen (1 bis 4 Arten je Abbaustätte; vgl. Tab. 32, Tab. 33 und Tab. 34).

Aus aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie und aus den anderen Abbaustätten werden insgesamt 8 heimische Reptilienarten nachgewiesen, was einem Anteil von 57 % der insgesamt 14 in Deutschland vorkommenden Reptilienarten entspricht (vgl. Tab. 34). Außerdem findet sich mit der Rotwangen-Schildkröte in einer aufgelassenen Abbaustätte der Zementindustrie eine vermutlich ausgesetzte, amerikanische Terrarien- bzw. Zierart.

Die häufigsten Arten der aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie sind dabei Zauneidechse mit 75 %, Waldeidechse mit 50 % und Ringelnatter mit 42 % Stetigkeit. Seltener sind Blindschleiche mit 33 % und Kreuzotter sowie die Schlingnatter mit 25 % Stetigkeit. Als charakteristische und häufige Steinbruchart bezeichnen auch TRAUTNER & BRUNS (1988), BÖH-

Tab. 32: Gesamtartenzahl sowie Anzahl und Anteil gefährdeter Reptilienarten in anderen aufgelassenen Abbaustätten.

Abbaustätte/Autor(en)	Bundesland	Gesamtartenzahl	Gefährdete Arten	
			Anzahl	Anteil [%]
Schneiker (LIENENBECKER 1983)	NW	2	0	0
Helmke (SCHLÜPMANN et al. 1981)	NW	2	1	50
Gutenberg (THURN 1985)	BW	4	1	25
Eching (PLACHTER 1983)	BY	1	0	0
Jedenhofen (PLACHTER 1983)	BY	1	0	0
Hörkofen (PLACHTER 1983)	BY	1	0	0
Niederleierndorf (PLACHTER 1983)	BY	2	0	0
Hohe Straße (GRUNICKE et al. 1995)	BW	3	1	33
Eichelberg (WEBER 1990)	BY	3	1	33
Schneeweiderhof (NIEHUIS 1979)	RP	2	1	50
Rother Berg (SCHOLL 1987)	HE	1	0	0

Tab. 33: Mittlere Gesamtartenzahl sowie mittlere Anzahl und mittlerer Anteil gefährdeter Reptilienarten in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie und anderen aufgelassenen Abbaustätten.

	Mittlere Gesamtartenzahl	Gefährdete Arten	
		Mittlere Anzahl	Mittlerer Anteil [%]
Abbaustätten der Zementindustrie (n = 12)	2,6	1,5	58
Andere Abbaustätten (n = 11)	2	0,5	23

Tab. 34: Anzahl der Vorkommen und relative Stetigkeiten von Reptilienarten in 12 aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie und 11 anderen aufgelassenen Abbaustätten

	Stetigkeit (absolut/relativ)	
	Abbaustätten der Zementindustrie	Andere Abbaustätten
<i>Anguis fragilis</i> (Blindschleiche)	4 / 33 %	6 / 55 %
<i>Coronella austriaca</i> (Schlingnatter)	3 / 25 %	0
<i>Elaphe longissima</i> (Äskulapnatter)	1 / 8 %	0
<i>Lacerta agilis</i> (Zauneidechse)	9 / 75 %	6 / 55 %
<i>Lacerta vivipara</i> (Waldeidechse)	6 / 50 %	4 / 36 %
<i>Natrix natrix</i> (Ringelnatter)	5 / 42 %	4 / 36 %
<i>Podarcis muralis</i> (Mauereidechse)	0	1 / 9 %
<i>Vipera berus</i> (Kreuzotter)	3 / 25 %	1 / 9 %
<i>Trachemys sp.</i> (Rotwangen-Schildkröte)	1 / 8 %	0

MER & RAHMANN (1997b) und GILCHER & BRUNS (1999) Zauneidechsen.

Kreuzotter, Zauneidechse und Waldeidechse wurden bisher häufiger in Abbaustätten der Zementindustrie nachgewiesen, wohingegen für die Blindschleiche deutlich mehr Nennungen aus anderen Abbaustät-

ten vorliegen. Die Ringelnatter wird aus beiden Abbaustättengruppen gleich häufig genannt. Nur aus Abbaustätten der Zementindustrie wird das Vorkommen der Schlingnatter und der Äskulapnatter genannt, während die Mauereidechse bisher ausschließlich aus anderen Abbaustätten bekannt ist.

8.3.1.1.3 Seltene und gefährdete Arten: aufgelassene Abbaustätten im Vergleich

Insgesamt werden aus aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie und aus anderen Abbaustätten mit 4 nach der Roten Liste Deutschland gefährdeten bzw. stark gefährdeten Reptilienarten über ein Drittel der 11 bundesweit gefährdeten Arten nachgewiesen.

In aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie kommen durchschnittlich 1,5 bundesweit gefährdete Reptilienarten pro Steinbruch (bei einer Spanne von 0 bis 4 Arten) vor. Dies sind in der Regel doppelt so viele gefährdete Arten wie in anderen Abbaustätten. Dementsprechend ist bei aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie der durchschnittliche Anteil von gefährdeten Arten an der Gesamtartenzahl deutlich höher als bei anderen Abbaustätten. Sowohl aus aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie als auch aus den anderen Abbaustätten werden insgesamt 6 heimische Reptilienarten aufgeführt, was einem Anteil von 43 % der insgesamt 14 in Deutschland vorkommenden Reptilienarten entspricht (vgl. Tab. 34).

MAUS (1995) nennt aus einem aufgelassenen Steinbruch der Zementindustrie auf der Schwäbischen Alb 6 Reptilienarten, von denen mit der Ringelnatter eine Baden-Württemberg-weit gefährdete Art und mit Schlingnatter und Kreuzotter 2 stark gefährdete Schlangenarten vorkommen. Auch GROSSMANN (1992) beschreibt aus den von ihm untersuchten Ölschiefersteinbruch der Zementindustrie ein regional bedeutendes Vorkommen der Ringelnatter. Aus dem Steinbruch Nußloch ist nach RADEMACHER (2001b) die vom Aussterben bedrohte Äskulapnatter bekannt, ebenso wie die stark gefährdete Schlingnatter und die gefährdete Ringelnatter. Auch die in Baden-Württemberg ungegefährdete, aber im Bundesgebiet gefährdete Zauneidechse hat hier einen Lebensraum gefunden.

SCHACHT (1994) nennt aus aufgelassenen Kreidegruben in Mecklenburg-Vorpommern die landesweit stark gefährdeten Arten Zauneidechse und Kreuzotter sowie die gefährdeten Arten Ringelnatter und Blindschleiche.

Schwerpunkte aufgelassener Abbaustätten der Zementindustrie

Die höchste Stetigkeit in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie erreicht die bundesweit gefährdete Zauneidechse (75 %), gefolgt von der gefährdeten Ringelnatter (42 %), der stark gefährdeten Kreuzotter (25 %) und der gefährdeten Schlingnatter (25 %). Zauneidechse und Kreuzotter haben gegenüber den nicht der Zementindustrie zugeordneten Abbaustätten deutlich erhöhte Stetigkeiten.

Nur aus Abbaustätten der Zementindustrie werden vereinzelte Vorkommen der Schlingnatter beschrieben (25 %). So nennt POSCHLOD (1984) aus einer Abbaustätte der Zementindustrie auf der Schwäbischen Alb die landesweit gefährdete Schlingnatter, die auch von BÖHMER & RAHMANN (1997) gefunden wurde.

Indifferentes Verhalten

Gleiche Stetigkeiten in Abbaustätten der Zementindustrie bzw. anderen Abbaustätten erreicht die bundesweit gefährdete Ringelnatter. WUNSCH (1978) gibt allgemein für die Schwäbische Alb die Ringelnatter als typische Art der Abbaustätten an; auch BÖHMER & RAHMANN (1997b) konnten dies bestätigen.

Schwerpunkte aufgelassener anderer Abbaustätten

Die Mauereidechse wurde nur einmal aus einer anderen Abbaustätte erwähnt. Sie ist insgesamt in Abbaustätten nicht häufig. Für die Blindschleichen wurden in aufgelassenen anderen Abbaustätten doppelt so viele Beobachtungen genannt wie in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie.

8.3.2 Betriebene Abbaustätten

8.3.2.1 Artenzahlen und -diversität

Im Bereich betriebener Abbaustätten der Zementindustrie fehlen Untersuchungen zur Reptilienfauna weitgehend. DICKE (1989), DEGEN et al. (1997a) und HEHMANN (2000) beschreiben aus Nordrhein-Westfalen das Vorkommen von Blindschleiche und Waldeidechse bzw. Zauneidechse. BÖHMER & RAHMANN (1997a) geben für betriebene Abbaustätten der Zementindustrie wie auch für andere Kalksteinbrüche der Schwäbischen Alb die Zauneidechse als höchst auftretende Reptilienart an, ebenso die Blindschleiche. Auch die Ringelnatter kommt in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie vor, wenn auch nicht so häufig wie die vorher genannten Arten.

8.3.2.2 Seltene und gefährdete Arten

Das Vorkommen der landes- und bundesweit gefährdeten Zauneidechse in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie in Nordrhein-Westfalen beschreiben DICKE (1989) und HEHMANN (2000). Die Zauneidechse tritt nach BÖHMER & RAHMANN (1997a) sowohl in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie als auch in nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüchen auf der Schwäbischen Alb höchst auf. Die landes- und bundesweit gefährdete Ringelnatter wurde dagegen nur in einer betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie beobachtet.

8.3.3 Vergleich betriebener und aufgelassener Abbaustätten

Über betriebene Abbaustätten liegen kaum systematische Untersuchungen zur Reptilienfauna vor. Ein detaillierter Vergleich betriebener und aufgelassener Abbaustätten ist daher nicht möglich. Die verbreiteten Arten sind in betriebenen und ehemaligen Abbaustätten etwa gleich häufig anzutreffen. Über das Vorkommen gefährdeter Arten lässt sich jedoch keine vergleichende Aussage treffen.

8.3.4 Vergleich mit dem Umfeld

Zum Umfeld liegen keine Daten vor.

8.4 Laufkäfer

Laufkäfer sind eine wichtige Tiergruppe zur naturschutzfachlichen Bewertung (TRAUTNER & BRUNS 1988). Deshalb werden sie bei Abbauvorhaben häufig als Indikatorarten für die Beurteilung der Beeinträchtigung der Funktionen des Naturhaushaltes durch den Abbau herangezogen. Untersuchungen über die Laufkäferfauna in bestehenden Steinbrüchen gibt es allerdings kaum.

Die Besiedlung von Steinbrüchen durch Laufkäfer ist vor allem durch die unterschiedliche Mobilität dieser Gruppe gekennzeichnet. So kann grundsätzlich zwischen flugfähigen Arten mit einer großen Reichweite (15 bis 30 km), flugunfähigen, großen Arten mittlerer Reichweite (ca. 1 km) und flugunfähigen kleinen Arten mit geringer Reichweite (50 bis 200 m) unterschieden werden (GILCHER & BRUNS 1999).

Die Habitatanforderungen für eine erfolgreiche Ansiedlung sind vor allem von abiotischen Standortbedingungen geprägt, wie Feuchtigkeit, Substrat, Klima. Die einzelnen Arten besitzen meist eine enge Habitatbindung und nutzen eine geringe Flächenausdehnung (PLACHTER 1983). Dies führt bei den Abbaustätten der Zementindustrie, die über unterschiedliche Feuchtegradienten und Korngrößen verfügen, zu einer Laufkäferfauna, die sich aus Arten der Magerrasen, Waldarten sowie Arten feuchter Standorte zusammensetzt.

8.4.1 Aufgelassene Abbaustätten

8.4.1.1 Artenzahlen und -diversität

8.4.1.1.1 Abbaustätten der Zementindustrie

In den 4 ausgewerteten aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie wurden zwischen 23 und 30 Laufkäferarten gefunden. HEHMANN (1997) fand in einem aufge-

Tab. 35: Gesamtanzahl von Laufkäferarten sowie Anzahl und Anteil gefährdeter Laufkäferarten in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie.

Abbaustätte/Autor(en)	Bundesland	Gesamtartenzahl	Gefährdete Arten	
			Anzahl	Anteil [%]
Sotzenhausen (BÖHMER & RAHMANN 1997b)	BW	26	1	4
Galgenknapp (LASCHTOWITZ 1989)	NW	30	2	7
Höste (HEHMANN 1997)	NW	23	k. A.	k. A.
Dotternhausen (GROSSMANN 1992)	BW	26	2	8

lassenen Steinbruch relativ hohe Artenzahlen bei geringer Individuendichte. BÖHMER & RAHMANN (1997a; b) wiesen die höchsten Individuendichten in jungen und mittleren Sukzessionsstadien nach.

Die Laufkäferfauna in Abbaustätten der Zementindustrie ist durch eine hohe Prozentzahl von stenöken Arten³ (BÖHMER & RAHMANN 1997a; b). Dabei kommen häufig sowohl xerophile (Wärme und Trockenheit bevorzugend) als auch hygrophile (Wasser oder zumindest hohe Luftfeuchte bevorzugend) Arten vor, entsprechend den unterschiedlichen Feuchte- und Expositionsgradienten in Abbaustätten der Zementindustrie. Die aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie sind dadurch in ihrer naturschutzfachlichen Wertigkeit für Laufkäfer als „besonders wertvoll“ einzustufen.

³ stenöke Arten: Arten mit spezifischen ökologischen Anforderungen

Das Artenspektrum ist geprägt durch eine Reihe charakteristischer Arten, die die höchsten Aktivitätsdominanzen aufweisen. HEHMANN (1997) fand auf trockenen Halden und Magerrasen vor allem *Carabus problematicus*, *Abax parallelepipedus* und *Poecilus versicolor*. In Feuchthabitaten fand GROSSMANN (1992) *Chlaenius vestitus*, *Carabus coriaceus* und *Poecilus cupreus*.

8.4.1.1.2 Vergleich mit anderen Abbaustätten

In allen aufgelassenen Abbaustätten wird die Anzahl der gefundenen Arten weitgehend vom Sukzessionsstadium der Flächen bestimmt. Allerdings ist bei einem Vergleich von Abbaustätten die unterschiedliche Bearbeitungsintensität in der Literatur und die unterschiedliche Anzahl von Fallenstandorten zu berücksichtigen. Die Gesamtartenzahlen aller Abbaustätten liegen zwischen 41 und 82 Arten. Die geringen Artenzahlen in Clipsham (13) gehen

Tab. 36: Gesamtanzahl von Laufkäferarten sowie Anzahl und Anteil gefährdeter Laufkäferarten in anderen aufgelassenen Abbaustätten.

Abbaustätte/Autor(en)	Bundesland/Land	Gesamtartenzahl	Gefährdete Arten	
			Anzahl	Anteil [%]
Hörlikofen (PLACHTER 1983)	BY	61	1	2
Jedenhofen (PLACHTER 1983)	BY	53	2	3
Niederleierndorf (PLACHTER 1983)	BY	53	3	6
Hohe Straße (GRUNICKE et al. 1995)	BW	21	5	24
Wurmlingen (BAEHR 1985 zit. in TRAUTNER & BRUNS 1988)	BW	82	k. A.	k. A.
Auf der Burg (BRAUN et al. 1997)	BW	54	4	7
Altental (BÖHMER mdl. Mitt.)	BW	60	3	5
Clipsham Quarries (DAVIS 1981)	England	13	k. A.	k. A.
Osnabrück (BALKENHOL et al. 1991)	NI	41	k. A.	k. A.

auf geringe Erhebungsdichten, die beim Steinbruch Hohe Straße (21) auf eine kleine Gesamtfläche zurück.

Im Vergleich zu anderen aufgelassenen Abbaustätten sind die Abbaustätten der Zementindustrie vor allem dadurch gekennzeichnet, dass das Artenspektrum sowohl trockene als auch feuchte Standorte umfasst. In nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüchen hingegen dominieren häufig xero- und thermophile Arten (BÖHMER & RAHMANN 1997b), in Tongruben und den hier nicht näher betrachteten Kiesgruben überwiegen hygrophile Arten. Die typischen Arten der Feuchthabitate aufgelassener Abbaustätten der Zementindustrie sind nach den Auswertungen von PLACHTER (1983) ebenso typisch für Feuchthabitate der Ton- und Sandgruben.

8.4.1.2 Seltene und gefährdete Arten

8.4.1.2.1 Abbaustätten der Zementindustrie

Stillgelegte Abbaustätten der Zementindustrie zeichnen sich durch regelmäßige Vorkommen von gefährdeten Arten aus. Zwischen 4 und 8 % der Gesamtartenzahlen sind als gefährdet einzustufen (vgl. Tab. 35).

Bei den Nennungen der gefährdeten Arten dominieren die xerophilen Sippen. BÖHMER & RAHMANN (1997b) fanden im Steinbruch Sotzenhausen auf der Schwäbischen Alb *Calanthus erratus* auf den trockenwarmen Halden. In Nordrhein-Westfalen gibt HEHMANN (1997) als Besonderheit *Harpalus puncticeps* ebenfalls für Magerrasen an. GROSSMANN (1992) fand dagegen auf rekultivierten Standorten *Carabus convexus*.

8.4.1.2.2 Vergleich mit anderen Abbaustätten

Der Anteil gefährdeter Arten in den anderen Abbaustätten ist je nach Habitatausstattung sehr unterschiedlich. Der Steinbruch Hohe Straße macht deutlich, dass die Habitate trotz geringer Artenzahl durchaus auch relativ hohe Anteile an gefährde-

ten Arten aufweisen können. Letztendlich sind jedoch keine Unterschiede zwischen Abbaustätten der Zementindustrie und anderen Abbaustätten festzustellen.

8.4.1.3 Verhältnis zum Umfeld

HEHMANN (1997) fand in einem aufgelassenen Steinbruch eine geringe Individuendichte bei relativ hohen Artenzahlen. Bei Waldstadien im Umfeld des Steinbruches dagegen stieg die Individuenzahl stark an. Hierfür gibt es mehrere Gründe:

- Steinbrüche werden aufgrund ihrer Habitatstruktur vor allem von den flugfähigen Arten besucht und auf ihre Besiedlungsmöglichkeiten „getestet“. Die daraus entstehenden Populationen sind in den ersten Jahren klein und nicht unbedingt stabil.
- In Steinbrüchen überwiegen die Pionierstandorte mit meist extremen Habitatbedingungen. Diese können nur von Spezialisten besiedelt werden, die jedoch meist im Umfeld selten sind und nur zufällig einwandern können.

Tab. 37: Gesamtanzahl von Laufkäferarten sowie Anzahl und Anteil gefährdeter Laufkäferarten in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie.

Abbaustätte/Autor(en)	Bundesland	Gesamtartenzahl	Gefährdete Arten	
			Anzahl	Anteil [%]
Gerhausen (BÖHMER mdl. Mitt.)	BW	44	2	5
Grube Saturn (ALBRAND 1993)	SH	36	4	11

- Nicht zuletzt führen auch die begrenzten Ressourcen der Steinbruchhabitate zu Populationen mit geringen Individuendichten.

8.4.2 Betriebene Abbaustätten

8.4.2.1 Artenzahlen und -diversität

Lediglich zwei Angaben bezogen sich auf Daten von Laufkäfern in betriebenen Steinbrüchen (ALBRAND 1993; BÖHMER mdl. Mitt.). Eine untersuchte Kreidegrube in Schleswig-Holstein stellt einen Sonderfall dar, da im Laufe des Abbaus Salzschiefer angeritzt wurden und somit ein kleinflächig

wechselndes Mosaik aus unterschiedlich stark salzhaltigen Substraten entstand. Dies führte in Kombination mit den schon angeführten Feuchtegradienten zu einer sehr artenreichen Laufkäferfauna.

Mit 44 gefangenen Arten wurden im Steinbruch Gerhausen auf der Schwäbischen Alb durchschnittliche Artenzahlen gefunden.

8.4.2.2 Seltene und gefährdete Arten

Die in der schleswig-holsteinischen Kreidegrube unter salinen Bedingungen gefundenen Arten (ALBRAND 1993) unterscheiden sich vollständig von denen anderer Abbaustätten. Ein direkter Vergleich ist deshalb nicht möglich. ALBRAND (1993) stellte in der stellenweise stark salzbeeinflussten Kreidegrube Saturn 11 % gefährdete Arten fest (vgl. Tab. 37). Als besondere Arten wurden die halophilen *Bembidion minimum*, *Bembidion lunatum* und *Dyschirius chalcus* angetroffen. Daneben kamen an feuchten quelligen Standorten *Bembidion stephensi* und *Chlaenius nitidulus* vor, zwei Charakterarten von Lehmgruben (ALBRAND 1993).

Die Einwanderungswege dieser Spezialisten und die Abstände zu den nächsten natürlichen bzw. vorhandenen Salzstellen sind nicht bekannt. HEHMANN fand in den rekultivierten Bereichen der Steinbrüche Hösche und Lengerich den auffälligen Feld-Sandlaufkäfer (*Cincidela campestris*). Die Art ist auf der Vorwarnliste geführt (HEHMANN mdl. Mitt.). Im betriebenen Steinbruch Gerhausen fanden sich 2 gefährdete Laufkäferarten.

8.4.3 Vergleich betriebener und aufgelassener Abbaustätten

Ein Vergleich zwischen betriebenen und aufgelassenen Abbaustätten ist aufgrund der lückenhaften Datenlage nicht möglich.

8.5 Libellen

Libellen sind aufgrund ihrer Larvalentwicklung überwiegend auf dauerhafte Gewässer angewiesen. Temporäre Gewässer, die in manchen Steinbruchtypen häufig anzutreffen sind, werden von spezialisierten Arten besiedelt (STERBERG & BUCHWALD 1999). Die adulten Tiere sind im Gegensatz zum Larvenstadium sehr mobil und können bei den Großlibellen weite Strecken zurücklegen (PLACHTER 1983). Das Vorkommen von Libellen ist meist von der Größe des Gewässers, der Verkräutung, Wassertemperatur und den Lichtverhältnissen abhängig. Ebenfalls relevant ist das Vorhandensein von Prädatoren in den Fortpflanzungsgewässern (Larven anderer Libellenarten und Fische). Vor allem Fische sind für das Fehlen von manchen Arten in ansonsten geeigneten Biotopen verantwortlich (STERBERG & BUCHWALD 1999).

8.5.1 Aufgelassene Abbaustätten

8.5.1.1 Artenzahlen und -diversität

8.5.1.1.1 Abbaustätten der Zementindustrie

In aufgelassenen Abbaustätten finden sich eine Vielzahl von Stillgewässern, die meist unterschiedlich langer Sukzession unterliegen und bei kleinen Abbaustätten sehr selten Fischbesatz aufweisen. Dies fördert bei entsprechendem Vorhandensein von geeigneten Larvalhabitaten eine hohe Diversität von Libellen in den Abbaustätten (vgl. Tab. 38).

Erstaunlich ist die hohe Anzahl von Libellen in einigen Abbaustätten der Zementindustrie (s. Abb. 9), die – im Falle der von DEUTSCHE PROJEKT UNION (1993) und REICHENECKER & SCHMID (1996) untersuchten Abbaustätten – ungefähr 20 % aller in Deutschland auftretenden Arten aufwei-

sen. Ein Sonderfall ist der Ölschiefersteinbruch Dotternhausen. Hier ist eine Vielzahl verschiedener Gewässertypen im ehemaligen Betriebsgelände vorhanden. Dies führt zur höchsten Artenzahl an Libellen aller ausgewerteten Abbaustätten (TRAUTNER & BRUNS 1988).

8.5.1.1.2 Vergleich mit anderen Abbaustätten

Die Diversität aufgelassener Abbaustätten der Zementindustrie ist abgesehen vom Beispiel des Sotzenhausener Steinbruches (BÖHMER & RAHMANN 1997b) meist höher als die der anderen Abbaustätten. Dies ist sicherlich auf die schon angesprochene Strukturvielfalt zurückzuführen. Die Zahlen von BÖHMER & RAHMANN (1997b) sind nicht direkt vergleichbar, da die Untersuchung während der Neuanlage eines geeigneten Fortpflanzungsgewässers (Pflagemäßnahme) stattfand.

Die Angaben zu nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüchen sind insgesamt sehr gering, was sicherlich auf das Fehlen geeigneter Larvalhabitats zurückzuführen ist.

8.5.1.2 Seltene und gefährdete Arten

8.5.1.2.1 Abbaustätten der Zementindustrie

In den aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie ist die Artenzusammensetzung der Libellen maßgeblich vom Stadium der Gewässersukzession abhängig.

Coenagrion pulchellum (Fledermaus-Azurjungfer) und *Platycnemis pennipes* (Federlibelle) wurden von mehreren Autoren als gefährdete Art kartiert (vgl. GROSSMANN 1992; DEUTSCHE PROJEKT UNION 1993; BÖHMER & RAHMANN 1997b). *Coenagrion pulchellum* (Fledermaus-Azurjungfer) ist eine eher nördlich verbreitete gefährdete Art, die regional aber teils vom Aussterben bedroht ist. Sie bevorzugt dicht bewachsene Altwasser, aber auch bewachsene Flach- und Zwischenmoore. *Platycnemis pennipes* (Federlibelle) hat in der Rheinebene und im Alpenvorland ihren bundesdeutschen Verbreitungsschwerpunkt. Sie ist eine Charakterart der Auenlandschaften, kommt aber auch in Stillgewässern wie etwa Kiesgruben oder angelegten kleineren Amphibienlaichgewässern vor.

Daneben treten thermophile, meist südlich verbreitete Arten wie *Sympetrum striolatum* (Große Heidelibelle) und *Orthetrum brunneum* (Südlicher Blaupfeil) auf. Vereinzelt sind in den Abbaustätten der Zementindustrie *Lestes dryas* (Glänzende Binsenjungfer), *Sympecma fusca* (Gemeine Winterlibelle), *Sympetrum danae* (Schwarze Heidelibelle), *Calopteryx splendens* (Gebänderte Prachtlibelle) und *Orthetrum coerulescens* (Kleiner Blaupfeil) als regional gefährdete Arten bestätigt worden (GROSSMANN 1992; DEUTSCHE PROJEKT UNION 1993; REICHENECKER & SCHMID 1996).

Tab. 38: Gesamtanzahl sowie Anzahl und Anteil gefährdeter Libellenarten in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie. * = Untersuchung während der Neuanlage eines geeigneten Larvalgewässers.

Abbaustätte/Autor(en)	Bundesland	Gesamtartenzahl	Gefährdete Arten	
			Anzahl	Anteil [%]
Sotzenhausen (BÖHMER & RAHMANN 1997b)*	BW	6	1	17
Vellern (BAASNER et al. 1998; RUDOLPH 1976)	NW	14	3	21
Heidestraße (DEUTSCHE PROJEKT UNION 1993)	SH	22	4	18
Nußloch (RADEMACHER 2001b)	BW	18	4	22
Neuffener Hörnle (REICHENECKER & SCHMID 1996)	BW	20	4	20
Dotternhausen (SIEDLE 1987; GROSSMANN 1992)	BW	25	10	40

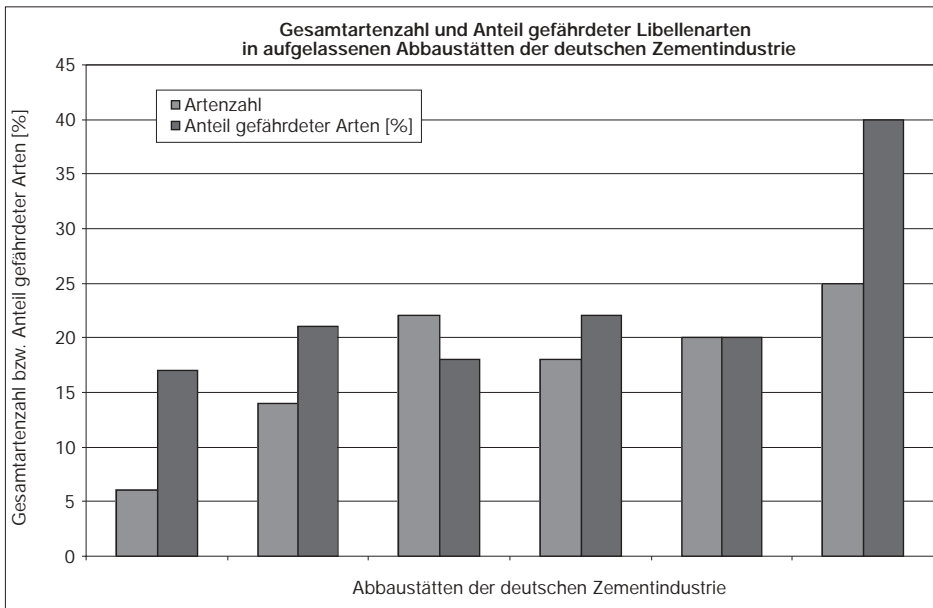


Abb. 9: Artenzahlen und Anteil gefährdeter Libellenarten in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie. Abfolge wie in Tab. 38.

Tab. 39: Gesamtanzahl sowie Anzahl und Anteil gefährdeter Libellenarten in aufgelassenen anderen Abbaustätten.

Abbaustätte/Autor(en)	Bundesland	Gesamtartenzahl	Gefährdete Arten Anzahl	Anteil [%]
Heiderhof (HOFFMANN 1985)	NW	17	2	12
Jedenhofen (PLACHTER 1983)	BY	15	5	33
Hörlkofen (PLACHTER 1983)	BY	11	1	9
Hohe Straße (GRUNICKE et al. 1996)	BW	11	0	0
Eichelberg (WEBER 1990)	BY	18	6	33
Niederleierndorf (PLACHTER 1983)	BY	12	0	0
Mühlacker (MOHRA & FELLENDORF 1993)	BW	5	1	20

8.5.1.2.2 Vergleich mit anderen Abbaustätten

Die prozentualen Angaben der gefährdeten Arten ehemaliger Abbaustätten der Zementindustrie sind im Vergleich zu anderen aufgelassenen Abbaustätten insgesamt als hoch zu bezeichnen und unterstreichen deren Naturschutzwert. Es kommen zwischen 17 und 40 % gefährdete Arten in den aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie vor (vgl. Abb. 9). Nach WILDERMUTH & SCHIEB (1983) sind in Abtragungsgewässern maximal 30 Arten zu erwarten, wovon maximal 10 Arten gefährdet sind. Davon abgesehen, dass die Angaben schon relativ alt sind, geben sie

doch einen gewissen Anhaltspunkt, mit wie vielen Arten in Abbaugewässern überhaupt zu rechnen ist.

8.5.2 Betriebene Abbaustätten

8.5.2.1 Artenzahlen und -diversität

Das Artenspektrum von Abbaustätten der Zementindustrie ist insgesamt relativ unabhängig von Flächenanteil und Intensität der Nutzung. Sowohl in aufgelassenen als auch in betriebenen Steinbrüchen sind vor allem Pionierarten wie *Libellula depressa* (Plattbauch) oder *Ischnura pumilio* (Kleine Pechlibelle) sowie Opportunisten wie *Anax imperator* (Große Königslibelle) vertreten.

Der Vergleich der Artenzahlen von Libellen in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie zeigt die Abhängigkeit der Libellenfauna vom entsprechenden Gewässerinventar. Sind Gewässer vorhanden, so sind die Artenzahlen ähnlich hoch wie in stillgelegten Abbaustätten (vgl. Tab. 40).

8.5.2.2 Seltene und gefährdete Arten

STERNBERG & BUCHWALD (1999) führen an, dass sich Abbaustätten bedingt durch ihre Kessellage und die starke Aufheizung der Rohböden schnell erwärmen und somit vielen wärmebedürftigen, mediterranen Arten Lebensraum bieten.

Dies deckt sich mit dem Auftreten von *Sympetrum striolatum* (Große Heidelibelle) in zwei Abbaustätten Norddeutschlands, wo die südliche Art große und stabile Populationen bildet (ALBRAND 1993; SCHMITZ 1995). Die Große Heidelibelle gilt in Norddeutschland als selten und unbeständig und wandert in günstigen Jahren aus dem Süden ein. In Südwestdeutschland – besonders in der klimabegünstigten Umgebung von Freiburg und dem Rheingraben – ist die Art noch relativ häufig und mit 700 Fundpunkten belegt, geht aber in Bayern bereits in ihrem Bestand zurück (STERNBERG & BUCHWALD 2000). Sie bewohnt stehende Gewässer aller Art und toleriert auch schwach bewachsene Gewässerränder. Die Bildung von stabilen Populationen in den Gewässern betriebener Steinbrüche belegt die klimatisch begünstigten Habitatbedingungen in Abbaustätten.

Ähnlich ist das Auftreten der vorwiegend mediterranen Art *Orthetrum brunneum* (Südlicher Blaupfeil) in süd- und westdeutschen Abbaustätten der Zementindustrie zu bewerten (vgl. PLACHTER 1983; BAASNER et al. 1998). Der Südliche Blaupfeil ist ursprünglich eine etwas anspruchsvollere Art langsam fließender, sandiger Gewässer. Sie wird in der allgemeinen Literatur heute fast ausschließlich noch für Sand- und Kiesgruben Süddeutschlands angegeben. Nach der derzeitigen Datenlage müssen gerade auch die Abbaustätten der deutschen Zementindustrie zu ihren Refugialhabitaten gerechnet werden, die der sehr wärmebe-

dürftigen Art das Vorkommen in der Bundesrepublik sichern. STERNBERG & BUCHWALD (2000) registrieren eine Zunahme der Bestände und der Fundpunkte durch die Zunahme der anthropogenen Gewässer.

Solche „Refugialarten“ mediterraner Räume führt ebenfalls RUDOLPH (1976) an. Neben *Sympetrum striolatum* (Große Heidelibelle) sind in Norddeutschland *Platycnemis pennipes* (Federlibelle) – eine Art der pflanzenreichen Gräben und Teiche der Flusstäler – und die auch in Süddeutschland gefährdete *Sympetrum flaveolum* (Gefleckte Heidelibelle) als seltene Arten in den betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie vertreten. Die Gefleckte Heidelibelle besiedelt vornehmlich periodische Überschwemmungsflächen und Gewässer mit stark schwankendem Wasserstand. Sie legt ihre Eier nicht wie andere Arten an Pflanzstängel in das Wasser, sondern an ausgetrocknete Grabenränder oder Schlammflächen. Die Eier überwintern und die Larven schlüpfen erst im nächsten Frühjahr, wenn die Flächen wieder mit Wasser bedeckt sind.

HEHMANN fand eine weitere mediterran verbreitete Art im rekultivierten Bereich eines Steinbruches bei Lengerich. Der Autor konnte *Lestes barbarus* (Südliche Binsenjungfer) an einem Stillgewässer als Imago nachweisen (HEHMANN mdl. Mitt.). Auch diese Art ist in Mitteleuropa stark an sommerwarme Gebiete gebunden (STERNBERG & BUCHWALD 2000).

Der Vergleich unterschiedlicher betriebener Abbaustätten zeigt ebenfalls die Abhängigkeit der Libellenvorkommen von geeigneten Stillgewässern. Mit 1 bis 6 gefährdeten Libellenarten erreichen die betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie eine teilweise höhere Artenzahl als die anderen Abbaustätten mit 0 bis 4 gefährdeten Arten. Die prozentualen Anteile gefährdeter Arten an der Gesamtartenzahl erreichen bei Abbaustätten der Zementindustrie und anderen Abbaustätten mit bis zu 29 % ähnlich hohe Werte.

8.6 Schmetterlinge

Schmetterlinge sind ähnlich wie Libellen durch die geringe Mobilität der Raupen in diesem Stadium ihrer Entwicklung eng an einen bestimmten Lebensraum gebunden. Die adulten Falter dagegen können sehr weite Entfernungen zurücklegen. Beispiele hierfür sind die Flüge der „Wanderfalter“ Admiral (*Vanessa atalanta*) und Distelfalter (*Cynthia cardui*) zwischen den Winterquartieren im Mittelmeergebiet und Zentraleuropa (EBERT 1991). Die ausgewerteten Untersuchungen beziehen sich größtenteils auf Tagfalter und Widderchen als relevante Gruppe für die Bewertung von Naturschutzpotenzialen.

Vorkommen in Steinbrüchen sind gekennzeichnet durch das Auftreten von xerophi-

len Artengruppen und Vorkommen von Waldrandarten (GILCHER 1995). Das verstärkte Auftreten von thermophilen Schmetterlingen und solchen mit submediterraner Verbreitung ist durch die günstigen kleinklimatischen Verhältnisse in den meisten Steinbrüchen zu begründen, die für die Überwinterung dieser Arten wesentlich sind (WEIDEMANN 1995).

Auswertbare Daten über Schmetterlinge allgemein liegen nur aus aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie vor, nicht aber aus anderen aufgelassenen Abbaustätten. Dabei werden häufig die Tagfalter im weiteren Sinne zusammen mit den Widderchen erhoben. Auch zu den betriebenen Steinbrüchen gibt es nur wenige Angaben.

Tab. 40: Gesamtanzahl sowie Anzahl und Anteil gefährdeter Libellenarten in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie und anderen betriebenen Abbaustätten.

Abbaustätte/Autor(en)	Bundesland	Gesamtartenzahl	Gefährdete Arten	
			Anzahl	Anteil [%]
Abbaustätten der Zementindustrie				
Gerhausen (BÖHMER & RAHMANN 1997a; b)	BW	9	1	11
Grube Saturn (ALBRAND 1993)	SH	21	6	29
Höyer (SCHMITZ 1995)	NI	21	6	29
Andere Abbaustätten				
Pechbrunn (TRÄNKLE et al. 2000)	BY	5	1	20
Altental (BÖHMER & RAHMANN 1997a; b)	BW	2	0	0

Tab. 41: Gesamtanzahl von Tagfaltern und Widderchen sowie Anzahl und Anteil gefährdeter Tagfalter und Widderchen in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie.

Abbaustätte/Autor(en)	Bundesland	Stillgelegt	Gesamtartenzahl	Gefährdete Arten	
				Anzahl	Anteil [%]
Sotzenhausen (BÖHMER & RAHMANN 1997a; b)	BW	70-80 Jahre	25	4	16
Hillenberg (DICKE 1989)	NW	k. A.	19	3	16
Dotternhausen (GROSSMANN 1992)	BW	k. A.	26	5	19
Lengerich (HATTWIG 1992; 6 Standorte)	NW	1945, 1955, 1975	32	10	31
Galgenknapp (LASCHTOWITZ 1989)	NW	1945	24	4	17
Nußloch (RADEMÄCHER 2001b)	BW	20-100 Jahre	40	6	15
Neuffener Hörnle (REICHENECKER & SCHMID 1996)	BW	1975	30	7	23
Rügen (SCHACHT 1994; 6 Kreidegruben)	MV	k. A.	35	24	69

8.6.1 Aufgelassene Abbaustätten der Zementindustrie

8.6.1.1 Artenzahlen und -diversität

Häufig grenzen an die Steinbruchränder Wälder bzw. Gehölzsukzessionen an. Diese Grenze Wald zu Offenland führt zu einem häufigen Vorkommen von Waldrandarten. Gleichzeitig sind aufgelassene Steinbrüche durch Vorwaldarten wie *Populus tremula* (Zitter-Pappel) und *Salix caprea* (Sal-Weide) gekennzeichnet, die wichtige Futterpflanzen für eine Reihe von Schmetterlingsraupen sind (s. z. B. EBERT 1991). Die Daten sind in Abb. 10 grafisch dargestellt.

HATTWIG (1992) fand in stillgelegten Steinbrüchen bei Lengerich die meisten Tagfalterarten in unterschiedlichen Sukzessionsstadien von Halbtrockenrasen sowie an Waldrändern. In 6 stillgelegten Kreidegruben auf Rügen konnte SCHACHT (1994) 35 Tagfalterarten, davon 24 Arten der Roten Liste für Mecklenburg-Vorpommern feststellen.

Die Artenzahlen von Tagfaltern und Widderchen in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie schwanken zwischen 24 (LASCHTOWITZ 1989) und 37 Arten (GROSSMANN 1992). Die Werte sind für alle ausgewerteten Abbaustätten relativ einheitlich.

Die Diversität von Tagfaltern stillgelegter Abbaustätten der Zementindustrie ist vergleichbar mit denen aus Kalksteinbrüchen, die nicht der Zementindustrie zugeordnet wurden. PETERSEN (1984) fand in einer seit 20 Jahren stillgelegten Abbaustätte der Zementindustrie in Niedersachsen 28 Tagfalterarten. Ähnliche Artenzahlen führen TRAUTNER & BRUNS (1988) in ihren zusammenfassenden Ausführungen über die Tagfalterfauna in Gips- und Muschelkalksteinbrüchen auf. Die höchste Artenzahl von Tagfaltern und Widderchen wurde im Rahmen eines unveröffentlichten Gutachtens in einem nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbruch der fränkischen Alb ermittelt. Hier konnten insgesamt 52 Arten gefunden werden (vgl. GILCHER 1999). Unklar ist, ob sich die Angabe

auf einen betriebenen oder stillgelegten Steinbruch bezieht. BÖHMER & RAHMANN (1997a) untersuchten alle Tag- und Nachtflatterarten im Sotzenhausener Steinbruch auf der Schwäbischen Alb. Sie fanden in dem seit 60 bis 80 Jahre stillgelegten Steinbruch 122 Arten (davon 25 Tagfalter und Widderchen).

8.6.1.2 Seltene und gefährdete Arten

Auch hier liegen als auswertbare Daten nur die oben erwähnten vor. Daneben sind aus anderen Literaturstellen zumindest vergleichende Gesamtartenzahlen bekannt, die im Folgenden als Anhaltspunkte verwendet werden.

Abbaustätten der Zementindustrie beherbergen regelmäßig eine große Anzahl gefährdeter Tagfalterarten (vgl. Tab. 41; Abb. 10). Der prozentuale Anteil erscheint dabei relativ unabhängig von der Sukzessionsdauer zu sein. Die hohen Angaben von HATTWIG (1992) und SCHACHT (1994) sind auf eine Reihe von speziellen Biotoptypen, wie z. B. gut ausgebildete Kalkquellmoore, in den ausgewerteten Steinbrüchen zurückzuführen.

Die gefährdeten Arten konzentrieren sich in verschiedenen Biotoptypen (GROSSMANN 1992; HATTWIG 1992; REICHENDECKER & SCHMID 1996; BÖHMER & RAHMANN 1997a; b; TRÄNKLE 2001). Zusammenfassend können die Vorkommen von gefährdeten Arten folgenden Biotopstrukturen zugeordnet werden:

■ Xerotherme Magerrasen

- Thymelicus acteon* (Mattschekiger Braundickkopf)
- Mellicta aurelia* (Scheckenfalter)
- Coenonympha glycerion* (Rostbraunes Wiesenvögelchen)
- Cupido minimus* (Zwerg-Bläuling)
- Glaucopteryx alexis* (Tragant-Bläuling)
- Lysandra coridon* (Silber-Bläuling)
- Melanargia galathea* (Schachbrett)
- Pyrgus malvae* (Kleiner Würfel-Dickkopffalter)
- Boloria dia* (Magerrasen-Perlmutterfalter)
- Argynnis lathonia* (Silbriger Perlmutterfalter)

■ Leguminosen dominierte Stadien

- Zygaena carniolica* (Esparketten-Widderchen)

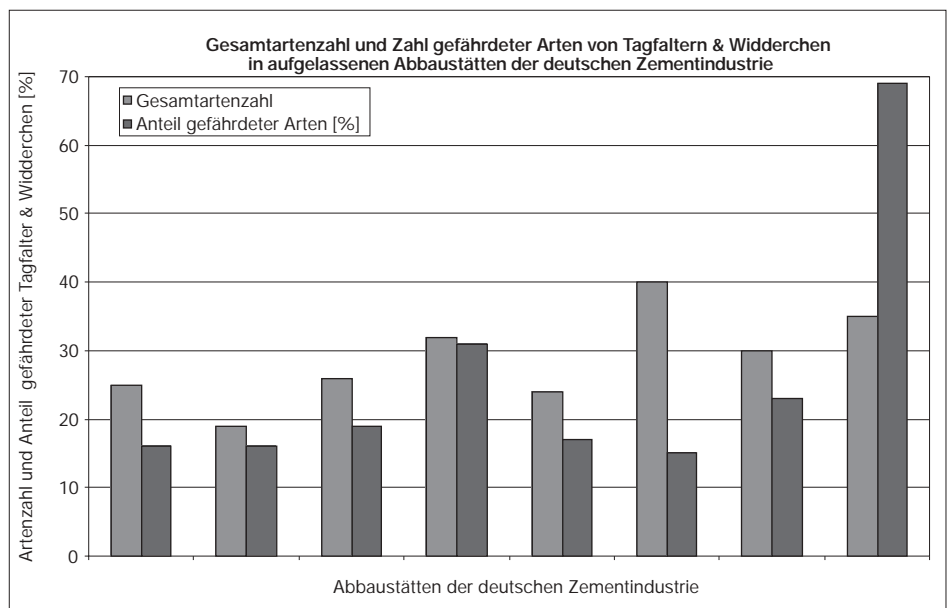


Abb. 10: Artenzahlen und Anteil gefährdeter Tagfalter und Widderchen in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie. Abfolge wie in Tab. 41.

Erynnis tages (Leguminosen-Dickkopf)
Cyaniris semiargus (Violetter Wald-
 Bläuling)

■ **Waldsäume**

Coenonympha arcania (Perlgrasfalter)
Nymphalis polychloros (Großer Fuchs)

■ **Gebüsche und Vorwälder**

Nymphalis antiopa (Trauermantel)
Thecla betulae (Nierenfleck)
Polygonia c-album (C-Falter)

■ **Streu- und Feuchtwiesen**

Minois dryas (Blauäugiger
 Waldportier)
Coenonympha hero (Wald-Wiesen-
 vögelchen)
Coenonympha tullia (Großer Heufalter)

Neben diesen Arten kommen regelmäßig Tagfalter vor, die die Abbaustätten als Teil-lebensraum besiedeln, ohne einem Biotop-typ zugerechnet werden zu können. Bei-spiele sind *Lasiommata megera* (Mauer-fuchs), *Argynnis paphia* (Kaisermantel) und *Papilio machaon* (Schwalbenschwanz). Letzterer tritt in den rekultivierten Berei-chen von Steinbrüchen der Zementindus-trie bei Lengerich auf (HEHMANN mdl. Mitt.).

Die von GILCHER (1995) aufgeführten „typi-schen“ Steinbrucharten bestehen vor al-lem aus Xerotherm-Arten, die unterschied-lich alte Sukzessionsstadien besiedeln. Eine Reihe dieser Arten ist auch für Ab-baustätten der Zementindustrie belegt (*Cu-pido minimus* (Zwerg-Bläuling), *Pyrgus malvae* (Kleiner Würfel-Dickkopffalter)). Die für frühe Sukzessionsstadien in Stein-brüchen Bayerns angegebenen Leitarten *Parnassius apollo* (Apollo), *Hipparchia semele* (Rostbinde) und *Chazara briseis* (Berghexe) sind in den ausgewerteten Ab-baustätten der Zementindustrie nicht be-legt.

TRÄNKLE (2001) beschreibt aus einer Ab-baustätte der Zementindustrie im Kreis Heidenheim das Vorkommen des in Ba-den-Württemberg stark gefährdeten *Ar-gynnis lathonia* (Silbriger Perlmutterfalter). Die Art besiedelt Magerrasen, Sandgebie-te und Stoppeläcker, in denen auch die

Raupenfutterpflanze *Viola arvensis* (Acker-
 Veilchen) ausreichend aufwächst. In dieser
 Abbaustätte kommt auch eine Reihe von
 Tagfalterarten vor, die zumindest durch die
 Futterpflanzen ihrer Raupen an feuchte
 Stadien gebunden sind, wie *Coenonympha*
hero (Wald-Wiesenvögelchen), *Coenonym-*
pha tullia (Großer Heufalter), *Thecla betu-*
lae (Nierenfleck) und *Polygonia c-album* (C-
 Falter).

Im Steinbruch Nußloch sind mit *Issoria la-*
thonia (Kleiner Perlmutterfalter), *Lycaena*
dispar (Großer Feuerfalter) und *Melitaea*
cinxia (Wegerich-Schreckenfaller) drei in
 Baden-Württemberg stark gefährdete Ar-
 ten (RL 2) beobachtet worden (RADEMA-
 CHER 2001b). Bundesweit gehört auch die
 ebenfalls registrierte *Melitaea didyma* (Ro-
 ter Schreckenfaller) zu den stark gefährde-
 ten Arten (RL 2).

TABERG (1995b) erwähnt aus einem aufge-
 lassenen Kalksteinbruch der Zementin-
 dustrie in Nordrhein-Westfalen eine kleine
 Gruppe hoch spezialisierter und gefährde-
 ter Nachtfalterarten, die direkt an Flechten-
 und Moosgesellschaften trockenwarmer
 Standorte gebunden ist.

8.6.2 Betriebene Abbaustätten

Für betriebene Abbaustätten liegen im Un-
 terschied zu stillgelegten Abbaustätten
 weniger Untersuchungen vor.

8.6.2.1 Artenzahlen und -diversität

**8.6.2.1.1 Abbaustätten der Zement-
 industrie**

In betriebenen Abbaustätten konnten zwis-
 chen 12 und 28 Tagfalterarten inkl. Wid-
 derchen nachgewiesen werden. Die nied-
 rigeren Zahlen bei DICKE (1989) sind als
 Mindestartenzahlen zu verstehen, da pro-
 blematische Gruppen nicht bestimmt und
 daher auch nicht ausgewertet wurden.
 Auch BÖHMER & RAHMANN (1997a; b) konn-
 ten vergleichbare Artenzahlen in betriebe-
 nen Steinbrüchen ermitteln. So kommen
 im betriebenen Steinbruch Gerhausen ins-
 gesamt 28 Tagfalter und Widderchen vor.
 Dies sind 67 % aller ermittelten Arten von
 drei räumlich konzentrierten Abbaustätten.

Das Artenspektrum wird durch unter-
 schiedlich alte Sukzessionsflächen in den
 betriebenen Abbaustätten gefördert. Dies
 erscheint notwendig, um den Schmetter-
 lingen genügend Nahrungsangebot für die
 Raupen und Adulttiere zu gewährleisten.

**8.6.2.1.2 Vergleich mit anderen
 Abbaustätten**

Die betriebenen Abbaustätten der Zement-
 industrie erreichen im gleichen Bezugs-
 raum ähnlich hohe Artenzahlen wie die
 Kalksteinbrüche, die nicht der Zementin-
 dustrie zugeordnet wurden. So fanden
 BÖHMER & RAHMANN (1997b) in einem Kalk-

Tab. 42: Gesamtanzahl sowie Anzahl und Anteil gefährdeter Tagfalter und Widderchen in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie und anderen Abbaustätten.

Abbaustätte/Autor(en)	Bundes- land	Gesamt- artenzahl	Gefährdete Arten	
			Anzahl	Anteil [%]
Abbaustätten der Zementindustrie				
Hillenberg/Brühne (DICKE 1989)	NW	12	1	8
Lohbusch (DICKE 1989)	NW	15	1	7
Morgensonne (DICKE 1989)	NW	15	2	13
Liet (DICKE 1989)	NW	19	3	16
Gerhausen (BÖHMER & RAHMANN 1997a; b)	BW	28 (31)	2	7
Großer Steinbruch Lengerich (MAHLER & MIEHLKE 1997)	NW	24	7	29
Andere Abbaustätten				
Altental (BÖHMER & RAHMANN 1997a; b)	BW	32	2	6

steinbruch der Schwäbischen Alb 32 verschiedene Tagfalter und Widderchen-Arten. In einer unmittelbar benachbarten Abbaustätten der Zementindustrie konnten 28 Arten festgestellt werden. Diese Zahl konnte durch Nachkartierungen auf 31 erhöht werden (TRÄNKLE mdl. Mitt.). 24 dieser Tagfalter kamen in beiden Steinbrüchen vor.

Ein vertiefender Vergleich mit anderen Abbautypen ist aufgrund der wenigen publizierten Arbeiten über Schmetterlinge in Steinbrüchen nicht repräsentativ.

8.6.2.2 Seltene und gefährdete Arten

Die Anteile gefährdeter Arten in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie reichen von 7 bis 29 %. Die dominierenden Artengruppen sind Offenlandarten, Arten der Magerrasen und Waldrandarten (vgl. DICKE 1989; BÖHMER & RAHMANN 1997b; MAHLER & MIEHLKE 1998). Mehrfach wurde auch hier *Cupido minimus* (Zwerg-Bläuling) und der sehr standortstreu *Thymelicus acteon* (Mattscheckiger Braundickkopf) der Magerrasen und *Cyaniris semiargus* (Violetter Wald-Bläuling) von Waldändern genannt. Mesophile Arten der Vorwälder und der feuchten Stadien sind unterrepräsentiert. Es kommen stark gefährdete mesophile Offenlandarten wie *Erynnis tages* (Leguminosen-Dickkopffalter) oder gehölzreicher Übergangsbereiche wie *Hipparchia semele* (Rostbinde) und *Pyrgus malvae* (Gewöhnlicher Würfeldickkopffalter) bis hin zu Waldarten wie *Argynnis paphia* (Kaisermantel) vor (MAHLER & MIEHLKE 1998).

8.6.3 Vergleich betriebener und aufgelassener Abbaustätten

Die Angaben aus betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie decken sich im Wesentlichen mit denen aus stillgelegten Abbaustätten.

DICKE (1989) hat in einer Untersuchung im nördlichen Sauerland 4 betriebene Abbaustätte mit einer stillgelegten Abbaustätte verglichen. Es konnten im gesamten Untersuchungsgebiet nur 22 Arten festgestellt werden. Im stillgelegten Steinbruch

Tab. 43: Gesamtartenzahl sowie Anzahl und Anteil gefährdeter Heuschreckenarten in stillgelegten Abbaustätten der Zementindustrie und nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüchen in Baden-Württemberg.

Abbaustätte/Autor(en)	Gesamtartenzahl	Gefährdete Arten	
		Anzahl	Anteil [%]
Abbaustätten der Zementindustrie			
Blauer Steinbruch (DETZEL et al. 1992)	15	1	7
Hausen ob Allmendingen (DETZEL et al. 1992)	10	2	20
Sotzenhausen (BÖHMER & RAHMANN 1997a; b)	14	3	21
Stuttgarter Steinbruch (DETZEL et al. 1992)	9	1	11
Nußloch (RADEMACHER 2001b)	19	6	32
Galgenknapp (LASCHTOWITZ 1989)	7	2	29
Andere Kalksteinbrüche			
Bremenleite (DETZEL et al. 1992)	17	3	18
Höhberg (DETZEL et al. 1992)	18	5	28
Krensheim (DETZEL et al. 1992)	10	1	10

kamen 86,4 % aller Arten vor. Ein betriebener Steinbruch, der jedoch in Teilflächen Magerrasensukzession aufwies, erreichte das selbe Ergebnis. Die anderen Untersuchungsgebiete wiesen immerhin noch 68 % aller angetroffenen Arten auf. In dieser Untersuchung wurde das Artenspektrum in betriebenen Abbaustätten analog zu den Vorkommen in stillgelegten Brüchen aus Ubiquisten, Arten der Wald-ränder, mesophilen Offenlandarten sowie xerophilen Arten gebildet.

Die Anteile gefährdeter Arten sind in den ausgewerteten aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie im Durchschnitt deutlich höher als in betriebenen. Dies ist die Folge der begrenzten Standortressourcen. Durch die ungestörte Sukzession der Flächen ist die Vegetationsdecke der aufgelassenen Steinbrüche deutlich dichter, so dass sowohl die spezialisierten Raupen ausreichend Futterpflanzen vorfinden als auch die adulten Tiere genügend Nahrung erhalten. Solange ein abwechslungsreiches Vegetationsmosaik besteht, bleibt der Artenreichtum erhalten.

8.7 Heuschrecken

Unter dem deutschen Begriff „Heuschrecken“ werden die Ordnungen der *Mantidae* (Fangschrecken) und *Saltatoria*

(Springschrecken) zusammengefasst. Heuschrecken sind neben Laufkäfern und Schmetterlingen eine weitere wichtige Artengruppe zur naturschutzfachlichen Bewertung. Das Vorkommen der Arten in Steinbrüchen ist wesentlich von der geologischen Formation, der Struktur des Substrates, der Exposition und des Mikroklimas sowie vom Sukzessionsstadium der Vegetation abhängig (vgl. DETZEL 1998). In Steinbrüchen können vor allem Arten vorkommen, deren primärer Lebensraum natürliche vegetationsfreie Bereiche, wie Schutthalden, Erdanrisse oder Flussschotter darstellen (TRAUTNER & BRUNS 1988).

8.7.1 Aufgelassene Abbaustätten

8.7.1.1 Artenzahlen und -diversität

8.7.1.1.1 Abbaustätten der Zementindustrie

Die Artenzahlen in den stillgelegten Abbaustätten der Zementindustrie schwanken zwischen 7 und 19 Arten (Tab. 43). Die häufigsten Arten sind Ubiquisten wie *Tettigonia viridissima* (Grünes Heupferd), *Chorthippus biguttulus* (Nachtigall-Grashüpfer), *Chorthippus brunneus* (Brauner Grashüpfer) und *Pholidoptera griseoaptera* (Gewöhnliche Strauchschrecke). In den aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie mit initialen und vollständig ausge-

bildeten Magerrasen kommen zusätzlich *Tetrix bipunctata* (Zweipunkt-Dornschröcke), *Tetrix tenuicornis* (Langfühler-Dornschröcke) und *Chrysochraon brachypetra* (Kleine Goldschröcke) regelmäßig vor (BÖHMER & RAHMANN 1997b). Den Schwerpunkt der Besiedlung fanden DETZEL et al. (1992) und BÖHMER & RAHMANN (1997b) in älteren Magerrasenstadien mit beginnender Verbuschung.

8.7.1.1.2 Vergleich mit anderen Abbaustätten

Dem Vergleich stillgelegter Abbaustätten widmen sich zwei Arbeiten aus Südwestdeutschland (DETZEL et al. 1992; BÖHMER & RAHMANN 1997b). Festzustellen ist, dass die von DETZEL et al. (1992) untersuchten Steinbrüche, die nicht der Zementindustrie zugeordnet wurden, mit 10 bis 18 Arten ähnlich artenreich sind wie die Abbaustätten der Zementindustrie mit 7 bis 19 Arten.

Angaben zur Heuschreckenfauna in aufgelassenen Sandsteinbrüchen finden sich bei GRUNICKE et al. (1996) und TRÄNKLE & RÖHL (1999). In einer nordrhein-westfälischen Abbaustätte wurden 7 Arten, darunter *Tetrix undulata* (Gemeine Dornschröcke) ermittelt (TRÄNKLE & RÖHL 1999). In einer Sandgrube in Baden-Württemberg wiesen GRUNICKE et al. (1996) insgesamt 14 Arten nach. Korrespondierende Artenzahlen sind auch WANCURRA (1996) zu entnehmen, der detailliert 4 Kiesgruben bzw. -komplexe der badischen Rheinebene untersuchte. Die Kiesgrubenbereiche wiesen dabei zwischen 11 und 14 Arten auf.

8.7.1.2 Seltene und gefährdete Arten

Die Anteile gefährdeter Arten an der Heuschreckenfauna von Abbaustätten der Zementindustrie sind mit denen anderer Abbaustätten vergleichbar. Sie liegen für Abbaustätten der Zementindustrie zwischen 7 und 32 % und für die untersuchten Muschelkalksteinbrüche, die nicht der Zementindustrie zugeordnet wurden, zwischen 10 und 28 %. Bei letzteren wurden allerdings 4 gefährdete Arten mehr nachgewiesen als im Bereich der Zementindustrie.

In den Arbeiten von DETZEL et al. (1992) und BÖHMER & RAHMANN (1997a; b) sind als seltene Arten der Abbaustätten vor allem Heuschrecken offener, extrem strahlungsintensiver Bereiche und von Magerrasen genannt. Als xerophile Arten sind *Psophus stridulus* (Rotflügelige Schnarrschröcke), *Chorthippus mollis* (Verkannter Grashüpfer), *Myrmeleotettix maculatus* (Gefleckte Keulenschröcke) und *Tetrix bipunctata* (Zweipunkt-Dornschröcke) aufgeführt. Gefährdete Heuschrecken der Magerrasen in den Abbaustätten der Zementindustrie sind *Platycleis albopunctata* (Westliche Beißschröcke) und *Stenobothrus lineatus* (Heidegrashüpfer). RADEMACHER (2001b) nennt darüber hinaus aus dem Steinbruch Nußloch *Decticus verrucivorus* (Warzenbeißer) als in Baden-Württemberg stark gefährdete Art (RL 2) sowie *Sphingonotus caeruleans* (Blaufügelige Sandschröcke) und *Oedipoda caerulea* (Blaufügelige Ödlandschröcke) als gefährdete Arten (RL 3).

Typische Vertreter feuchter Standorte, wie sie in den Abbaustätten der Zementindustrie zu erwarten wären, sind in den Veröffentlichungen abgesehen von *Tetrix subulata* (Säbel-Dornschröcke) nicht vertreten.

Zum Vergleich mit anderen Abbaustätten stehen vor allem Daten aus Kalksteinbrüchen, die nicht der Zementindustrie zugeordnet wurden, zur Verfügung. Die hierbei von DETZEL (1998) angegebenen und besonders hervorgehobenen, extrem xerophilen Arten *Oedipoda germanica* (Rotflügelige Ödlandschröcke) und *Calliptamus italicus* (Italienische Schönschröcke) wur-

den bisher in Abbaustätten der Zementindustrie nicht bestätigt. Hingegen kommt *Oedipoda caerulea* (Blaufügelige Ödlandschröcke), die häufig in aufgelassenen Steinbrüchen angetroffen wird, auch im Steinbruch Nußloch vor. PREUB & NIEHUIS (1978) geben mehrere Vorkommen der Art für Basaltsteinbrüche der Westpfalz an, ähnlich wie DETZEL et al. (1992) für Muschelkalksteinbrüche.

Das weitgehende Fehlen dieser Arten in den untersuchten Abbaustätten der Zementindustrie kann verschiedene Ursachen haben. Unter anderem kommen die angesprochenen Arten nicht im weiteren Umfeld der entsprechenden Abbaustätten vor (vgl. DETZEL 1998), eine Besiedlung ist deshalb unwahrscheinlich.

8.7.2 Betriebene Abbaustätten

8.7.2.1 Artenzahlen und -diversität

Aus betriebenen Abbaustätten liegen bisher nur wenige Untersuchungen zu Heuschreckenvorkommen vor (vgl. BÖHMER & RAHMANN 1997a; b). Die vorliegenden Arbeiten belegen insgesamt 5 bis 12 Arten, also eine geringere Artenzahl als in stillgelegten Abbaustätten. Dies ist sicherlich mit dem Fehlen entsprechender Vegetationsstrukturen zu begründen, die als Nahrungsquelle notwendig sind (DETZEL 1998). SCHMITZ (1995) fand entsprechend die individuenreichsten Vorkommen auf Flächen, die längere Zeit brach lagen, wie Kalkmagerrasen auf alten Halden bzw. Kalksümpfen auf der Steinbruchsohle. Die befahre-

Tab. 44: Gesamtanzahl sowie Anzahl und Anteil gefährdeter Heuschreckenarten in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie und nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüchen.

Abbaustätte/Autor(en)	Bundesland	Gesamtartenzahl	Gefährdete Arten	
			Anzahl	Anteil [%]
Abbaustätten der Zementindustrie				
Grube Saturn (ALBRAND 1993)	SH	5	1	20
Gerhausen (BÖHMER & RAHMANN 1997a; b)	BW	7	1	14
Großer Steinbruch Lengerich (MAHLER & MIEHLKE 1998)	NW	12	4	25
Höver (SCHMITZ 1995)	NI	5	4	80
Andere Kalksteinbrüche				
Altental (BÖHMER & RAHMANN 1997a; b)	BW	11	1	9

nen, vegetationsfreien Bereiche waren dagegen kaum besiedelt. BÖHMER & RAHMANN (1997a; b) fanden in den offenen, vegetationsfreien Bereichen von Abbaustätten der Zementindustrie vor allem *Chorthippus brunneus* (Brauner Grashüpfer) und *Chorthippus biguttulus* (Nachtigall-Grashüpfer).

Nach BÖHMER & RAHMANN (1997a; b) und DETZEL (1998) sind die Vorkommen von Heuschrecken in Steinbrüchen maßgeblich vom Artenpotenzial des Umfeldes und dem Vorhandensein von Brachflächen abhängig.

8.7.2.2 Seltene und gefährdete Arten

Die Anzahl seltener und gefährdeter Heuschreckenarten in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie schwankt beträchtlich. Während für den Steinbruch Gerhausen auf der Schwäbischen Alb (BÖHMER & RAHMANN 1997a; b) und die Kreidegrube Saturn in Schleswig-Holstein (ALBRAND 1993) nur jeweils eine gefährdete Art aufgeführt werden, fand SCHMITZ (1995) im Steinbruch Höver 4 von 5 Arten der regionalen Roten Liste, darunter 2 stark gefährdete Arten. Dies beruht ausschließlich auf Zufallsbeobachtungen, es ist also sicher mit mehr Arten in diesem Steinbruch zu rechnen.

Die betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie zeichnen sich durch regelmäßiges Vorkommen von Heuschrecken nasser und feuchter Standorte aus. MAHLER & MIEHLKE (1998) wiesen in Lengerich die in Nordrhein-Westfalen stark gefährdete *Conocephalus dorsalis* (Kurzflügelige Schwertschrecke) in einem Binsenbestand eines betriebenen Steinbruches nach. Die anderen gefährdeten Arten entstammten trockenen Ruderalstandorten und Magerasen.

Als typisch für die Abbaustätten der Zementindustrie kann *Tetrix subulata* (Säbel-Dornschröcke) und *Tetrix tenuicornis* (Langfühler-Dornschröcke) gelten. Die Säbel-Dornschröcke ist in vielen Bundesländern entweder stark gefährdet oder gefährdet bzw. wird auf der Vorwarnliste aufgeführt. Die Art ist nach DETZEL (1998) auf feuchte

bis nasse Lebensräume angewiesen, besitzt jedoch gleichzeitig ein hohes Wärmebedürfnis. Diese Kombination aus Wasserverfügbarkeit und wärmerem Bestandesklima ist in den Abbaustätten der Zementindustrie weitgehend vorhanden. Gleichzeitig gilt die Art als Pionierbesiedler und ist in der flugfähigen Form hoch mobil (DETZEL 1998). Angaben zu dieser Art liegen sowohl für stillgelegte (DETZEL et al. 1992; BAASNER et al. 1998; vgl. GILCHER 1995) als auch für betriebene Abbaustätten vor (SCHMITZ 1995; ALBRAND 1993).

Das Vorkommen von *Tetrix subulata* (Säbel-Dornschröcke) ist insgesamt weniger von der Geologie der Abbaustätten, als vom Vorhandensein feuchter und nasser Vegetationseinheiten abhängig. Entsprechend sind auch Vorkommen aus Abbaustätten außerhalb der Zementindustrie belegt (vgl. GRUNICKE et al. 1996).

8.7.3 Vergleich mit dem Umfeld

Die Untersuchung von DETZEL et al. (1992) führte als eine der wenigen Untersuchungen das Artenpotenzial der Umgebung mit auf (vgl. Tab. 43). Die untersuchten Abbaustätten sind jedoch untypisch klein für Abbaustätten der Zementindustrie (max. 5,2 ha). Die Umgebung der in Tab. 43 genannten Abbaustätten auf der Schwäbischen Alb beherbergt in verschiedensten Biotoptypen 23 Arten, darunter 5 gefährdete Arten. Die Umgebung der Muschelkalkbrüche des Tauberlandes, die nicht der Zementindustrie zugeordnet wurden, weist dagegen 26 Arten, darunter 9 gefährdete Arten auf.

Die Abbaustätten der Zementindustrie erreichen im Durchschnitt 52 % des möglichen Artenpotenzials ihrer Umgebung, die nicht der Zementindustrie zugeordneten Muschelkalksteinbrüche 58 %.

Wie aus Abschnitt 8.7.1.2 hervorgeht, liegen die Anteile gefährdeter Arten an der Heuschreckenfauna von aufgelassenen Steinbrüchen der Schwäbischen Alb (Weißjura) bei durchschnittlich 15 % und bei anderen Abbaustätten des Tauberlandes (Muschelkalk) bei durchschnittlich 18 %.

Dabei ist zu beachten, dass der Anteil gefährdeter Arten innerhalb des Naturraums Schwäbische Alb insgesamt 21,7 % beträgt, der im Tauberland 34,6 %, also ohnehin weit höher liegt. Die Abbaustätten der Zementindustrie erreichen maximal 60 % aller möglichen gefährdeten Arten, die nicht der Zementindustrie zugeordneten Muschelkalksteinbrüche maximal 55 %.

Festzustellen ist ebenfalls, dass letztere nach DETZEL et al. (1992) insgesamt etwas artenreicher sind (durchschnittlich 15 Arten) als die Abbaustätten der Zementindustrie (durchschnittlich 12,3 Arten). Dies ist jedoch mit dem höheren Artenpotenzial der jeweiligen Umgebung zu begründen (insgesamt 23 Arten im Naturraum Alb, aber 26 Arten im Naturraum Tauberland). Die vier auf der Schwäbischen Alb gelegenen Abbaustätten der Zementindustrie beherbergen, ähnlich wie die Muschelkalksteinbrüche des Tauberlandes, zwischen 39,1 und 65,2 % aller in der Umgebung vorkommenden Arten. DETZEL et al. (1992) betonen die Abhängigkeit der Heuschreckenvorkommen in den Abbaustätten von der Besiedlungsmöglichkeit aus der unmittelbar angrenzenden Umgebung.

Die im Steinbruch Nußloch der Zementindustrie nachgewiesenen Arten *Sphingonotus caeruleans* (Blaufügelige Sandschröcke) und *Oedipoda caerulescens* (Blaufügelige Ödlandschröcke) kommen im Umfeld nicht vor. Auch im Bereich einer bayerischen Abbaustätten der Zementindustrie ist das Vorkommen der Blaufügeligen Sandschröcke auf das eigentliche Abbaugelände beschränkt (RADEMACHER 2001b).

8.7.4 Vergleich aufgelassener und betriebener Abbaustätten der Zementindustrie

Die Artenzahlen in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie sind geringer als in aufgelassenen. Im Hinblick auf Heuschrecken ist die Strukturvielfalt solcher im Abbau befindlichen Flächen deutlich geringer, besonders die Ubiquisten finden in den extremen Habitaten keine guten Sied-

lungsmöglichkeiten. Daher kann gerade bei geringer Gesamtartenzahl der Anteil gefährdeter Arten sehr hoch sein (vgl. SCHMITZ 1995, allerdings hier geringe Erhebungsdichte).

8.8 Weitere Artengruppen

8.8.1 Spinnen und Weberknechte

Die große Gruppe der Aranea (Spinnen) sind aufgrund ihrer engen Bindung an Raumstrukturen und mikroklimatischen Verhältnissen gut zur Bewertung von Biotopen geeignet (BAEHR & BAEHR 1983). Dennoch sind sie selten Gegenstand von Arbeiten über Abbaustätten. Dies liegt zum einen an der Artenvielfalt. In Deutschland wurden bisher 956 Spinnen (*Arachnida*) und 45 Weberknecht-Arten (*Opiliones*) beschrieben (JEDICKE 1997). Zum anderen ist eine Kartierung der gesamten Spinnenfauna schwierig, da Radnetzspinnen und Jagdspinnen unterschiedliche Fangmethoden voraussetzen. Die ausgewerteten Arbeiten beziehen sich alle auf Fanganlagen mit Barber-Fallen (BALKENHOL et al. 1991;

NAHRIG 1991; GRUNICKE et al. 1996; BÖHMER & RAHMANN 1997a; b; TEICHMANN 1997). Nur BAEHR (1988) ergänzte die Barberfallen durch Hand- und Kescherfänge.

8.8.1.1 Artenzahlen und -diversität

In Tab. 45 wurden alle Angaben zu Spinnenvorkommen aufgeführt. Für stillgelegte und betriebene Abbaustätten der Zementindustrie liegen je zwei Untersuchungen vor (BÖHMER & RAHMANN 1997a; b; TEICHMANN 1997). Für andere Abbaustätten liegen insgesamt vier Untersuchungen sowie eine aus einer Sandgrube vor, wobei zwei Untersuchungen ausschließlich eine Halde, also nur einen Teillebensraum berücksichtigten.

Die Artenzahlen schwanken insgesamt zwischen 66 und 123. Für die darin enthaltenen Abbaustätten der Zementindustrie wurden mit 98 und 108 Arten entsprechend hohe Angaben gemacht. Die höchsten Artenzahlen wurden mit 123 Arten in einem betriebenen, nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbruch erreicht, gefolgt von 108 Arten einer betriebenen

Abbaustätten der Zementindustrie. Die niedrigsten Artenzahlen beziehen sich auf einen aufgelassenen Steinbruch der Zementindustrie. Insgesamt lassen sich keine Unterschiede erkennen, die auf den Betriebsstatus oder die Geologie der Abbaustätten zurückzuführen sind. Dies gilt auch für die Anteile der gefährdeten Arten. Die Abbaustätten sind dennoch wichtige Rückzugsräume von Spinnen und Weberknechten der extremen Standorte.

TEICHMANN (1997) untersuchte verschiedene Biotoptypen im Umfeld eines betriebenen Steinbruches der Zementindustrie in Nordrhein-Westfalen, darunter eine alte, von Gehölzen bestandene Halde und einen initialen Kalkmagerrasen im Steinbruchgelände selbst. Die höchsten Artenzahlen aller Fallenstandorte wurden im Steinbruchgelände ermittelt, gefolgt von der mit Gehölzen bestandenen Halde. Im Steinbruch wurden 5 der insgesamt 7 Rote Liste Arten dieser Untersuchung ermittelt. Alle 5 Arten kamen nur im Steinbruchbereich vor.

Typische Spinnenarten betriebener Abbaustätten sind vornehmlich Arten offener Standorte. TEICHMANN (1997) gibt folgende Arten mit hoher Individuenzahl an:

- *Alopecosa pulverulenta*
- *Pardosa amentata*
- *Pachygnatha degeeri*
- *Trochosa terricola*

Pardosa amentata z. B. gehört zu den Wolfsspinnen und ist häufig in Ufernähe und an feuchten Plätzen zu finden. Sie kann auf Wasserflächen laufen und jagen. *Trochosa terricola* dagegen ist hauptsächlich nachtaktiv und ganzjährig an trockenen Plätzen zu finden.

BÖHMER (mdl. Mitt.) konnte diese Arten ebenfalls mit hohen Individuendichten für einen betriebenen Steinbruch auf der Schwäbischen Alb bestätigen. Neben den genannten Arten konnte der Autor noch *Micrargus subaequalis*, *Erigone atra*, *E. dentipalpis* und die Wiesenart *Pardosa palustris* und die unspezifisch am Waldboden, in Wiesen und Gärten vorkommende *Pardosa prativaga* in hohen Individuenzah-

Tab. 45: Gesamtartenzahl sowie Anzahl und Anteil gefährdeter Spinnenarten in Abbaustätten der Zementindustrie und anderen Abbaustätten. Mit * versehene Angaben beziehen sich nur auf Angaben zu Teillebensräumen.

Abbaustätte/Autor(en)	Bundesland	Status	Gesamtartenzahl	Gefährdete Arten Anzahl	Anteil [%]
Abbaustätten der Zementindustrie					
Gerhausen (BÖHMER & RAHMANN 1997a; b; mdl. Mitt.)	BW	in Betrieb	108	6	6
Höste (TEICHMANN 1997)*	NW	in Betrieb	35	5	14
Sotzenhausen (BÖHMER & RAHMANN 1997a; b; mdl. Mitt.)	BW	60-80 J. stillgelegt	98	13	13
Nußloch (NAHRIG 1991)	BW	20-100 J. stillgelegt	mind. 80	mind. 15	19
Alte Halde – Höste (TEICHMANN 1997)*	NW	stillgelegt	23	0	0
Andere Abbaustätten					
Altental (BÖHMER & RAHMANN 1997a; b)	BW	in Betrieb	123	14	11,4
SW-Halde Langenaltheim (BAEHR 1988)*	BY	k. A.	61	4	6,6
NW-Halde Solnhofen (BAEHR 1988)*	BY	k. A.	49	2	4,1
Pleinfeld (BAEHR 1988)	BY	stillgelegt	66	10	15,2
Osnabrück (BALKENHOL et al. 1991)	NI	20 Jahre stillgelegt	81	k. A.	k. A.
Hohe Straße (GRUNICKE et al. 1996)	BW	18 Jahre stillgelegt	72	1	1,3

len ausschließlich in betriebenen Steinbrüchen finden. Die beiden *Erigone*-Arten sind insofern interessante Steinbruchbewohner, als sie zu den „Luftschiffern“ gehören, d. h. sie können vergleichsweise häufig beim Verbreiten mit Hilfe von Seidenfäden und Wind gefunden werden. Auf diese Weise ist eine schnelle Besiedlung der Steinbruchflächen erklärbar.

NÄHRIG (1991) gibt für solche Bereiche besonders *Zodarion rubidum* (eine Ameisen jagende, in Wohnröhren lebende kleine Spinnenart), aber auch *Argyope bruennichi* (Wespenspinne) und *Gnaphosa lugubris*, die zu den Plattbauchspinnen gehört, an.

8.8.1.2 Seltene und gefährdete Arten

BÖHMER & RAHMANN (1997a; b) ermittelten bei einer Untersuchung von zwei Abbaustätten der Zementindustrie und einem anderen Kalksteinbruch auf der Schwäbischen Alb jeweils sehr hohe Artenzahlen. Der stillgelegte Sotzenhausener Steinbruch wies zwar weniger Arten auf als der betriebene Gerhausener Steinbruch, dafür wurden dort mehr als doppelt so viele gefährdete Spinnen gefunden (BÖHMER mdl. Mitt.).

Besonders bemerkenswerte Nachweise nennt NÄHRIG (1991), der mit *Haplodrassus minor* für Baden-Württemberg einen Zweitnachweis dieser äußerst seltenen, bundesweit schon als ausgestorben geltenden Art erbrachte. Auch *Zelotes aeneus*, die in Baden-Württemberg seit 1903 nicht mehr gefunden worden war, konnte in dem entsprechenden Steinbruch der Zementindustrie nachgewiesen werden.

In Tab. 46 werden gefährdete und stark gefährdete Arten aus Abbaustätten der Zementindustrie aufgeführt (vgl. NÄHRIG 1991; BÖHMER & RAHMANN 1997a; b; TEICHMANN 1997). Neben Arten mit einer größeren ökologischen Amplitude, wie *Agraecina striata* und *Gnaphosa bicolor*, sind es vor allem Arten, die auf Trockenbiotop angewiesen sind. Im Zusammenhang mit den unterschiedlichen Feuchteverhältnissen in Abbaustätten der Zementindustrie stehen Vorkommen von Arten, die relativ

Tab. 45: Tab. 46: Gefährdete Spinnenarten in Abbaustätten der Zementindustrie und deren Biotoppräferenz (nach NÄHRIG 1991; BÖHMER & RAHMANN 1997a; b). M = Moor, T = Trockenbiotop, W = Wald, ? = unklar).

	Lebensraum	Sotzenhausen	Gerhausen	Nußloch	Höste
<i>Agraecina striata</i>	M/T/W	.	X	.	X
<i>Alopecosa trabalis</i>	T	X	X	.	.
<i>Dipoena coracina</i>	W	X	.	.	.
<i>Erigonoplus globipes</i>	T	X	.	.	.
<i>Euophrys aequipes</i>	M/T	.	X	.	.
<i>Euphrys herbigrada</i>	?	.	.	.	X
<i>Gnaphosa bicolor</i>	M/T/W	X	.	.	.
<i>Gnaphosa lugubris</i>	T	.	.	X	.
<i>Haplodrassus minor</i>	T	.	.	X	.
<i>Hypsosinga albobittata</i>	M/T	X	.	.	.
<i>Hypsosinga sanguinea</i>	T	.	.	.	X
<i>Pardosa bifasciata</i>	T	X	.	.	.
<i>Pellenes tripunctatus</i>	T	X	.	X	X
<i>Phaeoecdus braccatus</i>	T	X	.	.	.
<i>Sitticus penicillatus</i>	T	X	X	X	.
<i>Trochosa robusta</i>	T	X	.	.	.
<i>Xysticus ninii</i>	?	.	.	.	X
<i>Zelotes aeneus</i>	T	.	.	X	.
<i>Zelotes erebus</i>	M/T	X	.	.	.
<i>Zelotes pedestris</i>	T	X	X	.	.
<i>Zelotes pumilus</i>	M/T	.	X	.	.
<i>Zodarion rubidum</i>	T	.	.	X	.

unspezifisch gegenüber dem Wasserhaushalt der Habitate sind. Insgesamt 4 Arten kommen sowohl in Trockenbiotopen als auch in Feuchtgebieten vor.

8.8.1.3 Vergleich mit dem Umfeld

BÖHMER & RAHMANN (1997b) ermittelten in fünf Steinbrüchen Baden-Württembergs, darunter zwei der Zementindustrie, und deren Umfeld den prozentualen Anteil von Spinnen der Roten Liste an der Gesamtartenzahl. Das Ergebnis erbrachte signifikant höhere Werte bei allen Sukzessionsstadien innerhalb der Steinbrüche als in vergleichbaren Biotopen im Umfeld. Auch die absoluten Individuenzahlen sind innerhalb des Steinbruches meist höher als im Umfeld.

Von 26 Rote Liste-Arten kamen 14 Arten nur innerhalb der Steinbrüche vor, 4 Arten nur außerhalb und 8 Arten sowohl in den Steinbrüchen als auch außerhalb vor.

8.8.2 Hautflügler

Innerhalb der großen Ordnung der *Hymenoptera* werden vor allem die aculeaten Hautflügler (Stechimmen) in Kartierungen berücksichtigt. Die *Aculeata* umfassen u. a. neben den Bienen, Grab-, Weg-, und Faltenwespen auch Goldwespen und Ameisen (WESTRICH 1989b). Die Bienen werden hier als Überfamilie der Apoidea systematisch aufgeführt, welche Wildbienen und Hummeln umfasst (vgl. WESTRICH 1989b).

Zu den Ameisen gibt es derzeit nur sehr punktuelle Untersuchungen. DETERS (1999) konnte in einer betriebenen Abbaustätte der Zementindustrie bei Lengerich auf einem Halbtrockenrasen einer Halde insgesamt 16 Ameisenarten nachweisen. Darunter waren 3 in Deutschland gefährdete Arten (RL 3; *Ponera coarctata*, *Myrmica schencki* und *Myrmecina graminicola*) sowie 2 Arten der Vorwarnliste (*Myrmica sca-*

Tab. 47: Artenzahlen von Stechimmen (Aculeata) in Abbaustätten der Zementindustrie und anderen Abbaustätten. Mit * versehene Angaben beruhen auf nicht systematischen Beobachtungen.

Abbaustätte/Autor(en)	Bundesland/Land	Status	Gruppe	Artenzahl
Abbaustätten der Zementindustrie				
Grube Saturn (ALBRAND 1993)*	SH	in Betrieb	Aculeata	6
Höver (SCHMITZ 1995)*	NI	in Betrieb	Apoidea	4
T'Rooth (LEFEBER 1995)	Niederlande	k. A.	Apoidea	96
Großer Steinbruch Lengerich (DETERS 1999)*	NW	in Betrieb	Formicidae	16
Andere Abbaustätten				
Burton Leonard (ARCHER 1997)	England	stillgelegt	Apoidea	41
Cave Wold (ARCHER 1997)	England	stillgelegt	Apoidea	45
divers (ALFERT et al. 2001)	NI	stillgelegt/ in Betrieb	Apoidea	123
divers (ALFERT et al. 2001)	NI	stillgelegt/ in Betrieb	Specoidea, Vespoidea	69
südlich Karlsruhe (DOCZKAL zit. in WESTRICH 1989a)	BW	stillgelegt	Apoidea	101
Niederleierndorf (PLACHTER 1983)	BY	stillgelegt	Apoidea	58
Jedenhofen (PLACHTER 1983)	BY	stillgelegt	Apoidea	61
Keine Angabe (SCHMID 1987 zit. in WESTRICH 1989a)	BY	stillgelegt	Apoidea	50
Eichelberg (WEBER 1990)	BY	stillgelegt	Apoidea	21
Mühlacker (WESTRICH 1990)	BW	stillgelegt	Apoidea	55

brinodis und *Myrmica sabuleti*). Für *Lasius sabularum*, eine sozialparasitische Art vornehmlich der Siedlungsbereiche, gelang der Erstnachweis für Nordrhein-Westfalen.

Es ist lange bekannt, welche wichtigen Refugialräume Sand- und Kiesgruben für solitäre Bienen darstellen (vgl. PLACHTER 1983; WESTRICH 1989a). Die offenen Sandflächen beherbergen eine Vielzahl von grabenden Arten, die in der ursprünglichen Landschaft in den Flussauen mit ihren frischen Erdanrissen vorkamen. Durch die Regulation der Flusssysteme können diese Arten dort keinen Lebensraum mehr finden und sind auf Sekundärbiotop ange-wiesen. Entsprechend werden in Sandgruben regelmäßig über 50 Wildbienenarten angetroffen (vgl. Tab. 47: Andere Abbaustätten). Auch Tongruben können in Lehm grabenden Arten Lebensraum bieten. So konnte PLACHTER (1983) in einer Tongrube in Bayern insgesamt 61 Wildbienen feststellen. Die Bienenfauna dieser Tongrube war durch das Vorkommen von sandigen Abbauwänden besonders arten-

reich. Fast doppelt so viele Arten konnte DOCZKAL in einer seit 20 Jahren stillgelegten Lehmgrube südlich von Karlsruhe feststellen (zit. in WESTRICH 1989a).

In Steinbrüchen könnten nach WESTRICH (1989a) solche Artenzahlen aufgrund des Fehlens der weichen Substrate nicht erwartet werden. Stattdessen beherbergen Steinbrüche eine Reihe hoch spezialisierter Bienen, die oberirdische Nester bauen, wie z. B. Mauerbienen (*Osmia* sp.). Entgegen dieser Aussage werden in Kalksteinbrüchen und Abbaustätten der Zementindustrie jedoch Artenzahlen angetroffen, die mit denen der Sand- und Tongruben nicht nur vergleichbar sind, sondern z. T. deutlich höher liegen (s. Tab. 47).

Untersuchungen über Stechimmen in Abbaustätten liegen bisher nur wenige vor. Einige Angaben sind „Beifänge“ zu Untersuchungen mit anderen Zielsetzungen und deshalb nicht vollständig (ALBRAND 1993; SCHMITZ 1995).

Auf den ersten Blick erstaunlich sind die extrem hohen Artenzahlen in einer wahrscheinlich teilweise stillgelegten Abbaustätte der Zementindustrie in den Niederlanden (LEFEBER 1995). Hier konnten 96 verschiedene Wildbienen der Überfamilie der *Apoidea* festgestellt werden. Dies entspricht 28,2 % aller in den Niederlanden vorkommenden Wildbienen. Diese hohe Artenzahl konnte in einem benachbarten Steinbruch (ohne Angaben zur Geologie) bestätigt werden (93 Arten).

ARCHER (1997) stellt in zwei stillgelegten Kalksteinbrüchen 41 bzw. 45 Wildbienenarten fest. Der Autor fand insgesamt 75 bzw. 79 aculeate Bienen und Wespen. Zu analogen Ergebnissen kommen auch ALFERT et al. (2001). Die Autoren stellen in 24 Kalksteinbrüchen Süd-Niedersachsens 123 Bienen- und 69 Wespenarten fest. Dies entspricht 44 % der Bienen- und 22 % der Wespenarten Niedersachsens. Es besteht hierbei ein hochsignifikanter Zusammenhang zwischen Flächengröße und Artenvielfalt, die von den Autoren auf die Zunahme des Ressourcenangebotes und der Habitat-Diversität mit steigender Flächengröße zurückgeführt wird. Von ALFERT et al. (2001) werden die Kalksteinbrüche als „ein gutes Beispiel für die hohe Artenvielfalt, die in Sekundärlebensräumen auftreten kann“ bezeichnet.

Die hohen Artenzahlen in Steinbrüchen gegenüber den Sand- und Tongruben resultieren aus dem engen räumlichen Nebeneinander von „harten“ Substraten wie gebankten Gesteinen und von den fast immer ebenfalls vorhandenen weichen Mergel-, Lehm- oder Tonlagen, die als Lebensraum für die grabenden Arten dienen.

8.8.2.1 Vergleich mit dem Umfeld

MOHRA & FELLENDORF (1992) konnten in einem Steinbruch in Baden-Württemberg 55 Wildbienen, davon 11 Arten der Roten Liste nachweisen. Im Umfeld des Steinbruchs konnten nur 50 % dieser Arten angetroffen werden (WESTRICH 1990). Dies spricht dafür, dass Steinbrüche Refugialräume für dieses Faunenelement darstellen.

8.8.3 Schnecken

8.8.3.1 Artenzahlen und -diversität

Die ausgewerteten Untersuchungen mit Barberfallen als Fangmethode zeigen relativ einheitliche Artenzahlen in den Abbaustätten der Zementindustrie.

ALBRAND (1993) fand in einer betriebenen Kreidegrube in Schleswig-Holstein insgesamt 11 Land- und Wasserschnecken. BÖHMER (mdl. Mitt.) konnte in einem stillgelegten (Sotzenhausen) und einem betriebenen Steinbruch (Gerhausen) der Schwäbischen Alb 18 bzw. 17 Arten nachweisen. In einer Nachkartierung des Steinbruches Gerhausen mittels der Zeitsammelmethode durch HOTES (2000) konnte die Artenzahl der Land- und Wasserschnecken auf insgesamt 36 (34 Landschnecken-, 2 Wasserschneckenarten) erhöht werden. BASTIAN et al. (1988) wiesen im Steinbruch Leimen 21 terrestrische und limnische Gehäuseschnecken nach. Diese Anzahl deckt sich mit Kartierungen der Schneckenfauna in Abbaustätten, die nicht der Zementindustrie zugeordnet wurden. So fand ZEISLER (1994) in einem stillgelegten und renaturierten Dolomitsteinbruch bei Ostrau durch Handaufsammlungen 32 Arten. Sehr hohe Artenzahlen führt HALDEMANN (1993) für den Zementtagebau Rüdersdorf (Brandenburg) auf. Das Gelände wird seit über 200 Jahren malakozoologisch untersucht. Insgesamt konnten im Laufe dieser langen und intensiven Bearbeitungszeit 104 Molluskenarten im Bereich des Tagebaues nachgewiesen werden. Somit ist zumindest zum großen Teil die ursprüngliche Schneckenfauna trockenwarmer Kalkstandorte in diesem Bereich erhalten geblieben. Aussagen über die Molluskenvorkommen vor dem Abbau sind heute nicht mehr zu treffen, da Rüdersdorf auf eine fast 800jährige Abbaugeschichte zurückblicken kann.

Zur Veränderung der Schneckenfauna im Verlauf der Sukzession gibt es nur wenige Untersuchungen. MAJOOR & LEVER (1999) konnten in einer stillgelegten Abbaustätte der Zementindustrie in den Niederlanden eine steigende Diversität der Land-

Tab. 48: Vorkommen von Landschneckenarten in Abbaustätten der Zementindustrie und deren Biotoppräferenz sowie Angaben zur Gefährdung (SH = Schleswig-Holstein; BW = Baden-Württemberg). Daten von HOTES (2000), BÖHMER mdl. Mitt., MAJOOR & LEVER (1999) und ALBRAND (1993). Ökologische Einstufung nach HOTES (2000) und HALDEMANN (1993).

	Lebensraum	Grube Saturnbetrieben	Gerhausenbetrieben	Niederlande stillgelegt	Sotzenhausen stillgelegt
<i>Aegopodinella nitens</i>	W	X	X	.	.
<i>Aegopodinella nitidula</i>	?	.	.	X	X
<i>Bradybaena fruticum</i>	W	.	X	.	X
<i>Cepaea hortensis</i>	W	.	X	X	.
<i>Cepaea nemoralis</i>	UF	X	X	.	X
<i>Cochlicopa lubrica</i>	?	X	X	X	.
<i>Cochlicopa lubricella</i>	O	.	X	X	.
<i>Discus rotundatus</i>	W	.	X	X	X
<i>Euconulus fulvus</i>	UF	.	X	.	X
<i>Helicella itala</i>	O	.	X	X	X
<i>Helicodonta obvolvata</i>	W	.	X	.	X
<i>Helix pomatia</i>	W	.	X	.	X
<i>Nesovitrea hammonis</i>	UF	X	X	.	.
<i>Perforatella incarnata</i>	UF	.	X	.	X
<i>Punctum pygmaeum</i>	UF	.	X	X	.
<i>Pupilla muscorum</i>	O	.	X	.	X
<i>Succinella oblonga</i>	UF	.	X	.	X
<i>Trichia hispida</i>	UF	X	X	X	X
<i>Truncatellina cylindrica</i>	O	.	X	.	X
<i>Vallonia costata</i>	O	.	X	X	X
<i>Vallonia excentrica</i>	O	.	X	X	X
<i>Vallonia pulchella</i>	O	.	X	X	.
<i>Vitrina pellucida</i>	UT	.	X	X	X
<i>Vitrinobrachium breve</i>	?	.	X	.	X

Legende: UF = Ubiquisten feuchter Standorte, UT = Ubiquisten trockener Standorte, O = Offenlandarten trockener Standorte, W = Waldarten, ? = unklar

schnecken in einem Zeitraum von 12 Jahren beobachten. Sie ermittelten durch die Zeitsammelmethode im ersten Jahr der Stilllegung 8 Arten. Nach 12 Jahren Stilllegung konnten auf den Flächen insgesamt 18 Arten gefunden werden.

In Tab. 48 werden alle Schneckenarten der Abbaustätten der Zementindustrie aufgeführt, die mindestens in zwei Untersuchungen genannt wurden. Typische Arten in Steinbrüchen sind Arten der Offenbereiche und die unspezifischen Ubiquisten. In den Abbaustätten der Zementindustrie kommen zusätzlich mit hoher Abundanz Schnecken feuchter Standorte vor, wie *Trichia hispida*, *Nesovitrea hammonis* und *Punctum pygmaeum*.

8.8.3.2 Seltene und gefährdete Arten

Bei einer Untersuchung in Schleswig-Holstein wurden innerhalb einer stillgelegten Kreidegrube der Zementindustrie (DEUTSCHE PROJEKT UNION 1993) von den 26 festgestellten Landschnecken 13 Arten der Roten Liste des Landes Schleswig-Holstein registriert, unter anderem die stark gefährdeten Arten *Vertigo pusilla* (Links gewundene Windelschnecke), *Euconulus alderi* (Dunkles Kegelchen) und *Oxychilus draparnaudi* (Große Glanzschnecke).

Von den 65 Landgastropoden, 27 Wasserschnecken und 12 Muschelarten, die HALDEMANN (1993) für Rüdersdorf nachweist, waren 22 % gefährdet.

In Baden-Württemberg wurden von (HOTES 2000) in einem betriebenen Steinbruch der Zementindustrie *Candidula unifasciata* (Quendelschnecke) und *Granaria frumentum* (Wulstige Kornschnecke), beides bundesweit stark gefährdete Arten, sowie *Helicella itala* (Gemeine Heideschnecke) als bundesweit gefährdete Art nachgewiesen. *Pupilla muscorum* (Moos-Puppen-schnecke) und *Truncatellina cylindrica* (Zylinderwindelschnecke) sind bundesweit nicht gefährdet, in ihren Beständen aber rückläufig und werden bereits auf der Vorwarnliste geführt. Landesweit gefährdete Arten wurden nicht nachgewiesen. *Helix pomatia* (Weinbergsschnecke) gehört zwar nicht zu den gefährdeten Arten, sie ist jedoch in ihren Beständen rückläufig und wird daher in Baden-Württemberg auf der Vorwarnliste geführt. *Anisus leucostomus* (Weißmündige Tellerschnecke) gehört generell zu den seltenen Arten, kommt aber in den Gewässern der Abbaustätten vor.

8.8.3.3 Vergleich mit dem Umfeld

Abbaustätten der Zementindustrie können wichtige Refugialräume für Schneckenzoönoten darstellen. So wurden bei einer Untersuchung in Schleswig-Holstein, die Abbaustätten und Umfeld berücksichtigte, die weitaus meisten Arten innerhalb einer stillgelegten Kreidegrube gefunden (DEUTSCHE PROJEKT UNION 1993). Von den 31 in Gruben und Umfeld festgestellten Landschnecken kamen 26 in den untersuchten Kreidestandorten vor. Davon waren 13 Arten auf der Roten Liste des Landes Schleswig-Holstein, drei davon kamen ausschließlich innerhalb der Kreidegrube vor, nicht aber im Umfeld. Im Umfeld wurden insgesamt 22 Arten ermittelt. Die Zahlen verdeutlichen, dass die dortigen Abbaustätten eine im Umfeld nicht mehr vorhandene Schneckenfauna beherbergen.

8.8.4 Säugetiere

8.8.4.1 Fledermäuse

Die Arten der Ordnung *Chiroptera* (Fledermäuse) sind alle in der Roten Liste der Bundesrepublik Deutschland aufgeführt (JEDICKE 1997). Sie sind deshalb häufiger

Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen. Bei Vorkommen von Fledermäusen muss zwischen Sommer-, Winter- sowie Tagesquartieren unterschieden werden. Die Tagesquartiere dienen den Tieren als Unterschlupf zwischen den Jagdflügen. Als Tagesquartiere werden neben Nistkästen, Baumhöhlen und Dachböden auch kleinere Ritzen in Mauern und Borke sowie schmale Spalten in Felsen angenommen. Die Bereiche müssen tagsüber dunkel und vor allem warm sein (KULZER et al. 1987). In Sommerquartieren versammeln sich trüchtige Weibchen und werfen ihre Jungen. Als solche Wochenstuben dienen zum einen Baumhöhlen und Vogelnisthilfen und zum anderen Gebäude und Höhlen. Sie sollten absolut störungsfrei sein und sind heute häufig durch Veränderungen in den Wäldern und den Gebäuden nicht mehr vorhanden. Als Winterquartiere können Haus-, Baum- und Höhlenquartiere unterschieden werden. Gemeinsam ist diesen Überwinterungsquartieren die relative Frostsicherheit (KULZER et al. 1987).

Grundsätzlich zeigte sich in verschiedenen Versuchen (u. a. HAENSEL 1974), dass eine Umsiedlung der sehr standorttreuen Arten besonders im Winter überwiegend erfolgreich ist.

Somit können Teilbereiche eines Steinbruchs potentiell zu jeder Jahreszeit Fledermäuse beherbergen. Untersuchungen von GOLL (1998) zeigten jedoch, dass die vorwiegend entlang oder in Gehölzstrukturen und Wäldern jagenden Fledermäuse in den offenen Habitaten der betriebenen Abbaustätten nicht oder nur selten jagten. Die 6 festgestellten Fledermausarten dieser Untersuchung entsprachen 55 % des zu erwartenden Artenspektrums. Die Fledermaus-Aktivität im Steinbruch wurde von den Bearbeitern daraufhin als „gering“ bezeichnet. KRETSCHMAR & BRAUN (1993) wiesen jedoch im aufgelassenen Steinbruch Leimen für 7 Arten auch das Jagen im Steinbruchgelände nach. Die Jagd wird also von der Strukturvielfalt und damit von den Sukzessionsstadien in der Abbaustätte bestimmt. Zudem sind im Steinbruch Leimen offene Wasserflächen vorhanden, an denen die Tiere ihr recht hohes Flüssig-

keitsbedürfnis stillen können. Leimen gehört zu einem der bedeutendsten Fledermausquartiere Baden-Württembergs.

Die Vorkommen seltener Fledermausarten in Stollen belegen, dass Steinbrüche bei geeigneten Strukturen wichtige Refugialräume für Fledermäuse darstellen können.

8.8.4.1.1 Vorkommen in Abbaustätten der Zementindustrie

Ein Beispiel für die potentielle Bedeutung von Abbaustätten der Zementindustrie als Lebensraum für Fledermäuse ist der Steinbruch Leimen. Hier sind Stollen aus einer 50 Jahre zurückliegenden Abbauperiode vorhanden. Das Stollensystem stellt heute das wichtigste unterirdische Winterquartier für Fledermäuse in Nordbaden dar (KRETSCHMAR & BRAUN 1993; NAGEL 1996). Im Stollensystem kommen folgende Arten im Winter vor:

- Großes Mausohr
- Zwergfledermaus
- Breitflügelfledermaus
- Mopsfledermaus
- Wasserfledermaus

Die Stollen werden auch als Sommerquartier genutzt. Unterschiedliche Bearbeiter konnten zwischen 1991 und 1994 mindestens 500 Tiere im Sommer in den Gängen feststellen, darunter die stark gefährdete Zwergfledermaus in großer Individuenzahl. Jagend wurden zusätzlich

- Großer Abendsegler
- Langohr (*Plecotus* sp.)

beobachtet bzw. mit dem Bat-Detector nachgewiesen. Das oben genannte Fledermausvorkommen steht wahrscheinlich mit einem Fledermausquartier eines weiteren Steinbruchstollens in Weinheim in Verbindung. In diesem Porphyrtsteinbruch wurden bis zu 9 unterschiedliche Fledermausarten mit einer geringeren Individuendichte als in Leimen ermittelt (KLIESCH et al. 1997). Der Vergleich beider Steinbrüche zeigt, dass die unterschiedlichen klimatischen Verhältnisse in den Stollen maßgeblich für das Vorkommen der Fledermäuse

Tab. 49: Arten und gerundete Anzahl der überwinternden Fledermäuse im Stollensystem des Tagebaus Rüdersdorf (60er- bis Anfang 70er-Jahre, verändert nach HAENSEL 1973).

Artname	Deutscher Name	Anzahl	Bemerkungen
<i>Myotis daubentoni</i>	Wasserfledermaus	3.000	unverändert
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	Zwergfledermaus	1.500	Anfang 70er Jahre
<i>Myotis myotis</i>	Großes Mausohr	650	Bestand zurückgehend
<i>Myotis nattereri</i>	Fransenfledermaus	250	unverändert
<i>Barbastella barbastella</i>	Mopsfledermaus	20-60	Bestand wechselt entsprechend der Winterhärte
<i>Plecotus auritus</i>	Braunes Langohr	30	unverändert
<i>Myotis brandti</i>	Große Bartfledermaus	20	Bestand zurückgehend
<i>Myotis mystacinus</i>	Kleine Bartfledermaus	20	Bestand zurückgehend
<i>Myotis bechsteini</i>	Bechsteinfledermaus	15	Bestand steigend
<i>Myotis dasycneme</i>	Teichfledermaus	1-3	nur bis 1967/68
<i>Eptesicus serotinus</i>	Breitflügel-Fledermaus	1-3	nur in schmalen Spalten, leicht übersehbar
<i>Plectotus austriacus</i>	Graues Langohr	1-2	Einzelfunde

sind. Im Leimener Steinbruch herrschen relativ einheitliche höhere Temperaturen während der Wintermonate. Im Weinheimer Porphyrtsteinbruch sind viele unterschiedliche klimatische Räume vorhanden, die jedoch insgesamt durch einen intensiven Luftaustausch kühl und trocken sind. Die Vielfalt unterschiedlicher Feuchte- und Temperaturzonen führt zu einer Vielfalt an Fledermausarten (KLIESCH et al. 1997).

Ein weiteres Beispiel für Fledermausvorkommen in Abbaustätten der Zementindustrie stellt der Tagebau Rüdersdorf östlich von Berlin dar (JUBITZ 1993). Hier werden die Fledermäuse seit den 1930er-Jahren beobachtet. In den Stollenanlagen kamen in den 60er-Jahren des vergangenen Jahrhunderts insgesamt 12 unterschiedliche Fledermausarten vor. EISEN-TRAUT konnte schon 1960 und früher belegen, dass das Große Mausohr (*Myotis myotis*) bis zu 200 km Wanderrungen zwischen den Sommer- und Winterquartieren zurücklegt und in der Wahl der Winterquartiere sehr ortstreu ist. Auch HAENSEL (1973; 1978; 1979) befasste sich ausführlich mit den Wanderungen der Rüdersdorfer Populationen. Die Populationsgrößen lagen Anfang der 70er Jahre bei insgesamt etwa 5.500 überwinternden Tieren (HAENSEL 1966a; 1973a; 1973b; 1979; s. Tab. 49).

Rüdersdorf ist zudem ein Beispiel guter Zusammenarbeit zwischen Naturschutz und Industrie. Aufgrund der überregional bedeutsamen Vorkommen und des Entgegenkommens der Firmenleitung konnten mehrmals Sprengungen in das Sommerhalbjahr verschoben werden, um die Populationen zu schonen (HAENSEL 1966b).

In einem niedersächsischen Kalkmergelsteinbruch der Zementindustrie konnte WIRZ (1997) 5 Fledermausarten, darunter Zwergfledermaus, Rauhaut-Fledermaus und Braunes Mausohr feststellen. Mindestens eine Art hat im Steinbruchgelände auch ihr Winterquartier (Braunes Mausohr). In der reich strukturierten Umgebung kommen insgesamt 10 Arten vor.

Als Jagdhabitat werden in Steinbrüchen vor allem die Übergänge zu Waldrändern etc. wahrgenommen. Ein entsprechendes Beispiel führt MAUS (1996) aus einem stillgelegten Steinbruch in Baden-Württemberg auf. Hier wurden bei einer Waldbiotopkartierung 7 Fledermausarten im Übergang Wald/Steinbruch kartiert.

8.8.4.1.2 Vorkommen in anderen Abbaustätten

Ähnliche Artenzahlen wie die oben genannten Abbaustätten der Zementindustrie weist auch ein Dolomitsteinbruch bei Ostrau in Sachsen auf. Auch hier ist ein alter Fördertunnel als Winterquartier vorhanden, der von 4 Fledermausarten genutzt wird. Besonders die Mopsfledermaus kommt mit teils sehr hohen Individuenzahlen vor. Auch die klüftigen Abbauwände werden von Fledermäusen als Tagesquartier genutzt (DAHL et al. 1994). Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, dass Fledermäuse Klüfte in den Steinbruchwänden relativ häufig nutzen. Da diese Tagesquartiere jedoch nur wenige Tiere enthalten, sind sie weniger auffällig als Wochenstuben und Winterquartiere und werden seltener wahrgenommen.

KLIESCH et al. (1997) belegen aus einem betriebenen baden-württembergischen Porphyrtsteinbruch nahe Weinheim die Nutzung der dortigen Stollensysteme (Länge 600 m) als Winterquartier durch 9 Fledermausarten, darunter die sehr seltene Bartfledermaus (*Myotis mystacinus/brandti*), die Bechsteinfledermaus (*Myotis bechsteini*), die Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*) und die Fransenfledermaus (*Myotis nattereri*). Das Vorkommen ist ungewöhnlich artenreich und überregional bedeutsam. Besonders die Mopsfledermaus war in der Region seit 1969 verschollen und konnte ab 1989 jährlich nachgewiesen werden.

8.8.4.2 Sonstige Säugetiere

Abgesehen von Fledermäusen werden Untersuchungen über Säugetiere in Steinbrüchen nur sehr selten durchgeführt. Viele Angaben beziehen sich auf zufällige Beobachtungen im Rahmen anderer Untersuchungen. Entsprechend unvollständig sind die aufgeführten Artenlisten (DICKE 1989; KORTE & GREIWE 1995; KLEPNER & WUNSCH 1979; GROSSMANN 1992). Die meisten Autoren beobachteten die in der Kulturlandschaft häufigen Großsäuger wie z. B. Rehe, Feldhasen und Wildschweine (REICHENECKER & SCHMID 1996; GROSSMANN

1992). Vor allem Rehe scheinen stillgelegte Abbaustätten und temporär stillgelegte Flächen in betriebenen Abbaustätten als Ruhequartiere zu nutzen. HEHMANN (mdl. Mitt.) weist auf das verstärkte Auftreten von Damwild in den Abbaustätten in Lengerich hin. Die Populationen haben sich an Sprengungen und Fahrbetrieb adaptiert und nutzen inzwischen sowohl betriebene als auch aufgelassene Teilbereiche.

Außer von Rehen, Damwild und Wildschweinen werden Steinbrüche regelmäßig von Füchsen, Dachsen und Steinmardern aufgesucht bzw. als Lebensraum genutzt (DICKE 1989; KLEPSEK & WUNSCH 1979; GROSSMANN 1992; REICHENECKER & SCHMID 1996). In aufgelassenen Abbaustätten mit entsprechender Gehölzsukzession und Bodenbildung wurden Eichhörnchen und Maulwürfe beobachtet (KLEPSEK & WUNSCH 1979; MAUS 1996). Gleiches gilt

für Hermelin (KLEPSEK & WUNSCH 1979), Kaninchen (DICKE 1989) und den an feuchte Lebensräume angepassten Iltis (REICHENECKER & SCHMID 1996). Angaben zu Mausarten (Muridae und Soricidae) liegen für Abbaustätten der Zementindustrie, abgesehen von KLUMPE (1975), bisher nicht vor. Die Autorin konnte in einem Teil eines stillgelegten Steinbruches bei Lengerich neben der Erd- und Waldmaus auch die Rötelmaus nachweisen.

9 Bewertung der Abbaustätten der deutschen Zementindustrie

9.1 Bewertung und Bewertungsmodelle

Naturschutzfachliche Bewertungen führen zu einer Inwertsetzung von Ökosystemen. Nach BECHMANN & JOHNSON (1980) ist Bewertung ein Soll-Ist-Vergleich der in einem Subjekt (Bewerter)-Objekt (Wertträger)-Verhältnis durchgeführt wird und im Verleihen eines Wertes mündet. Tatsächlich orientiert sich der Arten- und Naturschutz aber auch an Leitbildern, die anthropozentrisch begründet sind. Ein Leitbild ist die allgemeine Grundlage für die Ableitung von Leitlinien bzw. Grundsätzen, Umweltqualitätszielen und Umweltqualitätsstandards (MARZELLI 1994). Diese Leitbilder sind der naturschutzfachlichen Forschung und gesellschaftlichen Strömungen unterworfen und verändern sich somit. Aktuelle Beispiele solcher Leitbilder sind z. B. die Erhaltung der Biodiversität, der Schutz ökosystemarer Funktionen, Zielartenkonzeptionen und das Prinzip der Nachhaltigkeit. Unter Biodiversität wird dabei vielfach nur die Vielfalt der Arten verstanden. Der Begriff ist im wissenschaftlichen Sinne aber auch auf die Vielfalt aller Komponenten eines biologischen Systems, wie Strukturvielfalt, Vielfalt trophischer Ebenen und auch die innerartliche, genetische Diversität (BEIERKUHNEIN 2001) zu erweitern.

In der einschlägigen Fachliteratur und auch in der grauen ausgewerteten Literatur lassen sich zahlreiche, sehr heterogene Bewertungsschemata und Vorgehensweisen zur Ermittlung von Wertigkeiten feststellen. Derartige Bewertungsschlüssel sind z. T. länder- oder regionalspezifisch aufgebaut und berücksichtigen somit auch länder- und regionalspezifische Besonderheiten. Andere Bewertungsschemata benutzen dagegen nur ausgewählte Parameter oder berücksichtigen nur Biotoptypen. Einige Bewertungsschlüssel versuchen ausschließlich verbal-argumentativ zu arbeiten, während andere den Wert eines Biotoptyps numerisch beziffern und mit Summenbildungen arbeiten (z. B. BEINLICH et al. 1995; JESSEL 1996).

Für die Bewertung der Abbaustätten der Zementindustrie konzentriert sich die Stu-

die auf die Arten und Biotop- bzw. Vegetationstypen. Dies steht im Einklang mit dem zentralen Ziel des Naturschutzes und spiegelt sich dementsprechend in zahlreichen Bewertungsschlüsseln wider (vgl. KAULE 1991; PLACHTER 1992a; b; 1994; USHER & ERZ 1994; BEINLICH et al. 1995). Diese Vorgehensweise repräsentiert auch überwiegend die gängige Praxis in Genehmigungsverfahren für Unternehmen der Steine- und Erden-Industrie hinsichtlich der Eingriffs-Ausgleichsbilanzierung (vgl. auch JESSEL 1996). Wissenschaftlich wird davon ausgegangen, dass durch den Erhalt der Arten und Lebensgemeinschaften (direkt) bzw. über den Erhalt von Indikator- bzw. Zeigerarten (indirekt) die ökosystemaren Funktionen und damit die Biodiversität gesichert werden. Entsprechend dieser Grundlagen liegen über das Vorkommen von Arten sowie deren Gefährdung die meisten Angaben vor. Weitergehende, quantifizierende Untersuchungen zum Beispiel über die Strukturvielfalt sind in den Veröffentlichungen selten.

Die Kriterien zweier gängiger Bewertungsschlüssel für Flora und Vegetation (KAULE 1991) sowie Fauna (RECK 1990; 1996) richten sich nach dem Vorkommen lokal, regional oder überregional seltener und/oder gefährdeter Arten meist im landes- bzw. bundesweiten Kontext. Weitere wertgebende Faktoren für Lebensräume (Biotoptypen, Vegetationstypen) sind Naturnähe, Gefährdung, Größe, Artenreichtum, Regenerierbarkeit, Grad der anthropogenen Störung, extensive Nutzungen, Nährstoffarmut und das Vorkommen standortstypischer Arten (vgl. KAULE 1991). Die Bewertung einer Fläche für die Fauna (RECK 1990; 1996) orientiert sich erheblich stärker am Vorkommen seltener und gefährdeter Tierarten, dem Grad der Gefährdung und deren Individuendichte. Auch hier werden standortstypische und/oder artenreichere Vorkommen höher bewertet. Beiden Schlüsseln gemeinsam ist die im Vergleich zu stenöken Arten (Arten mit spezifischen ökologischen Ansprüchen) geringere Bewertung euryöker Arten (Arten mit breiter ökologischer Amplitude) (vgl. auch BEINLICH et al. 1995).

9.2 Ableitung des verwendeten Bewertungsverfahrens

Allgemeines, Begriffsbestimmung, Bewertungsskala

In Anlehnung an KAULE (1991) und RECK (1990; 1996) wird für die Bewertung des Naturschutzpotenzials der Abbaustätten der Zementindustrie vor allem das Vorkommen seltener und gefährdeter Arten und Biotop- bzw. Vegetationstypen zugrunde gelegt (vgl. Tab. 50). Die so vorgegebenen Kriterien werden aufgrund der Besonderheiten von Abbaustätten (Inselbiotope, extreme Standorte) gegenüber „normalen“ Lebensräumen auf Basis des in der neueren Literatur immer wieder formulierten Wertes von Abbaustätten (vgl. z. B. USHER & ERZ 1994; TRÄNKLE 1997; GILCHER & BRUNS 1999; RADEMACHER 2001a) als Refugialstandort um die Parameter „Ausweichbiotop“ und „Refugialbiotop“ erweitert.

Begriffsklärung Ausweichbiotop: Als Ausweichbiotop wird eine Abbaustätte dann bezeichnet, wenn sie Arten, Biozönosen, Biotop- und/oder Vegetationstypen aufweist, die im Naturraum an anderer Stelle nicht mehr regelmäßig vorkommen und z. B. durch Nutzungsaufgabe, -extensivierung oder -intensivierung zurückgehen und im Lebensraum Abbaustätte zusätzlich vorkommen. Bei Tiergruppen gilt eine Abbaustätte nur dann als Ausweichbiotop, wenn die Art den Hauptteil ihres Lebenszyklus im Steinbruch verbringt.

Ein Beispiel für die Funktion einer Abbaustätte als Ausweichbiotop ist das Vorkommen von *Gentiana ciliata* (Fransen-Enzian) und *G. germanica* (Deutscher Enzian) in Abbaustätten der Zementindustrie. Beide Arten besiedeln in der Umgebung der jeweiligen Steinbrüche vorwiegend Kalk-Magerrasen. Die Arten sind an ein Beweidungsregime gebunden und verschwinden in Brachen schnell. In den Abbaustätten treten die Arten in Magerraseninitialen und auf steinig, flachgründigen Rohböden auf und sind durch die fehlende Konkurrenz v. a. der Gräser, der über Jahrzehnte lückigen Vegetation etc. über einen langen Zeitraum nicht an ein Bewirtschaftungsregime

Tab. 50: *Bewertungsstufen des Naturschutzpotenzials der Abbaustätten der Zementindustrie.*

Aggregierte 5-stufige Bewertung	Kriterien und Beispiele
sehr hoch	Abbaustätten mit besonderer, gesamtstaatlicher Bedeutung für seltene und gefährdete Arten, Lebensgemeinschaften, Biotop- und Vegetationstypen. Refugialraum für Arten, Lebensgemeinschaften, Biotop- und Vegetationstypen, die in der Kulturlandschaft weitgehend verschwunden sind. Oligotrophe Ökosysteme mit Spitzenarten der Roten Listen. Hohe Bedeutung für den Biotopverbund. Im Vergleich zum Umfeld sind die Artenzahlen erhöht. Bsp.: Vorkommen von Arten oligotropher Kalkflachmoore (außerhalb des Alpenvorlandes) und Kalk-Magerrasen. Arten- und individuenreiche Fledermauskolonien in Stollenanlagen.
hoch	Abbaustätten mit überörtlicher und regionaler Bedeutung für den Arten- und Naturschutz. Ausweichbiotop für Arten der umliegenden Kulturlandschaft. Bedeutung für den Biotopverbund und Vernetzungsfunktion für Teilpopulationen des Umfeldes. Im Vergleich zum Umfeld sind vergleichbare Artenzahlen vorhanden. Hoher Anteil stenöker Arten. Bsp.: Orchideenreiche Magerrasen und Magerraseninitialen in Teilbereichen der Abbaustätten. Libellenvorkommen in ephemeren Steinbruchgewässern
mittel	Gebiete mit örtlicher Bedeutung für den Arten- und Naturschutz. Oligotraphente Arten und Arten der Roten Liste sind selten. Abbaustätten besitzen nur mittlere bis geringe Funktion als Ausweichbiotop. Die Artenzahlen sind im Vergleich zum Umfeld geringer. Euryöke Arten überwiegen. Bsp.: Vorwiegend euryöke und individuenarme Vorkommen von Laufkäfern in betriebenen Steinbrüchen.
gering	Abbaustätten mit geringer örtlicher Bedeutung für den Arten- und Naturschutz. Wertgebende Arten fehlen vollständig. Die Artenzusammensetzung ist im Vergleich zum Umfeld stark verringert. Stenöke Arten fehlen weitgehend. Geringe bis keine Funktion als Ausweichbiotop. Bsp.: Artenarme Heuschreckenvorkommen in betriebenen Steinbrüchen mit geringem Anteil an temporär stillgelegten bis stillgelegten Teilbereichen.
sehr gering	Abbaustätten ohne Bedeutung für den Arten- und Naturschutz. Es sind keine oligotrophen Systeme mit wertgebenden Arten vorhanden. Die Artenzahlen im Vergleich sind zum Umfeld stark verringert bzw. Arten fehlen weitgehend. Bsp.: Keine autochthonen Fischvorkommen in Steinbruchgewässern betriebener Abbaustätten.

gebunden. Durch den kontinuierlichen Abbau entstehen zudem permanent neue Standorte, so dass die beiden Arten über einen langen Zeitraum in den Abbaustätten einen Lebensraum finden.

Begriffsklärung Refugialbiotop: Falls z. B. durch einen Wandel in der Kulturlandschaft Arten, Biozönosen, Biotop- und/oder Vegetationstypen im Umfeld der Abbaustätte akut zurückgehen oder vom Aussterben bedroht sind, fungiert die Abbaustätte als Refugialbiotop. Die Abbaustätte ist im betrachteten Umfeld, im Naturraum oder in anderen größeren räumlichen Abgrenzungen für die weitere Existenz der Arten, Biozönosen, Biotop- und/oder Vegetationstypen unentbehrlich.

Das Auftreten vieler Arten der offenen Sand- und Kiesflächen in Abbaustätten der Zementindustrie ist nur ein Beispiel für deren Funktion als Refugialbiotop. So sind z. B. die natürlichen Lebensräume des Flussregenpfeifers Kiesbänke in nicht regulierten Flusssystemen. Durch Verbauung und Kanalisierung der Flussläufe hat die Art ihren ursprünglichen Lebensraum aber nahezu vollständig verloren. Entsprechend kommt der Flussregenpfeifer heute fast ausschließlich in Kiesgruben und Steinbrüchen vor.

Es ist nicht Aufgabe der vorliegenden Literaturauswertung, den zahlreichen Bewertungsschemata ein weiteres hinzuzufügen. Deshalb basiert die hier vorgenommene Bewertung auf KAULE (1991) und RECK

(1990; 1996), die auch Grundlage einer zusammengefassten Bewertungsmatrix in MLR & LFU (1998) sind. In MLR & LFU (1998) werden die ursprünglich neunstufigen Skalen auf fünf Stufen zusammenfassend aggregiert und quasi-kardinal skaliert (vgl. KÖPPEL et al. 1998). Durch eine fünfstufige Klassifikation ist eine eindeutige Zuordnung und eine gute Handhabung gewährleistet. Trotzdem müssen die Bewertungskriterien der Standardliteratur auf Basis der vorliegenden Daten und der oben vorgenommenen Definitionen bzw. Verfeinerungen (Ausweich-, Refugialbiotop) etwas modifiziert bzw. präzisiert werden.

Im einzelnen werden folgende Bewertungsstufen differenziert (vgl. Tab. 50).

Methodische Vorgehensweise

Bewertet werden soll durch die obige Skala das Naturschutzpotenzial der Abbaustätten. Um eine fachlich möglichst differenzierte Bewertung zu erreichen, werden zwei methodisch getrennte Wege beschritten.

1. Zum einen wird verbal-argumentativ unterstützt eine Bewertung der Abbaustätten für die Taxozönosen und Vegetations- bzw. Biotoptypen auf Basis der Bewertungsskala in Tab. 50 vorgenommen, für die Literatur in ausreichender Qualität und Quantität vorlag (s. Abschnitt 9.3).

Diese Bewertung wird tabellarisch (s. Tab. 51) weitergehend dreistufig danach differenziert, ob sie allgemein gültig ist, ob sie nur in Teilen für bestimmte Artengruppen oder Naturräume gültig ist oder ob sie aufgrund unzureichender Datenlage nicht abschließend zu treffen ist.

2. In einem zweiten Weg wird auf Basis von TRÄNKLE et al. (1992) der Biotoptyp „Steinbruch“ in die fünf wesentlichen Teillebensräume und die zwei Hauptsukzessionsreihen „trocken“ und „feucht“ mit jeweils vier zeitlichen Stadien differenziert. Diese Vorgehensweise orientiert sich an RADEMACHER (2001a). Für jede dieser so differenzier-

ten räumlichen bzw. zeitlichen Stadien wird eine dreistufige, nach Taxozöosen getrennte Bewertung der Eignung als Lebensraum vorgenommen.

Die gewählte dreistufige Skala greift ebenfalls auf die oben wiedergegebenen Bewertungskriterien zurück. Da zahlreiche Arbeiten aber nur ungenügend scharf die entsprechenden Lebensräume bzw. Sukzessionsstadien differenzieren, in denen die genannten Arten auftreten, erschien die Umsetzung in eine dreistufige Skala der fehlertoleranteren Weg.

9.3 Bewertung der Taxozöosen und der Vegetations- und Biotoptypen

9.3.1 Flora, Vegetations- und Biotoptypen

9.3.1.1 Farn- und Blütenpflanzen

Aufgelassene Abbaustätten

In aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie finden sich vergleichbar hohe Artenzahlen wie in den Kalksteinbrüchen, die nicht der Zementindustrie zugeordnet wurden. Auch im Vergleich zum Umfeld erreichen diese Abbaustätten überdurchschnittlich hohe Artenzahlen (vgl. Abschnitt 5.2.1). Die Gesamtartenzahlen aufgelassener Kalksteinbrüche liegen zwischen 111 und 282 Pflanzenarten (vgl. Tab. 4). Dies entspricht einer durchschnittlichen Anzahl von 203 Arten pro Steinbruch (vgl. Tab. 5). Sie weisen damit eine leicht niedrigere durchschnittliche Artenzahl pro Steinbruch auf als die aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie mit durchschnittlich 210 Arten pro Steinbruch. Allerdings zeigen die Abbaustätten der Zementindustrie mit 106 bis 410 Pflanzenarten eine deutlich größere Spanne. Für beide Typen von Abbaustätten ist zu vermuten, dass die geringen Artenzahlen einzelner Steinbrüche auf deren geringe Fläche zurückgehen. In Bezug auf Anzahl und Anteil gefährdeter Arten an der Gesamtartenzahl weisen die aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie sogar deutlich höhere Werte als die Kalksteinbrüche auf,

die nicht der Zementindustrie zugeordnet wurden (vgl. Tab. 3). Damit kommt den aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie eine besondere Bedeutung als Ausweichbiotop für höhere Pflanzen zu.

Refugialbiotope stellen die aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie in einzelnen Landschaftsräumen vor allem für gefährdete Arten der Halbtrocken- und Felsrasen (z. B. verschiedene Enziane und Orchideen), der Kalkniedermoore und anderer Feuchtgesellschaften (z. B. Wollgras, Fettkraut), der temporären und perennierenden Kleingewässer, der jüngeren Ruderalfluren (z. B. Acker-Hahnenfuß) sowie der lichten Gehölzstadien (z. B. Weißes Waldvögelein) dar.

Aufgrund der hohen Gesamtartenzahlen der Abbaustätten sowie ihres überdurchschnittlich hohen Anteils an gefährdeten Arten wurde die floristische Bedeutung aufgelassener Abbaustätten der Zementindustrie als „hoch“ eingestuft (vgl. Tab. 3). Für einzelne Landschaftsräume (z. B. GUNNEWIG 1986; KUNDEL 1983; MEYER 1990) ist aufgrund des ausgesprochenen Refugialcharakters der Steinbrüche die Einstufung „sehr hoch“ gerechtfertigt (vgl. Tab. 44).

Betriebene Abbaustätten

In betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie liegen die durchschnittlichen Artenzahlen etwas unter den Werten der betriebenen Kalksteinbrüche, die nicht der Zementindustrie zugeordnet wurden. Allerdings weisen die betriebenen Abbaustätten gegenüber den aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie höhere Gesamtartenzahlen auf. Im Vergleich zu einem definierten Umfeld werden sehr hohe Artenzahlen erreicht. Dementsprechend hoch ist ihre Bedeutung als Ausweichbiotop.

Hinsichtlich der Anzahl und des Anteils gefährdeter Arten an der Gesamtartenzahl weisen betriebene Abbaustätten der Zementindustrie ähnlich den aufgelassenen Abbaustätten deutlich höhere Werte als die nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüche auf. Dies verweist wiederum auf die Bedeutung von Abbau-

stätten der Zementindustrie als Ausweichbiotop.

Ausgesprochene Refugialbiotope sind die betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie vor allem für gefährdete Pflanzenarten der Halbtrocken- und Felsrasen, offener Ruderalstandorte, Feuchtgesellschaften, lichter Gehölzstadien, aber auch der Kalkniedermoore und anderer Binnenland-Salzstellen.

Entsprechend der hohen Gesamtartenzahlen sowie dem überdurchschnittlich hohen Anteil gefährdeter Arten wurde die floristische Bedeutung betriebener Abbaustätten der Zementindustrie als „hoch“ eingestuft. Für einzelne Landschaftsräume (z. B. ALBRAND 1993; BRINKSCHMIDT et al. 1994; TRÄNKLE 1997) ist aufgrund des ausgesprochenen Refugialcharakters die Einstufung „sehr hoch“ gerechtfertigt (vgl. Tab. 45).

9.3.1.2 Vegetations- und Biotoptypen

Die Pflanzengemeinschaften aufgelassener und betriebener Abbaustätten der Zementindustrie können nur zusammen ausgewertet werden, da sich auch in betriebenen Abbaustätten auf den zahlreichen temporär stillgelegten Bereichen ältere Sukzessionsstadien entwickeln.

Charakteristisch ist, insbesondere im Vergleich mit den nicht der Zementindustrie zugeordneten Kalksteinbrüchen, die sehr große Standortvielfalt der Abbaustätten. Verursacht wird diese Standortvielfalt vorwiegend durch das mehr oder weniger tonhaltige und sehr schnell verwitternde Ausgangsgestein. Die so entstehenden Feinanteile sammeln sich innerhalb weniger Jahre in jeder Senke und dichten den Untergrund ab. In Abhängigkeit von der Größe und der Tiefe der Senken entsteht so ein weit verzweigtes Netz unterschiedlichster temporär bis dauerhaft Wasser führender Standorte in ein und demselben Steinbruch in enger räumlicher und auch zeitlicher Nähe mit wechsellückigen bis xerothermen Standorten. Entsprechend dieser Standortvielfalt auf einer relativ kleinen Fläche stellen sich auch vielfältige Vergesellschaftungen der einzelnen Pflanzenar-

ten ein, darunter viele, die in der intensiv genutzten Kulturlandschaft inzwischen selten und gefährdet sind.

Diese Funktion als Ausweich- und Refugialbiotop nehmen die Abbaustätten der Zementindustrie vor allem für Gesellschaften der Halbtrockenrasen-, der Fels- und Schuttstandorte, der kalkoligotrophen Quell- und Versumpfungsmoore, der oligotrophen Characeen-Gewässer, der eutrophen Wasser- und Sumpfstandorte, der Binnenland-Salzstellen, der Hochstaudenfluren und Gehölzsukzessionen ein. Insbesondere nährstoffarme, offene Trocken- wie auch Feuchtstandorte finden sich in vielen Landschaftsräumen überwiegend oder ausschließlich nur noch in aufgelassenen und betriebenen Steinbrüchen.

Dementsprechend wird die Bedeutung von Abbaustätten der Zementindustrie für die Vegetation als „hoch“ bewertet, in einzelnen Landschaftsräumen (z. B. KUNDEL 1983; TROJAN & GRAUSDIES 1988; TRÄNKLE 1997) sogar als „sehr hoch“.

9.3.1.3 Kryptogamen

Unter den Kryptogamen wurden in Abbaustätten der Zementindustrie bisher Moose, Flechten, Armelechteralgen und Pilze untersucht. Dabei existieren nur für die Moose detaillierte, allerdings wenig systematische Untersuchungen. Entsprechend vorläufig muss eine erste Bewertung der Eignung von Abbaustätten der Zementindustrie als Lebensraum für Kryptogamen sein.

Hinsichtlich der Gesamtartenzahlen weisen die Moose in Abbaustätten der Zementindustrie im Verhältnis zur Fläche sehr hohe Werte auf. Dies beruht wiederum auf der bei der Vegetation geschilderten Standortvielfalt der Abbaustätten. Gerade die zumeist konkurrenzwachen Moosarten finden in Steinbrüchen ein ideales Ausweichbiotop.

Darüber hinaus tritt in den Abbaustätten eine teilweise hohe Artenzahl gefährdeter Moose und ein dementsprechend hoher Anteil an der Gesamtartenzahl auf. Als Re-

fugialbiotope fungieren die Abbaustätten der Zementindustrie dabei vor allem für Arten der Halbtrockenrasen, der Quellmoore und sonstiger Feuchtstandorte, der Offenboden- und weiterer Sonderstandorte (Epiphyten, Epilithen).

Aufgrund der hohen Gesamtartenzahlen und dem hohen Anteil gefährdeter Moosarten wird die Eignung von Abbaustätten der Zementindustrie als Lebensraum für Moose mit Vorbehalt „hoch“, in einzelnen Landschaftsräumen „sehr hoch“ bewertet.

Eine weitere Artengruppe mit höchstem Vorkommen in aufgelassenen und betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie sind die *Characeen* (Armelechteralgen). Als Bewohner oligo- bis mesotropher, kalkhaltiger Gewässer bilden die *Characeen* submerse Rasen, die im Natura 2000-System der Europäischen Gemeinschaft einen geschützten Lebensraumtyp darstellen. Die Abbaustätten fungieren als Refugialstandorte.

Dementsprechend können die Abbaustätten der Zementindustrie – aufgrund der geringen Untersuchungsdichte aber mit großem Vorbehalt – in ihrer Eignung als Lebensraum für Armelechteralgen mit „hoch“, in einzelnen Landschaftsräumen mit „sehr hoch“ bewertet werden.

9.3.2 Fauna

9.3.2.1 Vögel

Vögel weisen häufig vielfältige komplexe Habitatansprüche mit mehreren verschiedenen Teillebensräumen auf, deren individuelle Betrachtung für eine Gesamtbewertung nötig wäre. Entsprechende Untersuchungen liegen allerdings nicht in ausreichendem Umfang vor.

Wichtige Teillebensräume für die Avifauna in Abbaustätten der Zementindustrie stellen Felswände, offene trockene oder feuchte Schotterstandorte, Magerrasen, unterschiedlich entwickelte Gebüsch- und Gehölzsukzessionsstadien, Brachflächen sowie Gewässer- und Sumpfstandorte dar. Von besonderer Bedeutung sind hierbei für

einige Arten (z. B. Flussregenpfeifer) die großflächigen Sohlen. Entscheidend für die Artenvielfalt und die Eignung der Abbaustätten der Zementindustrie als Ausweich- bzw. Refugialbiotop für die Avifauna ist neben der Standorts- eine entsprechende Strukturvielfalt.

Aufgelassene Abbaustätten

Aufgelassene Abbaustätten der Zementindustrie vermitteln qualitativ sowohl in Bezug auf das gesamte Arteninventar als auch in Bezug auf die gefährdeten Arten zwischen anderen Steinbruchtypen sowie Kies-, Sand- und Tongruben. Dies entspricht dem gleichzeitigen Vorkommen charakteristischer Teilhabitate sowohl der Steinbrüche (z. B. Felsstandorte) als auch der Kies-, Sand- und Tongruben (z. B. Feuchtstandorte) in den Abbaustätten der Zementindustrie. Dadurch können letztere in Landschaftsräumen ohne Kies-, Sand- und Tongruben deren Funktion als Brut-, Nahrungs- und Trittsteinbiotop übernehmen.

Dementsprechend liegen die Gesamtartenzahlen und die Zahl der gefährdeten Vogelarten in den aufgelassenen Abbaustätten im Bereich der Kies-, Sand- und Tongruben und über den Werten anderer Steinbruchtypen. Die Daten kennzeichnen den Wert von Abbaustätten der Zementindustrie als Ausweich- und auch als Refugialbiotop für gefährdete Vogelarten wie z. B. Flussregenpfeifer, Uhu, Hohltaube, Dorngrasmücke, Neuntöter, Zwergtaucher, Gartenrotschwanz und Baumpieper.

Aufgrund der vielfältigen Funktionen für Brutvögel, Nahrungsgäste und Durchzügler und der damit verbundenen reichen Avifauna sowie dem höchstetsten Vorkommen gefährdeter Vogelarten werden aufgelassene Abbaustätten der Zementindustrie überwiegend mit „hoch“ bewertet. Aufgrund der ausgesprochenen Refugialfunktion für einzelne Vogelarten (z. B. Uhu) bzw. bestimmter Abbaustätten und Landschaftsräume (z. B. GROSSMANN 1992; TROJAN & GRAUSDIES 1988) ist die fallweise Einstufung als „sehr hoch“ gerechtfertigt (vgl. Tab. 51).

Betriebene Abbaustätten

Betriebene Abbaustätten der Zementindustrie weisen eine anderen Abbaustätten vergleichbare Artenausstattung auf. Wie bei den aufgelassenen Abbaustätten finden sich dabei häufig charakteristische Vogelarten sowohl der anderen Steinbruchtypen als auch der Kies-, Sand- und Tongruben gleichzeitig.

Hinsichtlich der durchschnittlichen Anzahl gefährdeter Arten wie auch deren Anteil an der Gesamtartenzahl liegen die betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie deutlich über den Werten anderer Abbaustätten. Dies verweist auf ihre besondere Eignung als Ausweich- und/oder Refugialbiotop für gefährdete Vogelarten wie z. B. Flussregenpfeifer, Steinschmätzer, Uhu, Wanderfalke, Hohltaube, Dorngrasmücke, Neuntöter und Wiesenpieper.

Aufgrund der Gesamtartenzahlen und der Vorkommen gefährdeter Vogelarten wird die Bedeutung betriebener Abbaustätten der Zementindustrie für die Avifauna mit „mittel“ bewertet. Für einzelne Landschaftsräume bzw. Abbaustätten (z. B. DEUTSCHE PROJEKT UNION 1993; SCHMITZ 1995) bzw. Vogelarten (z. B. Flussregenpfeifer, Uhu) ist eine Einstufung als „hoch“ und „sehr hoch“ gerechtfertigt.

9.3.2.2 Amphibien

Viele Amphibienarten wandern im Laufe eines Jahres zwischen Winter-, Sommer- und Laichhabitaten und besiedeln eine Abbaustätte nur eine gewisse Zeit im Jahr. Für eine Bewertung der Abbaustätten als Ausweich- bzw. Refugialebensraum wäre dementsprechend eine gesonderte Erhebung der Teilhabitate und eine Einbeziehung des Umfelds wünschenswert, um z. B. festzustellen, wie die Situation der Laichhabitats im Umfeld ist oder wie sich die Populationen im Umfeld entwickelt haben. Entsprechende Untersuchungen liegen bislang für viele Arten kaum vor. Für die klassischen Steinbrucharten wie Kreuzkröte, Gelbbauchunke oder Laubfrosch liegen allerdings erheblich ausführlichere Daten und Informationen vor.

Die Abbaustätten der Zementindustrie weisen für die meisten Arten eine durchgehende Eignung als Teil- oder Ganzjahreslebensraum und ein dementsprechend höchstes Vorkommen an Amphibien auf. Bedeutend sind sie als Amphibienlebensraum insbesondere in Landschaften, in denen andere Ausweich- oder Refugialbiotope (z. B. Kiesgruben) selten sind. Zusätzlich wertgebend in Bezug auf die Amphibienfauna wirkt der zumeist fehlende Fischbesatz in den Gewässern der Abbaustätten.

Besonders wichtige Teilhabitate in den Abbaustätten stellen die vielfältigen Gewässertypen (vegetationsfreie, ephemere Kleingewässer bis reich strukturierte, mehr oder weniger bewachsene und perennierende Teiche), die offenen, trockenen und lockeren Substrate, die konsolidierten frischen bis feuchten Halden sowie die weiterentwickelten, waldähnlichen Sukzessionsstadien dar.

Aufgelassene Abbaustätten

In aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie liegt eine im Vergleich zu anderen Abbaustätten durchschnittliche Artenausstattung vor. Insgesamt konnten 76 % des bundesdeutschen Artenpotenzials nachgewiesen werden, was auf ihre Bedeutung als Lebensraum und Ausweichbiotop für Amphibien verweist.

Bei den gefährdeten Arten (durchschnittliche Anzahl und Anteil an der Gesamtartenzahl) liegen die aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie über den Werten anderer Abbaustätten. Insgesamt treten hier 69 % der in Deutschland gefährdeten Amphibienarten auf, was auf eine deutliche Funktion als Ausweichbiotop für gefährdete Arten verweist. Refugialcharakter haben aufgelassene Abbaustätten der Zementindustrie in einzelnen Landschaftsräumen insbesondere für die bundesweit stark gefährdeten Arten Kammolch, Laubfrosch und Gelbbauchunke sowie die gefährdeten Arten Kreuzkröte, Geburtshelferkröte und Wasserfrosch.

Von Bedeutung sind dabei einerseits noch vorhandene vegetationsarme Pionierstandorte (Gelbbauchunke, Kreuzkröte, Geburts-

helferkröte), die in der Naturlandschaft im Bereich der Auen vorkamen und mittlerweile nur noch in Abbaustätten zu finden sind (BLAB 1985). Andererseits hat die Vielfalt in Bezug auf Morphologie und Bewuchs der älteren Abbaugewässer eine entsprechende Vielfalt an Laichhabitaten zur Folge (Kammolch, Laubfrosch).

Aufgrund der häufig hohen Gesamtartenzahlen sowie ihres überdurchschnittlich hohen Anteils an gefährdeten Arten wurde die Bedeutung aufgelassener Abbaustätten der Zementindustrie als Amphibienlebensraum überwiegend als „hoch“ eingestuft. Für einzelne Landschaftsräume (z. B. BÖHMER & RAHMANN 1997b) ist aufgrund des ausgesprochenen Refugialcharakters der Steinbrüche die Einstufung „sehr hoch“ gerechtfertigt.

Betriebene Abbaustätten

In betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie finden sich mit 62 % der in Deutschland gefährdeten Amphibienarten mehr Arten als in anderen Abbaustätten (46 %). Die Werte der aufgelassenen Abbaustätten werden nicht ganz erreicht. Dennoch kommt den betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie eine Bedeutung als Ausweichbiotop für gefährdete Arten zu, insbesondere in Landschaftsräumen mit einem Mangel an entsprechenden Habitaten.

Refugialbiotope sind die betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie dabei wiederum für Pionierarten (Gelbbauchunke, Kreuzkröte, Geburtshelferkröte, Wechselkröte), aber auch für Arten mit höheren Ansprüchen an Vegetationsstrukturen (z. B. Laubfrosch, Kleiner Wasserfrosch).

Aufgrund des höchstetsten Vorkommens von Amphibien allgemein wie auch der gefährdeten Arten wird die Bedeutung betriebener Abbaustätten der Zementindustrie als Amphibienlebensraum überwiegend „mittel“ eingestuft. Für einzelne Landschaftsräume (z. B. BÖHMER & RAHMANN 1997b) ist aufgrund des ausgesprochenen Refugialcharakters der Steinbrüche die Einstufung „hoch“ und „sehr hoch“ gerechtfertigt (vgl. Tab. 51).

9.3.2.3 Reptilien

Reptilien weisen in Bezug auf Habitatpräferenzen einen Schwerpunkt im sonnig-trocken-warmen Bereich mit einer Amplitude bis zu schattig-feuchten Standorten auf. Wichtige Teillebensräume für die Reptilienfauna in den Abbaustätten der Zementindustrie stellen sonnig-trockene Fels- und Schuttstandorte, Magerrasen, Brachflächen, waldähnliche Sukzessionsstadien sowie Gewässer- und Sumpfstandorte dar.

Aufgelassene Abbaustätten

In aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie finden sich höchstens Reptilien mit einer gegenüber anderen Abbaustätten leicht höheren Artenausstattung. Insgesamt lassen sich 43 % der in Deutschland vorkommenden Reptilienarten nachweisen.

Bei den gefährdeten Arten (durchschnittliche Anzahl und Anteil an der Gesamtartenzahl) liegen die aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie deutlich über den Werten anderer Abbaustätten. Insgesamt kommen in aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie 52 % der in Deutschland gefährdeten Reptilienarten vor, was auf eine deutliche Funktion als Ausweichbiotop für gefährdete Arten verweist.

Refugialcharakter haben die aufgelassenen Abbaustätten in einzelnen Landschaftsräumen für die bundesweit stark gefährdete Kreuzotter und die gefährdeten Arten Schlingnatter, Ringelnatter und Zauneidechse. Insbesondere die Zauneidechse kann aufgrund ihres höchstet Vorkommens als Charakterart der Steinbrüche gelten.

Aufgrund des höchstet Vorkommens von Reptilien allgemein wie auch von gefährdeten Arten wurde die Bedeutung aufgelassener Abbaustätten der Zementindustrie als Reptilienlebensraum mit „mittel“ eingestuft. Für einzelne Landschaftsräume (z. B. GROSSMANN 1992; SCHACHT 1994) ist aufgrund des ausgesprochenen Refugialcharakters die Einstufung „hoch“ gerechtfertigt (vgl. Tab. 51).

Betriebene Abbaustätten

Eine Bewertung betriebener Abbaustätten der Zementindustrie als Reptilienlebensraum ist wegen des geringen Datenmaterials nicht möglich. Allerdings lassen die Habitatausstattung dieser Abbaustätten sowie einzelne (unsystematische) Meldungen von Reptilien eine ähnliche Einstufung wie bei den aufgelassenen Abbaustätten der Zementindustrie erwarten.

9.3.2.4 Laufkäfer

Die Laufkäferfauna in Abbaustätten der Zementindustrie erreicht im Verhältnis zu anderen Abbaustätten mittlere bis hohe Artenzahlen. Die Abbaustätten beherbergen regelmäßig regional gefährdete Arten. Bemerkenswert und positiv zu bewerten ist die hohe Anzahl stenöker Laufkäfer innerhalb der Abbaustätten (vgl. BÖHMER & RAHMANN 1997b; MORDHORST 1993). Die gefährdeten Laufkäfer sind größtenteils xero- und thermophil und besiedeln vor allem Magerraseninitialen sowie im Verlauf der Sukzession junge Gehölzstadien, die die Magerrasen ersetzen. Für viele Arten stellen die Abbaustätten somit Ausweichbiotope für Magerrasenstandorte der Umgebung dar. Dies ist vor allem in den Naturräumen beachtenswert, in denen extensive Beweidungssysteme vormals häufig waren und im Zuge des Agrarstrukturwandels verschwinden.

Echten Refugialraum können Sonderstandorte bieten. So führt eine Untersuchung Laufkäferarten kalkreicher Sümpfe und Binnensalzstellen in einer Kreidegrube Norddeutschlands auf, die in der weiteren Umgebung nicht bestätigt werden konnten (MORDHORST 1993). Die Standorte, die die Käfer besiedeln, kommen ausschließlich in der betriebenen Kreidegrube vor. Somit kann davon ausgegangen werden, dass die Kreidegrube als Refugialbiotop für Moorstandorte und Feuchtgebiete dient, die durch großflächige Melioration des Gebietes seitens der Landwirtschaft zerstört wurden. Entsprechend kommt in dieser Kreidegrube im Vergleich zum Umfeld die höchste Anzahl gefährdeter Arten vor.

Ein sinnvoller Vergleich zwischen betriebenen und stillgelegten Abbaustätten ist aufgrund der geringen Datengrundlage nicht möglich.

Für die Abbaustätten der Zementindustrie kann von einer „mittleren“ Bedeutung für die Laufkäferfauna ausgegangen werden. Für Abbaustätten mit Sonderstandorten, wie z. B. Binnensalzstellen kann von einer „sehr hohen“ Bedeutung ausgegangen werden (vgl. Tab. 51).

9.3.2.5 Libellen

Die Vorkommen von Libellen in Abbaustätten der Zementindustrie sind im Vergleich zu anderen Abbaustätten erstaunlich artenreich. Unterschiede zwischen stillgelegten und betriebenen Abbaustätten konnten nicht erkannt werden. Es werden ähnlich hohe Werte erreicht. Die Anzahl gefährdeter Arten schwankt in den Abbaustätten zwischen 21,6 und 40 %, erreicht somit sehr hohe Werte.

Auffällig ist das regelmäßige Auftreten thermophiler, mediterraner Libellenarten, die in einigen Abbaustätten aufgrund der spezifischen kleinklimatischen Verhältnisse offensichtlich stabile und große Populationen aufbauen können. Für diese Artengruppe stellen die norddeutschen Abbaustätten der Zementindustrie wahrscheinlich einen der wenigen besiedlungsfähigen Lebensraumtypen dar (vgl. ALBRAND 1993).

Da viele Libellenarten als adulte Tiere sehr weite Strecken zurücklegen können, um geeignete Larvalgewässer zu finden (STERNBERG & BUCHWALD 1999), ist die Beurteilung, ob die Abbaustätten als Refugialbiotope fungieren, für einige Arten schwierig. Für die an ephemere Gewässer angepassten Arten kann jedoch davon ausgegangen werden, dass die ursprünglichen Larvalhabitate (Flussauen und andere Gebiete mit stark wechselndem Grundwasserspiegel) massiv anthropogen überformt sind. Somit stellen die temporären Gewässer in den Abbaustätten der Zementindustrie wahrscheinlich Refugialbiotope dar.

Aus den angegebenen Kenngrößen (hohe Artenzahlen, hohe Anzahl gefährdeter Arten, Vorkommen von mediterranen Arten an deren Arealrand) kann auf eine „hohe“ Bedeutung der Abbaustätten der Zementindustrie geschlossen werden. Für mediterrane Arten und Arten ephemerer Gewässer kann regional eine „sehr hohe“ Bedeutung abgeleitet werden (vgl. Tab. 51).

9.3.2.6 Schmetterlinge

Aufgelassene Abbaustätten

Die Artenzahlen aufgelassener und betriebener Abbaustätten der Zementindustrie sind größtenteils sehr ähnlich und decken sich mit denen anderer Abbaustätten. In stillgelegten Abbaustätten treten zwischen 13 bis 68 % gefährdete Arten auf. Die Diversität der Tagfalterfauna wird maßgeblich von den unterschiedlichen Sukzessionsstadien xerothermer Vegetation bestimmt. Im Unterschied zu Kalksteinbrüchen, die nicht der Zementindustrie zugeordnet wurden, kommen in den Abbaustätten der Zementindustrie allerdings auch regelmäßig Schmetterlingsarten vor, die an hygrophile Biotope gebunden sind. Viele der nachgewiesenen Schmetterlingsarten sind Arten der Magerrasen, Waldränder, Vorwälder und Feuchtwiesen. Diese Standorte unterliegen verstärkt dem landwirtschaftlichen und forstwirtschaftlichen Strukturwandel, was sich in der Einstufung der Gefährdung von Tagfaltern niederschlägt (vgl. JEDICKE 1997).

Refugialcharakter besitzen die Abbaustätten, falls in der Umgebung der Abbaustätten diese Biotoptypen nicht mehr vorhanden sind bzw. den Ansprüchen der Schmetterlinge nicht mehr genügen. In der Regel kann davon ausgegangen werden, dass die meisten Abbaustätten Ausweichbiotope v. a. für Arten extensiver landwirtschaftlicher Systeme darstellen.

Die stillgelegten Abbaustätten der Zementindustrie zeichnen sich normalerweise durch eine Vielzahl unterschiedlicher Vegetationsstadien aus, die die Schmetterlingsdiversität erhöhen, entsprechend wird der Naturschutzwert dieser Abbaustätten als

„hoch“ eingestuft. Diese Einstufung bezieht sich jedoch auf eine relativ geringe Anzahl von Untersuchungen mit unterschiedlicher Bearbeitungsintensität. Deshalb kann durch weitere Untersuchungen diese vorläufige Einstufung revidiert werden.

Betriebene Abbaustätten

Untersuchungen über Schmetterlinge in betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie wurden nur selten durchgeführt. Vermutlich ist das Auftreten gefährdeter Arten gering. Vorbehaltlich weiterer Untersuchungen wird der Naturschutzwert betriebener Abbaustätten mit „mittel“ bewertet.

9.3.2.7 Heuschrecken

Aufgelassene Abbaustätten

Heuschrecken werden in zwei Arbeiten aus Süddeutschland, die z. T. auch das Umfeld betrachten, detailliert untersucht (DETZEL et al. 1992; BÖHMER & RAHMANN 1997a; b). Beide Arbeiten zeigen die starke Abhängigkeit der Heuschreckenfauna in den Abbaustätten vom Potenzial des Umfeldes. Die untersuchten Steinbrüche weisen keine Arten auf, die nicht ebenfalls in der Umgebung vorkommen. DETZEL (1998) begründet damit die Aussage, dass „die Steinbrüche nur selten Rettungseinseln für die Heuschreckenfauna, sondern meist suboptimaler Ausweichlebensraum oder erweiterter Lebensraum für die Arten der Umgebung darstellen“. Im Gegensatz hierzu bescheinigen BÖHMER & RAHMANN (1997b), zudem im gleichen Untersuchungsraum, den Abbaustätten eine „wichtige Funktionen als Ersatz- bzw. Reliktstandort“. Sie begründen ihre Aussage mit hohen und dem Umfeld vergleichbaren Artenzahlen und dem Vorkommen von *Psophus stridulus* (Rote Schnarrschrecke) im Sotzenhausener Steinbruch. Diese Art kam früher in den angrenzenden Magerrasen vor. Durch die großflächige Aufforstung der Magerrasen verlor die Rote Schnarrschrecke ihren ursprünglichen Lebensraum und kommt heute in einem weitem Umfeld nur noch im Steinbruch vor. Gleiches wird von RADEMACHER (mdl. Mittl.) für *Spingonotus caeruleans* (Blaufügelige

Sandschrecke) und *Oedipoda caerulescens* (Blaufügelige Ödlandschrecke) beobachtet.

Aufgrund der insgesamt geringen Datenlage kann eine abschließende Beurteilung nur mit Einschränkungen vorgenommen werden. Aufgrund der relativ hohen Artenzahlen und des Vorkommens von gefährdeten xerophilen und hygrophilen Arten wird der Naturschutzwert zumindest für die bereits untersuchten stillgelegten Abbaustätten der Zementindustrie in Abhängigkeit vom Umfeld als „hoch“ eingestuft.

Betriebene Abbaustätten

Betriebene Abbaustätten der Zementindustrie beherbergen nach den bisherigen Erkenntnissen vermutlich deutlich weniger Heuschreckenarten als die stillgelegten Abbaustätten. Abgesehen von einer Ausnahme (SCHMITZ 1993) wurden bisher auch weniger gefährdete Arten festgestellt. Dies lässt sich mit dem Fehlen geeigneter Vegetationsstrukturen begründen. Somit wird für betriebene Abbaustätten vorerst ein „geringer“ Naturschutzwert angenommen.

9.3.2.8 Sonstige Tiergruppen

9.3.2.8.1 Spinnen

Spinnen (Aranea) sind nur selten Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen in Abbaustätten. Die wenigen Arbeiten mit Bezug auf Abbaustätten der Zementindustrie belegen jedoch sehr hohe Artenzahlen (vgl. NÄHRIG 1991; BÖHMER & RAHMANN 1997b; TEICHMANN 1997). In zwei Untersuchungen wurde das Umfeld mit erfasst. Im Falle des Steinbruches Höste konnten die gefährdeten Arten nur innerhalb der Abbaustätte bestätigt werden (TEICHMANN 1997). Auch BÖHMER & RAHMANN (1997b) konnten in einem Vergleich Umfeld/Steinbruch, der auch nicht der Zementindustrie zugeordnete Kalksteinbrüche einbezog, von 26 Arten der Roten Liste 14 gefährdete Spinnenarten ausschließlich innerhalb der Steinbrüche nachweisen. Beide Untersuchungen belegen, dass für seltene Spinnenarten sowohl stillgelegte als auch betriebene Abbaustätten Refugi-

albiotope darstellen können. Die Spinnenfauna setzt sich vor allem aus Arten der Trockenrasen und anderer Offenlandbiotope zusammen.

Die naturschutzfachliche Bedeutung von Abbaustätten der Zementindustrie kann aufgrund der wenigen Untersuchungen nicht abschließend beurteilt werden. Ergebnisse aus anderen Abbaustätten und die Untersuchungen von NÄHRIG (1991), BÖHMER & RAHMANN (1997b) und TEICHMANN (1997) deuten jedoch eine „hohe“ Bedeutung der Abbaustätten für diese Artengruppe an.

9.3.2.8.2 Hautflügler

Die insgesamt mit Sand- und Tongruben vergleichbar hohen Artenzahlen belegen den Naturschutzwert von Abbaustätten der Zementindustrie für Wildbienen. Gleiches gilt für Kalksteinbrüche, die nicht der Zementindustrie zugeordnet wurden. Die Zahlen widersprechen der Vermutung von WESTRICH (1989b), der aufgrund der fehlenden „weichen“ Substrate von einer weniger artenreichen Bienenfauna in Steinbrüchen ausgeht.

Die einzige intensiver untersuchte Abbaustätte der Zementindustrie weist eine Vielzahl grabender Arten auf, die als ursprüngliche Habitate Wildflussufer, Prallhänge, Uferabbrüche und Kiesschüttungen besiedeln (LEFEBER 1995). In der heutigen Kulturlandschaft sind diese Biotoptypen jedoch größtenteils nicht mehr vorhanden, die Abbaustätten stellen somit für diese Arten Refugialhabitate dar. Die Besiedlung wird durch die große Ausbreitungspotenz der meisten Arten gefördert, die auch am ursprünglichen Standort mit einer hohen Dynamik des Lebensraumes konfrontiert sind.

Somit können die Abbaustätten der Zementindustrie aufgrund des Vorkommens weicher und harter Substrate anscheinend einem breiten Spektrum von Wildbienen Lebensraum bieten. Es kann vermutlich von einer „hohen“ Bewertung ausgegangen werden. Dies lässt sich aber noch nicht durch weitergehende Untersuchun-

gen belegen. In Einzelfällen sind die Artenzahlen von der Abbaustätten der Zementindustrie ähnlich hoch wie die höchsten Nennungen der Sand- und Lehmgruben. Es kann in diesen Fällen von einer „sehr hohen“ Bedeutung ausgegangen werden.

9.3.2.8.3 Schnecken

Ähnlich den Verhältnissen bei den Spinentieren liegen nur wenige malakologische Untersuchungen aus Abbaustätten der Zementindustrie vor. Die Artenzahlen schwanken in Abhängigkeit der angewandten Kartiermethoden beträchtlich. Dennoch können die von HALDEMANN (1993), DEUTSCHE PROJEKT UNION (1993) und HOTES (2000) untersuchten Artenzahlen als hoch bis sehr hoch angesehen werden. Das Beispiel der Kreidegrube Saturn zeigt zudem, dass sich beim Vorhandensein von Sonderstandorten eine stark gefährdete Schneckenfauna etablieren kann, die im Umfeld nicht vorhanden ist (DEUTSCHE PROJEKT UNION 1993). Die Vorkommen in dieser Kreidegrube werden als landesweit bedeutend hervorgehoben (MORDHORST 1993).

Entsprechend kann in diesem Falle von einer „sehr hohen“ Bedeutung für die Schneckenvorkommen ausgegangen werden. Insgesamt deuten die wenigen Untersuchungen einen „hohen“ naturschutzfachlichen Wert der Abbaustätten für die Schnecken an.

9.3.2.8.4 Fledermäuse

Das Vorkommen von Fledermäusen in Abbaustätten der Zementindustrie ist maßgeblich von Besiedlungsmöglichkeiten in den betreffenden Felsen und Gehölzen abhängig. Sind Stollen vorhanden, so können sich sowohl in betriebenen als auch in stillgelegten Abbaustätten große Populationen von Fledermäusen etablieren. Aufgrund der bundesweiten Gefährdung aller Fledermausarten sind alle Vorkommen naturschutzfachlich von Bedeutung. Entsprechend wurden die Vorkommen in Abbaustätten mit Stollen als „sehr hoch“ bewertet.

Leider wurden nur diese Abbaustätten intensiver untersucht. Die Bedeutung von Abbaustätten als Teillebensraum kann nicht abschließend begründet werden, da diesbezügliche Untersuchungen weitgehend fehlen. Man kann jedoch von einer insgesamt eher „geringen“ Bedeutung als Jagd- und Tagesquartier für diese Tiergruppe ausgehen, da Biotopstrukturen, die für diese Artengruppe von besonderer Bedeutung sind (z. B. Altholzbestände) zumindest für betriebene Abbaustätten nicht typisch sind.

9.4 Bewertung der Eignung als Lebensraum für die einzelnen Taxozönosen

Allgemeines

Die Abbaustätten der Zementindustrie zeichnen sich durch eine Vielzahl unterschiedlicher Strukturmerkmale aus. Hier finden sich meist weiche Ton- und Kalkmergellagen ebenso wie harte gebankte Kalke. Zusätzlich wird durch fein verwitternde Tonmergel der Untergrund kolluvial in jeder Senke abgedichtet. Durch diese Grundbedingungen entsteht auf engem Raum ein komplexes räumliches und zeitliches Mosaik verschiedenster Standortbedingungen, wie sie in anderen Abbaustätten in dieser Heterogenität meist nicht auftreten. Die Abbaustätten der Zementindustrie vermitteln somit zwischen den Teillebensräumen anderer Steinbruchtypen mit Felswänden und -köpfen, Schuttkegeln und Blockschuttfuren und denjenigen der Kies- und Sandgruben mit offenen Wasserflächen, Uferzonen, temporären Gewässern und Kies- und Sandflächen. Dies bedingt allgemein eine hohe Artenvielfalt in den Abbaustätten der Zementindustrie.

Neben dieser durch den geologischen Untergrund vorgegebenen Strukturvielfalt wirkt v. a. auch die Größe der Abbaustätte wertgebend. Die betriebenen Abbaustätten der Zementindustrie zeichnen sich durch eine Größe aus, die i. d. R. deutlich über derjenigen anderer Abbaustätten liegt (vgl. TRÄNKLE et al. 1992; BDZ/VDZ 2001). Lediglich Kiesabbaustätten können ähnlich dimensioniert sein (vgl. HÖLL & BREUNIG

1995). Erst diese Größe ermöglicht es Arten mit großen Raumansprüchen, wie z. B. dem Flussregenpfeifer, die Abbaustätten zu besiedeln. Bedingt durch die Größe werden trotz moderner effizienter Abbaumethoden nicht alle Bereiche zeitgleich abgebaut, so dass ständig unterschiedlich alte Bereiche vorhanden sind.

Das Spektrum der Arten setzt sich, wie in anderen Biotopkomplexen auch, zum großen Teil aus Ubiquisten und euryöken Arten zusammen, die mit den extremen Bedingungen der Abbaufächen zurecht kommen. Daneben sind jedoch regelmäßig Arten in den Abbaustätten vorhanden, die auf spezielle Standortsbedingungen angewiesen sind. Die Mehrheit dieser stenöken Arten stammt aus trockenen, thermophilen bis xerothermen Lebensräumen (z. B. Magerasen im weiteren Sinne, Felsbereichen) und aus Feuchtgebieten im weiteren Sinne sowie Gewässern (vgl. TRÄNKLE et al. 1992; DEUTSCHE PROJEKT UNION 1997b; TRÄNKLE 1997; GILCHER & BRUNS 1999).

Ein weiterer nicht zu unterschätzender Faktor ist das weitgehende Fehlen von Düngemitteln und Bioziden in den Abbaustätten, die in der Kulturlandschaft zu einem großen Teil zum Artenschwund beitragen.

Abbaustätten der Zementindustrie stellen vor allem für Arten aus folgenden natürlichen und naturnahen Biotoptypen Refugialräume zur Verfügung:

- Flussauen (Uferanrisse, Prallhänge, temporäre Gewässer, offene Kies- und Sandflächen)
- Natürliche Felsen (Felswände, Felsköpfe)
- Schutthalden (Block-, Grob-, Feinschutt)
- Magerrasen (flachgründige, thermophile und basenreiche Rasen)
- Niedermoore (basenreiche Kleinseggenriede, Quellmoorbereiche)
- Basenreiche, oligotrophe bis mesotrophe Stillgewässer (Röhrichte, submerse Makrophytenvegetation)

Tab. 51: Naturschutzfachliche Bewertung von Abbaustätten der Zementindustrie als Lebensraum für Flora, Vegetation und Fauna auf Basis der verwerteten Literatur.

	sehr hoch		hoch		mittel		gering		sehr gering	
	i. B.	still.	i. B.	still.	i. B.	still.	i. B.	still.	i. B.	still.
Flora										
Moose		0		+						
Kormophyten	0	0	+	+
Vegetation										
		0		+		.		.		.
Fauna										
Vögel	0	0	0	+	+
Amphibien	0	0	0	+	+
Reptilien	.	.	?	+
Laufkäfer		0		0		+		.		.
Libellen*	0	0	+	+
Schmetterlinge	.	.	.	+	+
Heuschrecken	.	.	.	0	.	.	0	.	.	.
Fledermäuse*	0		?		?		0			.
Spinnen	.		0		.		.		.	
Landschnecken	0		?		.		.		.	
Stechimmen	0		?		.		.		.	

Legende: i. B. = Abbaustätten in Betrieb; still. = stillgelegte Abbaustätten; 0 = nur für Teile der Taxozönose (Artengruppen) und/oder bestimmte Naturräume gültig; + = allgemein gültig; ? = Bewertung aufgrund ungenügender Datengrundlage nicht abschließend zu treffen.

* = bei Vorkommen ausreichend Wasser führender Stillgewässer, sonst auch gering; # = bei Vorkommen von Stollen, die als Winterquartiere dienen hohe Werte, als reine Sommerlebensräume auch nur geringe Wertigkeit möglich.

Diese natürlichen bzw. naturnahen Lebensräume sind in der Kulturlandschaft erheblich bedroht bzw. heute nicht mehr vorhanden (vgl. SSYMANK et al. 1998). Die Abbaustätten der Zementindustrie ersetzen somit für einen Teil der Arten den ursprünglichen Lebensraumtyp.

Bewertung der Eignung als Lebensraum

Abbaustätten der Zementindustrie beherbergen gefährdete Arten aller untersuchten Taxozönosen. Stellenweise sind die betroffenen Vorkommen landesweit von hoher Bedeutung (vgl. GROSSMANN 1992; MORDHORST 1993; SCHACHT 1997). Entsprechend wurde in der Regel die Bedeutung der Abbaustätten für diese Artengruppen mit „hoch“ bewertet (vgl. Tab. 51). Stillgelegte Abbaustätten können nur teilweise höher bewertet werden als betriebene Abbaustätten. Hierdurch werden die Ergebnisse von BÖHMER & RAHMANN (1997b) und

TRÄNKLE (1997) auch bundesweit betrachtet bestätigt. Ursache ist die nach Stilllegung sehr schnell einsetzende Sukzession, die die Strukturdiversität z. B. durch Verlandung der Gewässer mindert. Kompensiert wird diese Entwicklung allerdings durch eine Erhöhung der Standortvielfalt aufgrund der einsetzenden Bodenbildungen, der Diversifizierung der Lichtverhältnisse, der mikroklimatischen Verhältnisse etc.

Wie oben bereits angesprochen, können Abbaustätten nicht pauschal für eine gesamte Taxozönose eine gleichwertige Eignung als Lebensraum aufweisen, da innerhalb der einzelnen Artengruppen (z. B. Libellen, Flora) die ökologischen Ansprüche zu heterogen sind. Tatsache ist aber, dass durch die Intensität der Landschaftsnutzung insbesondere die Spezialisten selten geworden sind. Dies spiegelt sich in den Roten Listen wider. Gerade für zahlreiche

dieser Arten sind die Abbaustätten aber Lebensräume und führen so zu den erarbeiteten hohen Bewertungen.

Die Bewertungsskala in Tab. 50 vorausgesetzt wird in Tab. 51 eine Matrix aufgebaut, die die Eignung von Abbaustätten der Zementindustrie als Lebensraum für die einzelnen Taxozönosen fünfstufig skaliert abbildet. Innerhalb der fünfstufigen Bewertung wird weiter danach differenziert, ob die Bedeutung allgemein gültig ist oder nur für bestimmte Teile der Taxozönose und/oder bestimmte Naturräume gilt. Ein Beispiel für diese Differenzierung ist die Bedeutung von Kreidegruben in Norddeutschland für die Laufkäferfauna. Die Standorte sind von landesweiter Bedeutung für den Erhalt halophiler Laufkäferzönosen. Entsprechend hoch ist die Bedeutung für einen Teil der gesamten Laufkäferfauna (halophile Arten) in einem Teil des betrachteten Untersuchungsraumes (Binnenländer Norddeutschlands).

Tab. 52: Bewertung verschiedener Habitatstrukturen in Abbaustätten der Zementindustrie als Lebensraum für verschiedene Artengruppen.

	Pfl.	Moos.	Vög.	Amph.	Rept.	Lauf.	Lib.	Falter	Heu.	Spin.	Schn.
Sonderformen											
Felswände	+	+	+++	-	+	+	-	-	-	+	+
Erdschüttungen	+++	+	+	+	+	+	+	+++	+	+	++
Sohlen	++	++	+++	+	++	++	+	++	+	+	++
Gewässer											
Temporär	++	++	+	+++	+	++	+++	-	-	+	+
Perennierend	+++	+++	+++	+++	+	+++	+++	+	-	++	+++
Vegetationssukzession, trocken											
vegetationsfrei bis initiale Vegetation	++	++	+++	+	+++	+	++	+	++	+	+
halboffene bis geschlossene Vegetation	+++	+++	+++	+	+++	++	++	+++	+++	+++	++
frühe Sukzessionsstadien m. Gehölzen	+++	++	+++	+	++	+++	++	+++	+++	+++	+++
späte Sukzessionsstadien m. Gehölzen	++	+	++	++	+	++	-	++	++	++	++
Vegetationssukzession, feucht/nass											
vegetationsfrei bis initiale Vegetation	++	++	+++	+++	-	+	++	-	-	+	+
halboffene bis geschlossene Vegetation	+++	+++	+++	+++	+	++	++	+	+	++	++
frühe Sukzessionsstadien m. Gehölzen	++	++	+++	+++	++	+++	+	+++	++	++	+++
späte Sukzessionsstadien m. Gehölzen	++	++	++	+++	+	++	-	++	++	++	+++

Legende: - = fehlende Bedeutung, + = niedrig, ++ = mittel, +++ = hoch. Pfl. = höhere Pflanzen; Moos = Moose; Vög = Vögel; Amph. = Amphibien; Rep. = Reptilien; Lauf. = Laufkäfer; Falter = Tagfalter; Heu. = Heuschrecken; Spin. = Spinnen; Schn. = Land- und Wasserschnecken.

9.5 Naturschutzfachliche Bedeutung der Abbaustätten der deutschen Zementindustrie

Jede Taxozönose besitzt entsprechend der Lebensraumansprüche der Arten typische Lebensraumschwerpunkte in den Abbaustätten. Differenziert werden können hierbei zwei Großtypen: zum einen rein morphologisch abgegrenzte Strukturtypen bzw. Teillebensräume unabhängig von der Vegetation. Differenziert werden Felswände, Erdschüttungen, Sohlen, temporäre und ausdauernde Gewässer. Zum anderen kann zwischen zwei verschiedenen Sukzessionsreihen auf Basis der Hauptstandortsfaktoren „trocken“ und „feucht/nass“ differenziert werden. Hierbei wird eine vierstufige zeitliche Einteilung vorgenommen, die mit vegetationsfreier bis initialer Vegetation beginnt und bei späten verbuschten bis bewaldeten Sukzessionsstadien endet.

Die Angaben beziehen sich auf die Literatur der Kapitel 5 und 8. Nicht ausgewertet wurden die Taxozönosen „Fledermäuse“ und „Stechimmen“, da die wenigen Literaturangaben aus diesen Bereichen keine Differenzierung ermöglichen.

Die Bewertung basiert wiederum auf der Bewertungsskala der Tab. 50. D. h., das Kriterien wie das Vorkommen von gefährdeten Arten, Vegetations- und Biotoptypen sowie die Artenvielfalt im Vordergrund stehen. So sind z. B. die Erdschüttungen in den Abbaustätten meist sehr artenreiche Standorte für ruderale, nährstoffliebende Pflanzen, wodurch die Artendiversität in der Abbaustätte erheblich erhöht wird. Unter den gefährdeten Arten treten hier sehr häufig Ackerwildkräuter und alte Kulturarten auf. Gleichzeitig stellen die blütenreichen Ruderalstadien und Staudenfluren der Erdschüttungen wichtige Nahrungshabitats für zahlreiche Tiergruppen, insbesondere Insekten dar.

Eine wie bisher fünfstufige Bewertung ist durch die vereinfachte Einteilung des Lebensraumes „Abbaustätte“ allerdings nicht mehr durchführbar. Eine differenziertere Einteilung wäre nur für einzelne Abbaustätten möglich.

Von den 14 in der Literaturlauswertung bearbeiteten Taxozönosen konnte für 9 eine eindeutige Einstufung vorgenommen werden. Aus Tab. 52 wird deutlich, dass neben den Gewässertypen vor allem halboffene Vegetationsformen und frühe Gehölzsukzessionsstadien von besonderer Bedeutung für die Flora und Fauna sind. Die Angaben zur Fauna differieren entsprechend der unterschiedlichen Lebensraumansprüche der einzelnen Artengruppen. Für Tiere, die stark an Wasser gebunden sind, wie zum Beispiel Amphibien und Libellen, sind die meisten anderen Biotoptypen von eher geringer Bedeutung.

10 Fallbeispiele

Die Fallbeispiele sollen die Beziehungen zwischen Abbaustätten und Umfeld anzeigen und deren Einbettung in den landschaftlichen Kontext exemplarisch darstellen. Dadurch wird eine naturschutzfachliche Bewertung unabhängig von einzelnen Taxozönosen möglich.

Die Auswahl der Abbaustätten richtete sich nach dem Vorhandensein von Untersuchungen, die die Beziehungen zwischen Umfeld und Steinbruchflächen zum Inhalt haben. Dies war jedoch nur bei gut untersuchten Landschaftsräumen der Fall. Außerdem wurden Beispiele ausgewählt, die in unterschiedlichem Landschaftskontext stehen und somit unterschiedliche Bedeutung für die Arten des Umfeldes aufweisen. Beide Abbaustätten sind zusätzlich Beispiele für die effektive Zusammenarbeit zwischen Naturschutz und Steinbruchbetreibern.

Letzteres ist auch darauf zurückzuführen, dass trotz des Artenschwundes im Umfeld noch hochwertige Landschaftsstrukturen in der Nachbarschaft dieser Abbaustätten vorhanden sind. Eine solche Konstellation ist nicht verallgemeinerbar. Insgesamt dominiert sowohl im Vorfeld als auch im Umfeld der Abbaustätten der deutsche Zementindustrie Ackerbau, d. h. eine sehr intensive Form der Flächenutzung (BDZ/VDZ 2001).

10.1 Dyckerhoff AG, Werk Lengerich

Für das Fallbeispiel Dyckerhoff AG, Werk Lengerich, konnte folgende Literatur verwendet werden: MÖHRKE (1971), KLUMPE (1975), OELJEKLAUS (1975), ANT et al. (1977), KUNDEL (1982), LASCHTOWITZ (1989), MEYER (1990), HATTWIG (1992), STAPELMANN & BRAMEY (1995), LELIVELDT & RÖDEL (1996a; b), DEGEN et al. (1997a; b), DENSE et al. (1997), HEHMANN (1997), HUSBAND (1997), LELIVELDT & RÖDEL (1997), MAHLER & MIELKE (1997), MEIER (1997), NOTARP (1997), TEICHMANN (1997), BRINKSCHMIDT & KORTEMEIER (1998a; b), BERLEMANN & ROSSMANITH (2000), BIRKEN (2000), GERTENBACH (2000), HEHMANN (2000), HEHMANN & KÖLLE (2000), KAPLAN & WIESE (2000), LÜTKE (2000), RÖDEL (2000),

ROSSMANITH (2000a; b), WERNER & KRIETER (2000).

10.1.1 Untersuchungsraum

Die ausgewerteten Literaturstellen beziehen sich auf ein Gebiet zwischen der Stadt Lengerich und der Gemeinde Lienen im Kreis Steinfurt, Regierungsbezirk Münster, Nordrhein-Westfalen. Naturräumlich lässt sich das Gebiet dem Iburger Osning und geomorphologisch dem Teutoburger Wald zuordnen. Der Teutoburger Wald wird im Wesentlichen von einer komplex aufgebauten Schichtenfolge aus Sedimentgesteinen von der Trias bis zur Oberkreide gebildet. Hauptabbauprodukt der Zementindustrie sind dabei die kreidezeitlichen, karbonatreichen Kalksteine und Mergel. Im Untersuchungsraum finden sich mehrere, teilweise als Naturschutzgebiet ausgewiesene, aufgelassene Steinbrüche sowie zwei große im Abbau befindliche Steinbruch-Komplexe.

10.1.2 Boden

Auf den Kalk- und Mergelkalksteinen haben sich als flächig dominierender Bodentyp Rendzinen gebildet. Örtlich kommen Übergänge zu Rendzina-Braunerden und Braunerden vor. Kleinräumig finden sich auf grundwasserbeeinflussten Standorten Gleye und Anmoor-Gleye. Natürliche, vom Menschen unbeeinflusste Böden sind allerdings nicht mehr anzutreffen, da durch die jahrhundertelangen anthropogenen Einflüsse in Wald, Grünland, Acker und Siedlung starke Veränderungen der Böden stattfanden. Im Bereich der Steinbrüche setzt nach Beendigung der Abbautätigkeit eine initiale Bodenbildung ein. Die Entwicklung führt dabei von Kalkrohböden (Kalksteinsyrosemen, Lockersyrosemen) über Protorendzina, Syrosem-Rendzina bei ausreichend langer Entwicklungszeit schließlich wieder zur Rendzina.

10.1.3 Wasserhaushalt

Der Höhenzug des Teutoburger Waldes stellt für die Region eine ober- und unterirdische Wasserscheide und eine eigenständige Grundwasserlandschaft dar. Die Kalk-

steine sind ein relativ guter Kluftwasserleiter, die allerdings aufgrund des komplexen geologischen Aufbaus komplizierte und schwer nutzbare Grundwasserhältnisse zur Folge haben. Oberflächengewässer finden sich in Form einzelner Rheo- und Limnokrenen mit anschließenden Quellbächen, die allerdings im Übergang zum Acker- bzw. Wirtschaftsgrünland meist zu Fischteichen aufgestaut wurden. Der Kalksteinabbau hat eine Vielzahl an ausdauernden und temporären Gewässern geschaffen, die meist nährstoffarm sind, teilweise allerdings durch Badebetrieb und Fischbesatz beeinträchtigt werden.

10.1.4 Klima

Der Untersuchungsraum liegt im subozeanisch geprägten Bereich der gemäßigten Klimazone mit relativ milden Wintern und mäßigen Schwankungen der Tages- und Jahrestemperaturen. Der mittlere Jahresniederschlag beträgt 850 bis 900 mm und die mittlere Jahrestemperatur 8 bis 9 °C. Die Niederschläge nehmen dabei mit der Meereshöhe zu, während die mittlere Lufttemperatur abnimmt. Die größeren Waldflächen sind durch ein ausgeglichenes Klima mit geringen Tagestemperaturamplituden sowie einer Filterwirkung gegenüber Staub und anderen Immissionen charakterisiert. Steinbruchflächen weisen dagegen extreme kleinklimatische Bedingungen mit stark schwankenden Temperaturen und Feuchteverhältnissen sowie thermisch induzierten Windwirbeln auf. Neben Siedlungs-, Verkehrs-, Gewerbe- und Industriebereichen stellen sie potentielle Staubemittenten dar.

10.1.5 Regionale Fachplanungen

Für das Gebiet dieses Fallbeispiels ist im Landesentwicklungsplan der gesamte Mittelgebirgszug des Teutoburger Waldes mit Ausnahme der vorhandenen Steinbrüche als Gebiet für den Schutz der Natur ausgewiesen. Im Bereich der Stadt Lengerich liegen die Naturschutzgebiete „Steinbruch Im Kleefeld“ und „Intruper Berg“, während der überwiegende Teil des Untersuchungsraums als Landschaftsschutzgebiet geschützt ist. Diese Flächen sind inzwi-

schen als FFH-Gebiet im Rahmen der Ausweisung europäischer Schutzgebiete der Natura 2000-Kulisse gemeldet (FFH-Gebiet 3813-302 „Nördliche Teile des Teutoburger Waldes mit Intruper Berg“). Innerhalb des FFH-Gebietes liegen mehrere stillgelegte Steinbrüche.

Innerhalb dieses Gebiets liegen auch mehrere, laut Biotopkataster Nordrhein-Westfalen als schutzwürdig ausgewiesene Biotope sowie nach § 62 Landschaftsgesetz gesetzlich geschützte Biotoptypen wie Orchideen-Buchenwälder, Quellen, Bachläufe, bachbegleitende Erlenwälder, Kleinsiegenriede und Kalkhalbtrockenrasen. Im nördlichen Bereich des Untersuchungsraums verläuft die Grenze eines geplanten Wasserschutzgebiets.

10.1.6 Potentielle natürliche Vegetation

Die „potentielle natürliche Vegetation“ wird hier im Sinne von ELLENBERG (1996) als die Vegetation verstanden, die sich bei Unterlassung jeglicher menschlicher Einwirkungen einstellen würde. Auf kalkreichen, nicht zu steilen und trockenen Böden würde sich dabei primär der Waldmeister-Buchenwald (*Galio odorati-Fagetum*) einstellen. Böden mit geringerer Nährstoff- und Basenversorgung (z. B. bei mächtigen Lößauflagen) hätten dagegen die Entwicklung des Flattergras-Buchenwaldes zur Folge. Nur vereinzelt käme auf sehr flachgründigen Standorten sonnenseitiger Steilhänge der xerotherme Seggen- bzw. Orchideen-Buchenwald (*Carici-Fagetum*) zur Ausbildung.

10.1.7 Nutzungsgeschichte

Bis ins 18. Jahrhundert unterlag der Teutoburger Wald im Bereich des Untersuchungsraums einer starken allgemeinen Nutzung bzw. Übernutzung in Form von Rodungen, Niederwald- und Schneitelwirtschaft, Waldhude, Streurechen, Plaggen- und Brandwirtschaft. Auf stark devastierten Flächen über Kalkstein entwickelten sich im Zusammenhang mit einer weit verbreiteten Schafhaltung großflächig weidebedingte Kalkhalbtrockenrasen.

Tab. 53: Gesamtanzahl von Pflanzenarten und Anzahl gefährdeter Pflanzenarten in Abbaustätten der Zementindustrie im Raum Lengerich.

Autor(en)	Abbaustätte	Gesamtartenzahl	gefährdete Arten Anzahl	Anteil [%]
LELIVELDT & RÖDEL (1996a)	Galgenknapp (aufgel.)	274	14	5
LELIVELDT & RÖDEL (1996a)	Kleiner Steinbruch (aufgel.)	224	19	9
LELIVELDT & RÖDEL (1996a)	Sportplatz (aufgel.)	187	10	5
LASCHTOWITZ (1989)	Galgenknapp (aufgel.)	231	11	5
KUNDEL (1983)	Kleefeld (MES 7) (aufgel.)	251	5	2
KUNDEL (1983)	MES 13 (aufgel.)	215	2	1
KUNDEL (1983)	Großer Steinbruch Lengerich (betrieb. = MES 11)	263	7	3
KUNDEL (1983)	Höste (Teilstück = MES 12) (betrieb.)	209	6	3

Erst zu Beginn des 19. Jahrhunderts begann aufgrund von Parzellenzuteilungen eine geregeltere Waldnutzung in Form von Aufforstungen und Niederwaldwirtschaft. Diese Waldbewirtschaftungsform wurde spätestens nach dem Ende des Zweiten Weltkrieges aufgegeben, worauf die vorhandenen Buchen zu Hallenwäldern durchwachsen und der Niederwaldcharakter nur noch vereinzelt erhalten blieb. Stellenweise wurden auf den Standorten Fichtenbestände aufgeforstet.

Die – wie im gesamten Mitteleuropa – seit dem 19. Jahrhundert stark zurückgehende Schafhaltung hatte eine Verbuschung und Aufforstung weiter Teile der Magerrasen zur Folge.

Auf der anderen Seite wurde der seit dem 16. Jahrhundert lokal betriebene Kalksteinabbau im 19. Jahrhundert intensiviert und seine Abbauprodukte wurden industriell für die Zement- und Kalkherstellung genutzt. Die Rohstoffgewinnung bedeutet dabei einerseits eine lokale Veränderung der natürlichen Geländemorphologie der Böden, des Wasserhaushaltes und des Geländeklimas sowie des Lebensraums von Pflanzen- und Tierarten. Andererseits können die Steinbrüche bereits während des Betriebs und nach Abbauende refugiale Lebensräume für Tier- und Pflanzenarten bieten, die in der umgebenden Landschaft sehr selten geworden oder sogar ganz verschwunden sind.

Dementsprechend stellt sich das heutige Vegetationsgefüge als ein durch ehemalige sowie aktuelle Nutzungen geprägtes Mosaik unterschiedlichster Vegetationseinheiten dar. Bedeutsam sind dabei im Bereich des Höhenzuges verschiedene großflächige Waldformationen sowie die Vegetationskomplexe der betriebenen und aufgelassenen Abbaustätten. In den nördlich und südlich anschließenden Landschaftsräumen dominieren intensive Acker- und Grünlandnutzung sowie Siedlungs- und Industrieflächen mit einer überwiegend artenarmen ubiquitären Vegetation.

10.1.8 Aktuelle Vegetation

HEHMANN (2000) nennt aus einem 6,3 km² großen Gebiet (entspricht einem Viertelquadranten der TK 25) des Teutoburger Waldes (Lengerich-Hohne) 582 Pflanzenarten, aus den umliegenden, strukturarmen und durch Intensivlandwirtschaft geprägten Gebieten 280 bis 350 Pflanzenarten auf 6,3 km². Bei den im Untersuchungsraum gelegenen betriebenen und aufgelassenen 0,02 bis ca. 1,5 km² großen Steinbrüchen finden sich auf deutlich geringerer Fläche im Durchschnitt 232 Pflanzenarten, darunter durchschnittlich 9 landesweit gefährdete Arten, was einem mittleren Anteil von 4 % entspricht (vgl. Tab. 53).

Für viele Pflanzenarten und Vegetationseinheiten liegt der Kalksteinzug des Teutoburger Waldes an ihrem nordwestlichen Arealrand. Dem Vorkommen von Tieren und Pflanzen am Arealrand gilt grundsätz-

Tab. 54: Gesamtanzahl verschiedener Tiergruppen sowie Anzahl und Anteil der gefährdeten Tierarten in Abbaustätten der Zementindustrie im Raum Lengerich.

Taxozönose	Autor(en)	Abbaustätte	Gesamtartenzahl	Gefährdete Arten	
				Anzahl	Anteil (%)
Amphibien	NOTARP (1997)	Großer Steinbruch Lengerich (betrieb.)	8	2	25
Amphibien	DEGEN et al. (1997a)	Höste (betrieb.)	5	0	0
Reptilien	DEGEN et al. (1997a)	Höste (betrieb.)	2	0	0
Laufkäfer	LASCHTOWITZ (1989)	Galgenknapp (aufgel.)	30	2	7
Laufkäfer	HEHMANN (1997)	Höste (betrieb.)	23	k. A.	k. A.
Schmetterlinge	HATTWIG (1992)	Lengerich 6 Standorte (aufgel.)	32	10	31
Schmetterlinge	LASCHTOWITZ (1989)	Galgenknapp (aufgel.)	24	4	17
Schmetterlinge	STAPELMANN & BRAMEY (1995)	Großer Steinbruch Lengerich (betrieb.)	26	6	23
Ameisen	DETERS (1999)	Großer Steinbruch Lengerich (betrieb.)	16	3	19
Spinnen	TEICHMANN (1997)	Höste (betrieb.)	35	5	14
Spinnen	TEICHMANN (1997)	Höste alte Halde (aufgel.)	23	0	0

lich besonderer Schutz, weil diese Arten hier immer seltener und in geringeren Mengen vorkommen. Bedeutend sind dabei vor allem die großflächig geschlossenen Kalkbuchen(nieder)wälder, die fragmentarischen Orchideen-Buchenwälder und die verbliebenen Reste von Kalkhalbtrockenrasen, als Zeugen der ehemals weiter verbreiteten extensiven Schafbeweidung.

Die Steinbrüche des Untersuchungsraums haben eine große Bedeutung als Refugialräume für gefährdete Arten der Kalkhalbtrockenrasen sowie der Kalkflachmoore und Pfeifengraswiesen. Darüber hinaus finden sich im Bereich der lichtreicheren und trockeneren Steinbruchränder häufiger Bestände der Orchideen-Buchenwälder.

Als seltene und gefährdete Pflanzenarten der Steinbrüche werden z. B. die Gefäßpflanzen *Anacamptis pyramidalis* (Pyramidenorchis), *Ophrys insectifera* (Fliegenragwurz), *O. apifera* (Bienen-Ragwurz), *Orchis mascula* (Männliches Knabenkraut), *Orchis militaris* (Helm-Knabenkraut), *Gentiana germanica* (Deutscher Enzian), *Gentiana ciliata* (Fransen-Enzian), *Carex oederi* (Oeders Gelb-Segge), *Ophioglossum vulgatum* (Nattertongue), *Pinguicula vulgaris* (Gemeines Fettkraut), *Schoenus nigricans* (Schwarzes Kopfried), *Taraxacum palustre* (Sumpflöwenzahn), die Moose *Cratoneuron commutatum*, *Ditrichum flexicaule*, *Entodon concinnus*, *Fissidens adianthoides*, *Homalothecium lutescens* und *Thuidium philibertii* sowie die Pilze *Hebeloma edurum*, *Hygrocabe psittacina*, *Rhodophylus incanus* und *Russula exalbicans* genannt. Besonders die Orchideenbestände der aufgelassenen Abbaustätten waren schon in den 1970er-Jahren Ziel detaillierter Untersuchungen (MÖHRKE 1971; OELJEKLAUS 1975).

Als regional und überregional seltene und gefährdete Pflanzengesellschaften finden sich im Bereich der Steinbrüche (teilweise ausschließlich) das Gentiano-Koelerietum in verschiedenen Ausbildungen, verschiedene *Bromus erectus* (Aufrechte Trespe)-Gesellschaften, Molinietum caeruleae, Eleocharietum quinqueflorae und andere Moor- und Feuchtwiesengesellschaften, Trifolio-Agrimonietum inuletosum, *Geranium robertianum* (Stinkender Storchschnabel)-Schuttgesellschaft, *Sedum sexangulare* (Milder Mauerpfeffer)-Gesellschaft, *Prunus spinosa* (Schlehe)-*Cornus sanguinea* (Roter Hartriegel)-Gesellschaft, Clematido-Coryletum avellanae, Carici-Fagetum sowie verschiedene Hydrophytengesellschaften.

Als regional und überregional seltene und gefährdete Pflanzengesellschaften finden sich im Bereich der Steinbrüche (teilweise ausschließlich) das Gentiano-Koelerietum in verschiedenen Ausbildungen, verschiedene *Bromus erectus* (Aufrechte Trespe)-Gesellschaften, Molinietum caeruleae, Eleocharietum quinqueflorae und andere Moor- und Feuchtwiesengesellschaften, Trifolio-Agrimonietum inuletosum, *Geranium robertianum* (Stinkender Storchschnabel)-Schuttgesellschaft, *Sedum sexangulare* (Milder Mauerpfeffer)-Gesellschaft, *Prunus spinosa* (Schlehe)-*Cornus sanguinea* (Roter Hartriegel)-Gesellschaft, Clematido-Coryletum avellanae, Carici-Fagetum sowie verschiedene Hydrophytengesellschaften.

10.1.9 Fauna

Die große Vielfalt an Pflanzenarten und Vegetationseinheiten, das anthropogen bedingte Nutzungsmosaik und die daraus resultierende Strukturvielfalt haben eine entsprechend reichhaltige faunistische Ausstattung zur Folge. Wichtige Biotopty-

pen-Komplexe stellen dabei einerseits die geschlossenen Wälder und andererseits die betriebenen und aufgelassenen Steinbruchareale sowie andere, extensiv genutzte Offenlandbereiche mit einer entsprechend spezialisierten Fauna dar.

Die Avifauna des Untersuchungsraumes ist insbesondere durch die Lebensraumtypen kraut- und strauchreicher Laubmischwald, Waldränder, rekultivierte Steinbruchränder artenreich. Als seltene und gefährdete Brutvogelarten finden sich dabei in den Steinbrüchen z. B. der Flussregenpfeifer auf vegetationsfreien Sohlenstandorten, der Uhu in Steinbruchwänden und die Dorngrasmücke in Gebüsch- und Vorwaldstadien. Als charakteristische, gefährdete Waldvögel siedeln die Hohltaube und der Grünspecht im Untersuchungsraum, wobei die hier vorhandenen Wälder aufgrund der nutzungsbedingten geringen Stammdurchmesser wenig Brutstandorte bieten.

Die strukturreichen Wald- und Steinbruchflächen stehen als Sommerlebensraum und Winterquartier für 8 verschiedene Amphibienarten in einem Funktionszusammenhang mit den am Nord- und Südrand des Teutoburger Waldes gelegenen kleinen Laichgewässern sowie den bedeutenderen Fortpflanzungslebensräumen der Steinbruchgewässer. Der Feuersalamander hat seine Laichhabitate v. a. in den kleinen Fließgewässern der Waldbereiche, findet sich allerdings genauso wie der lan-

desweit stark gefährdete Laubfrosch und der gefährdete Kammolch im Bereich der Stillgewässer des Großen Steinbruchs der Dyckerhoff AG.

Der Strukturreichtum und die Kombination aus Offenlandbereichen und Felsen sowie Laubmischwäldern kennzeichnen die sehr gute Eignung des Untersuchungsgebiets als Fledermauslebensraum, was in der hohen Anzahl von 8 landesweit gefährdeten bis stark gefährdeten Fledermausarten zum Ausdruck kommt. Wald- und Steinbruchränder sowie verbuschte, aufgelassene Steinbrüche bieten günstige Lebensbedingungen für Reptilien wie Blind-schleiche, Waldeidechse und die landesweit gefährdete Zauneidechse.

Für die artenreiche Tagfalterfauna des Untersuchungsraums spielen bis auf wenige Ausnahmen (z. B. Waldbrettspiel) geschlossene Waldstandorte eine untergeordnete Rolle. Bedeutender sind Wald-ränder, Lichtungen, offene und halboffene Bereiche mit Gebüschstrukturen und insbesondere für stenöke, gefährdete Schmetterlingsarten die Kalkhalbtrockenrasen und blühenden Säume mit Schwerpunkt in den Steinbrüchen. Eine noch stärkere Bindung an offene Standorte wie Steinbrüche und Waldlichtungen zeigen Heuschrecken im Untersuchungsgebiet. Die Spinnenfauna zeigt im Bereich der Waldflächen eine typische Artenkombination auf, während in Steinbrüchen eine artenreiche Spinnengemeinschaft sowie einige auf diesen Lebensraum beschränkte, gefährdete bis stark gefährdete Arten der Trockenrasen und Felsheiden (z. B. *Euophrys herbigrada*, *Xysticus ninnii*) vorkommen.

10.1.10 Spannungsfeld Ökonomie – Ökologie

In Verbindung mit umfangreichen Investitionen (120 Mio Euro) für eine neue Produktionslinie hatte die Dyckerhoff AG eine mittlerweile genehmigte Erweiterung der Abgrabung beantragt. Im Vorfeld der Entscheidung kam es zu erheblichen Konflikten im Spannungsfeld von Unternehmen, Politik, amtlichem und ehrenamtlichem Naturschutz.

Die konträren Standpunkte der unterschiedlichen Interessengruppen führten in der Folge zur Erarbeitung eines umfangreichen Gutachtens zum Nutzungskonflikt Kalksteinabbau – Naturschutz (Teutoburger Wald-Gutachten). Die hierbei erarbeiteten Kompromisse erbrachten eine Versorgungssicherheit mit Rohstoffen für die nächsten 25 Jahre und bedeuteten gleichzeitig eine Minimierung der Eingriffe in Natur und Landschaft. Die konstruktive Zusammenarbeit führte in der Folge zur Gründung der Interessengemeinschaft Teutoburger Wald e. V. (IG Teuto) durch die Arbeitsgemeinschaft für Naturschutz Tecklenburger Land e. V. (ANTL), die Dyckerhoff AG und die gleichfalls beteiligte Schencking Kalk- und Kalksandsteinwerke GmbH & Co. KG. Der Kreis der Vereinsmitglieder umfasst zudem die Gemeinden Lengerich und Lienen, den Deutschen Gewerkschaftsbund sowie weitere Einrichtungen.

Der Verein verfolgt die Förderung von Maßnahmen des Natur- und Landschaftsschutzes nicht nur im Bereich der Produktionsstätten, sondern in großen Teilen der Region. Dies ermöglicht die Ausarbeitung großräumiger kulturhistorischer und landschaftspflegerischer Konzepte u. a. zur Entwicklung von Kalkhalbtrockenrasen durch Schafbeweidung und zur Entwicklung orchideenreicher Buchenwälder durch Wiedereinführung der Niederwaldbewirtschaftung (z. B. LASCHTOWITZ 1989; MAHLER & MIEHLKE 1998; SALLMANN 2000; FH OSNABRÜCK 2001).

10.1.11 Naturschutzfachliche Bedeutung

Die Abbaustätten der Dyckerhoff AG liegen in einem noch reich strukturierten Landschaftsraum, der durch verschiedene Stadien von Kalkbuchenwäldern gekennzeichnet ist. Diese Landschaft unterlag – wie andere mitteleuropäische Räume auch – einem erheblichen Kulturlandschaftswandel. Extensive Weide- und Nutzungssysteme wurden aufgrund ihrer Unrentabilität aufgegeben bzw. in intensive Nutzungstypen überführt. So sind vor allem Kalkmagerrasen und Streuwiesennutzungen aktuell nur noch auf sehr kleinen Restflächen vorhanden bzw. fehlen vollständig.

Die Abbaustätten stellen somit in diesem Landschaftsraum einerseits einen erheblichen Eingriff in Natur und Landschaft dar. Zum anderen sind in den Steinbrüchen Biototypen geschaffen worden bzw. entstanden, die im Umfeld stark gefährdet sind. So kommen in den aufgelassenen Abbaustätten kalk-oligotrophe Stillgewässer und Quellbereiche vor, die in der Umgebung durch Fischbesatz, Nährstoffeintrag landwirtschaftlicher Nutzungen bzw. im Falle der Quellen durch Melioration nicht mehr vorhanden sind. Gleichzeitig erhöhen die Steinbrüche aufgrund ihrer spezifischen lokalen Temperaturextreme die Klimadiversität des Bezugsraumes.

Die naturschutzfachliche Bedeutung der Steinbrüche wird durch den funktionalen Zusammenhang zwischen Steinbruch und Umfeld noch erhöht. So wird das Vorkommen einiger aufgeführter Taxozönosen durch die räumliche Nähe von Steinbruchbiotopen und Wäldern gefördert, z. B. bei Tagfaltern und Amphibien. Die Steinbrüche stellen für einige Artengruppen, wie z. B. Arten der Kalkmagerrasen, aktuell Ausweichbiotope zur Verfügung. Diese Arten kommen zwar im Umfeld noch vor, sind jedoch auf kleine Restflächen beschränkt. Für die Arten der Quellmoore und Streuwiesen sind die Abbaustätten echter Refugialraum, da die natürlichen Standorte dieser Arten vollständig anthropogen überformt sind.

In diesem Landschaftsraum wird das naturschutzfachliche Problem der Bewertung von Steinbrüchen besonders deutlich. Einerseits befinden sich die Abbaustätten in einem Landschaftsraum, der partiell eine ganze Reihe gefährdeter Biototypen enthält. Andererseits erhöhen die Steinbrüche die Strukturdiversität des Raumes beträchtlich und fördern somit eine große Anzahl unterschiedlichster Taxozönosen durch die Stillgewässer, Quellaustritte, Felsen und offenen Schotterfluren. Entsprechend kommt vor allem den stillgelegten Abbaustätten eine sehr hohe naturschutzfachliche Bedeutung zu. Dies gilt auch für die aufgelassenen Bereiche der betriebenen Abbaustätten.

10.2 HeidelbergCement AG, Werk Schelklingen

Für das Fallbeispiel HeidelbergCement AG, Werk Schelklingen, konnte folgende Literatur verwendet werden: GRADMANN (1898), GRAUL (1952), GEMEINDE ALLMENDINGEN (1961), GWINNER (1962), BAUR & MÜLLER (1972), USHER (1979), LANDESVERMESSUNGSAMT BAD.-WÜRTT. (1983), SPECKER et al. (1985), GEYER & GWINNER (1986), ALBRECHT (1991), TRÄNKLE et al. (1992), BOHMER & RAHMANN (1997b), TRÄNKLE (1997), BDZ/VDZ (2001).

10.2.1 Untersuchungsraum

Der betriebene Steinbruch Vohenbronnen liegt südöstlich der Gemeinde Schelklingen am Südrand der Schwäbischen Alb in Baden-Württemberg. Er befindet sich in der naturräumlichen Haupteinheit „Mittlere Flächenalb“ (GRAUL 1952), die durch schwach modellierte Hochflächen und Hügelländer charakterisiert ist. Der Steinbruch liegt in einer Höhe von 560 bis 660 m über NN und hat eine derzeitige Größe von ca. 75 ha. Seit 1899 werden hier die Gesteine des Oberen Weißjura-Mergel oder Zementmergel (ζ_2) und der Hangenden Bankkalke (ζ_3) (GEYER & GWINNER 1986) abgebaut. Darüber hinaus stehen die Schichten der Unteren und Oberen Süßwassermolasse im Hangenden des Steinbruches an. Der Kalkgehalt der für die Zementindustrie bedeutenden Schichten ζ_2 und ζ_3 liegt zwischen 60 und 90% (GWINNER 1962).

Der gesamte Naturraum ist landschaftlich reich strukturiert mit zahlreichen aus landschaftsökologischen und naturschutzfachlichen Gründen hochwertigen Biotopen (z. B. natürliche Felsköpfe, Steppenheidelrelikte (vgl. GRADMANN (1898)), Trockentalrinnen). Die landwirtschaftlichen Nutzflächen beschränken sich auf die Tallagen und die Hochflächen, während die Talhänge vorwiegend Mischwälder mit kleinen Resten ehemaliger Schafweiden tragen. Wie aus historischen Abbildungen z. B. bei SPECKER et al. (1985) und ALBRECHT (1991) zu entnehmen ist, sind dies Reste der ehemals großflächigen, die Talhänge einnehmenden Schafweiden. Die großen Überflu-

tungs- und Durchströmungsmoore der Talauen sind fast vollständig verschwunden.

Das Klima zeichnet sich durch relativ geringe Niederschläge von knapp über 700 mm und eine mittlere Jahrestemperatur von 8,2 °C aus. Allerdings kann nach TRÄNKLE et al. (1992) das Kleinklima in Steinbrüchen in charakteristischer Weise abweichen.

10.2.2 Beschreibung des Steinbruchs

Die Abbaustätte weist eine rautenförmige Form auf, von der im östlichen Teil ein schmales, 500 m langes L-förmiges Teilstück abzweigt. Der Abbau bewegt sich auf breiter Front vornehmlich nach Norden in den dort aufragenden Berg hinein. Die großen, wenig befahrenen Sohlenstandorte besitzen geringmächtige Schuttauflagen und zahlreiche ephemere bzw. wenige ausdauernde Gewässer. Die westlichen Sohlenbereiche wurden erst jüngst rekultiviert und werden aktuell als Grünland genutzt. Nach Westen angrenzend finden sich 5 bis 8 Jahre alte rekultivierte Bereiche. Hier wurden außer einer Gehölzansaat keine weiteren Maßnahmen durchgeführt. Weitere vollständig bepflanzte Rekultivierungen finden sich als Sichtschutz am südlichen Ende des Steinbruches. Eine rund 0,25 ha große Fläche mit einem ausdauernden Stillgewässer wurde im südlichen Sohlenbereich als Sukzessionsfläche ausgewiesen.

In dem L-förmigen Teilbereich im Osten finden sich große wechsellasche Zonen und Halden mit stark tonhaltigen Böden aus Süßwassermolasse. Abraumhalden sind nur sehr kleinflächig vorhanden. 30 bis 40 Jahre alte kleinflächige Zonen finden sich nur im Osten und im ältesten Steinbruchteilstück im Westen. Die Betriebsgebäude liegen im äußersten südwestlichen Bereich. Das abgebaute Gestein wird durch ein Förderband zum 2,5 km entfernten Werk in Schelklingen transportiert.

Von der gesamten Steinbruchfläche entfallen etwa 75 % auf die aktiven Bereiche, rund 15 % auf rekultivierte Flächen sowie insgesamt ca. 10 % auf 10 bis 40 Jahre alte temporär nicht genutzte Bereiche.

10.2.3 Vegetation des Umfeldes

Als Umfeld wurde eine Fläche erfasst, die sich von der Steinbruchkante 500 m weit ins umgebende Gelände erstreckt.

Im Umfeld finden sich im südlichen, im südöstlichen und nordöstlichen Bereich ackerbauliche Intensivflächen. Das gesamte westliche und ein Großteil des nördlichen Umfeldes wird von artenreichen Fichtenhoch- und Buchenmischwäldern mit kleinen Windwurfzonen eingenommen. Auch der L-förmige Steinbruchteil ist vollständig von 50 bis 250 m breiten, artenreichen Nadellaubmischwäldern umgeben. In den Laubwäldern befinden sich einige artenreiche Steppenheiden und Felsköpfe. Ein Teil des nordwestlichen Umfeldes wird von extensiv beweideten bzw. in Sukzession befindlichen Halbtrockenrasen eingenommen. Nach Norden schließen sich ackerbauliche Kulturen (s. o.) und in 500 m Entfernung Reste der ehemaligen Sotzenhausener Heide an. Im östlichen Umfeld finden sich sehr artenreiche, teils bodenoffene Halbtrockenrasen und Halbtrockenrasensukzessionen unterschiedlichen Alters in engräumiger Verzahnung mit Feldgehölzen, Hecken und Kiefernverbuschungen bzw. Kiefernwäldern. Große Teile der Kiefernwälder lassen noch Relikte der ehemaligen Halbtrockenrasen erkennen. Die Halbtrockenrasen grenzen nur im nördlichen Steinbruchbereich und als rund 10 m breiter Schlauch im Süden direkt an den Steinbruch an.

Die Flächenanteile der Biotoptypen im Umfeld des Steinbruchs belaufen sich auf etwa 40 % Laubwälder, 20 % Äcker, 15 % Nadelwälder, 10 % Halbtrockenrasen bewaldet, 5 % Halbtrockenrasen in Sukzession, 3 % Halbtrockenrasen, 2 % Grünland artenreich, 2 % thermophile Säume, 1 % Steppenheiden und Felsköpfe, 1 % Straßenbegleitflächen, 0,5 % Feldgehölze und Hecken, 0,5 % Feldwege und jeweils weniger als 0,5 % Fließgewässer/Staudenfluren, Ruderalfluren, hygrophile Säume, Schlagfluren und Windwurfzonen (TRÄNKLE 1997).

10.2.4 Nutzungsgeschichte des Umfeldes

Auf der Karte des Topographischen Atlas des Königreiches Württemberg 1:50.000, Blatt 34 von 1828 (LANDESVERMESSUNGSAMT BAD.-WÜRTT. 1983) und den Flurkarten⁴ von 1821 sind im südlichen Umfeld auf den flachen Geländeteilen bereits die heute ebenfalls vorhandenen landwirtschaftlichen Nutzflächen in gleicher Ausdehnung verzeichnet. Dazwischen liegen zahlreiche unverbüschte Schafweiden.

Das gesamte südöstliche Umfeld weist ebenso wie das gesamte nordwestliche Umfeld lichte Waldweiden auf. Auf dem Gebiet des heutigen Steinbruches und auf dem gesamten nordöstlichen Viertel des Umfeldes sind unverbüschte Schafweiden mit eingestreuten Wiesenbereichen vorhanden. Das Umfeld gilt seit mindestens 1720 als „uralt Weidegebiet“ (BAUR & MÜLLER 1972). Aus den alten Flurkarten wird deutlich, dass bereits um 1850⁵ Teile der ehemals offenen Schafweiden zu verbüschen begannen. Die nordwestlich gelegenen Waldweiden sind v. a. entlang der Täler dichter geschlossen, was auf eine nachlassende oder aufgegebene Nutzung schließen lässt. Seit 1937 bzw. 1950⁶ sind alle im südlichen Umfeld ehemals vorhandenen Waldweiden mit Nadelwäldern bestanden und alle ehemaligen Schafweiden in landwirtschaftliche Nutzflächen umgewandelt sowie entlang der Waldweiden mit Fichten aufgeforstet. Die Schafweiden im nordöstlichen Umfeld sind zu diesem Zeitpunkt größtenteils entweder durch den Steinbruch oder durch Aufforstung und zum kleineren Teil durch natürliche Sukzession zurückgegangen. Spätestens seit 1960 werden die auch heute noch vorhandenen Reste nicht mehr genutzt (BAUR & MÜLLER 1972). Die ehemaligen Waldweiden im Nordwesten sind mit Fichten und Buchenwäldern bestanden, auf den steilen Südhängen haben sich Buchen-Step-

penheidewälder entwickelt (BAUR & MÜLLER 1972).

Die Heideflächen im Raum Schelklingen sind zwischen 1821 und 1997 insgesamt um 95 % (von 14 % auf ca. 0,7 % der Gesamtfläche) zurückgegangen. Als Ursachen lassen sich vor allem Nutzungsintensivierung und Umwandlung zu Ackerflächen sowie die Zunahme der Waldfläche durch natürliche Sukzession und Aufforstung aufführen (BÖHMER & RAHMANN 1997b).

10.2.5 Aktuelle Vegetation des Steinbruches

Die Daten zur Vegetation und Flora sind der Untersuchung von TRÄNKLE (1997) entnommen. Die Vegetation des Steinbruches wird im Wesentlichen von Wanderbiotopen und rekultivierten Flächen geprägt. In Absprache mit dem örtlichen Naturschutzbeauftragten hat die Betreiberfirma größere Teilbereiche als temporäre Wanderbiotope ausgewiesen. Es handelt sich um trockene Bereiche mit Übergang zu dauerhaften Gewässern mit ausgedehnten Flachwasserzonen.

Die Zwischenrekultivierungen bestehen zum einen aus waldartigen *Salix caprea* (Sal-Weide)-Rekultivierungsgesellschaften sowie landwirtschaftlichen Nutzflächen auf der Tiefsohle. Die wenig bepflanzten rekultivierten Zonen weisen aufgrund ehemals angrenzender Halbtrockenrasen als Mesobrometum ansprechbare Artengemeinschaften mit *Bromus erectus* (Aufrechte Trespe) und *Koeleria pyramidata* (Pyramiden-Kammschmiele) auf.

Auf den nicht rekultivierten, extrem flachgründigen Standorten klüftiger Bankkalke haben sich mit Kiefern bestandene Halb-

trockenrasen gebildet (*Pinus sylvestris* (Wald-Kiefer)-Halbtrockenrasen). Auf den Verwitterungshalden etablieren sich *Tussilago farfara* (Huflattich)-Initialgesellschaften. Die flachgründigen, wechselfeuchten Sohlenstandorte tragen eine *Juncus articulatus* (Glanzfrüchtige Binse)-*Typha latifolia* (Breitblättriger Rohrkolben)-Initialgesellschaft.

10.2.6 Floristischer Vergleich Steinbruch – Umfeld

Der Steinbruch Vohenbronnen weist eine hohe Anzahl (18,9 %) von Arten auf, die nur innerhalb der Abbaustätte vorkommen (vgl. Tab. 55). Ebenfalls als hoch zu bezeichnen ist die Anzahl der Arten, die sowohl im Umfeld als auch im Steinbruch vorkommen (52,2 %). Gleichzeitig ist die Anzahl der Arten, die ausschließlich im Umfeld vorhanden sind, im Vergleich zu anderen Abbaustätten mit 28,8 % niedrig (vgl. TRÄNKLE 1997).

Die hohe Anzahl von Arten, die sowohl im Umfeld als auch in der Abbaustätte vorkommen, ist zum Teil auf die gut ausgebildeten Halbtrockenrasenstadien mit einer entsprechenden floristischen Ausstattung im Steinbruch zu erklären. Das Auftreten der Arten ist nur in einem Fall auf unmittelbar angrenzende Flächen zurückzuführen. Die anderen Magerrasenstandorte liegen weit entfernt von den potentiellen Lieferbiotopen und sind zusätzlich durch Wälder isoliert. Somit kann geschlossen werden, dass durch 100 bis 200 m Wald und wahrscheinlich auch andere Isolationsstrukturen (Wasserflächen, landwirtschaftliche Intensivflächen etc.) die Einwanderung von Halbtrockenrasenarten im weiteren Sinne nicht verhindert wird. Dieses Ergebnis wird durch Daten von anderen Abbaustätten bestätigt (vgl. TRÄNKLE 1997).

Tab. 55: Vergleich der Anzahl und Anteile der Pflanzenarten des Steinbruches Vohenbronnen, die nur im Steinbruch, nur im Umfeld und sowohl im Steinbruch als auch im Umfeld vertreten sind.

Artenzahlen absolut				Anteil an Gesamtartenzahl [%]		
Nur Steinbruch	Nur Umfeld	Steinbruch u. Umfeld	Gesamt = 100 %	Nur Steinbruch	Nur Umfeld	Steinbruch u. Umfeld
101	154	279	534	18,9	28,8	52,2

⁴ Flurkarten Nr. SO1646, SO1647, SO1746 und SO1747 von 1821 (1:2.500)

⁵ Flurkarten Nr. SO1646 von 1850 (1:2.500)

⁶ Flurkarten Nr. SO1647, SO 1746 und SO1747 von 1937/50 (1:2.500); Landesvermessungsamt Bad.-Württ.: Luftbild von 1951, Bildflug 7624, Bild Nr. 143 (ca. 1: 10.000)

Tab. 56: Gesamtartenzahlen und Zahl der gefährdeten Pflanzenarten im Steinbruch Vohenbronnen und dessen Umfeld. Bezugsbasis für die Spalten "Verhältnis [%]" ist die Summe der Gesamtartenzahlen bzw. die Summe der Anzahl und des Anteils gefährdeter Arten jeweils von Steinbruch und Umfeld.

Gesamtartenzahlen				Gefährdete Arten							
Absolut		Verhältnis [%]		Steinbruch		Umfeld		Verhältnis [%] Absolut		Verhältnis [%] Anteil	
Steinbruch	Umfeld	Steinbruch	Umfeld	Absolut	Anteil [%]	Absolut	Anteil [%]	Steinbruch	Umfeld	Steinbruch	Umfeld
380	433	87,8	100	12	3,2	28	6,5	30,0	70,0	33,0	67,0

Eine Selektion der Arten aufgrund der Ausbreitungsart war bekannt (vgl. USHER 1979) und wird durch die Analyse der Bau- und Ausbreitungstypen bestätigt.

In Tab. 56 sind die Gesamtartenzahlen und die Anzahl der gefährdeten Arten nach Umfeld und Steinbruch getrennt dargestellt. Die Gefährdungsgrade der Pflanzen richten sich nach der Roten Liste für Baden-Württemberg. Es wird deutlich, dass im Umfeld der Anteil gefährdeter Arten etwa doppelt so hoch liegt wie im Steinbruch, eine für die Abbaustätten der Zementindustrie außergewöhnliche Konstellation (BDZ/VDZ 2001). Dies ist vor allem auf die reich strukturierte Landschaft mit natürlichen Felsen und Steppenheiden im Umfeld der Abbaustätte zurückzuführen. Hervorzuheben ist allerdings, dass der Steinbruch diese Zahlen mit deutlich kleinerer Fläche (75 ha) als das Umfeld (225 ha) erreicht. Auch in den Gesamtartenzahlen erreicht der Steinbruch bereits 87,8 % der Artenzahlen des dreimal größeren Umfeldes.

Die gefährdeten Pflanzenarten der Steinbruchfläche kommen aus dem Bereich der Kalkhalbtrockenrasen. Neben einer Vielzahl an regional mittlerweile zurückgehenden Arten sind hier die gefährdeten Pflanzenarten *Gentiana ciliata* (Fransen-Enzian), *Gentiana germanica* (Deutscher Enzian), *Linum perenne* (Stauden-Lein), *Potentilla heptaphylla* (Rötliches Fingerkraut) und *Thesium pyrenaicum* (Wiesen-Leinblatt) vorhanden. Lichte Gehölzsukzessionen und trocken-warme Ruderalstandorte beherbergen die gefährdeten Arten *Anagallis foemina* (Blauer Acker-Gauchheil), *Epipactis atrorubens* (Rotbraune Stendelwurz), *Rosa micrantha* (Kleinblütige Rose) und *Stachys germanica* (Deutscher Ziest). Eine gefährdete Art feuchter Standorte stellt *Catabrosa aquatica* (Quellgras) dar.

10.2.7 Fauna

Exemplarisch für die Bedeutung des Steinbruchs als Lebensraum für die Fauna sollen die Amphibien betrachtet werden. Den Ausführungen liegt die Arbeit von BÖHMER & RAHMANN (1997b) zugrunde.

Obwohl Steinbrüche deutlich weniger als 5 % des Untersuchungsraumes Blaubeuren ausmachen, liegen etwa die Hälfte der Amphibienlaichgewässer in den Abbaurealen. Der Anteil temporärer Gewässer ist in diesen Fällen relativ hoch.

Im Steinbruch Vohenbronnen laichen 9 der 10 im Untersuchungsraum nachgewiesenen Amphibienarten, darunter in großen Populationen der Laubfrosch und die Kreuzkröte. Mit Gelbbauchunke und Kreuzkröte beherbergt der Standort Vohenbronnen zwei typische Steinbrucharten. Es handelt sich um Bewohner temporärer Lebensräume, deren primäre Lebensräume in ursprünglichen Flusslandschaften mit

Auendynamik lagen und heute weitgehend zerstört sind. Die intensiv genutzte Agrarlandschaft bietet keinen adäquaten Lebensraum für die Arten. Entsprechend kommt den Sekundärlebensräumen in den Steinbrüchen eine herausragende Bedeutung für den Erhalt dieser Arten zu.

Der wesentliche Grund für die hohe Artenzahl ist in der geringeren Tiefe der perennierenden Laichgewässer mit relativ hohen Wassertemperaturen zu sehen. Gleichzeitig spielt die Nähe von Wald und Wiesen sowie ein ausreichender Anteil von „Ödland“ im Umfeld eine wichtige Rolle.

10.2.8 Naturschutzfachliche Bedeutung

Der Steinbruch Vohenbronnen liegt in einer noch reich strukturierten Kulturlandschaft. Im Umfeld des Steinbruches vollzog sich jedoch in den letzten Jahrzehnten ein dramatischer Wandel. Aus einer von extensiven Weideflächen geprägten Landschaft verschwanden die Magerrasen durch Aufforstung und Sukzession weitgehend. Heute sind in der unmittelbaren Umgebung nur noch spärliche Magerrasenbrachen vorhanden, die einen Großteil der wertgebenden Pflanzenarten beherbergen. Die Abbaustätte bietet diesen Arten im Wesentlichen auf den nicht rekultivierten Flächen Lebensraum und dient somit als Ausweichbiotop. Vor allem die initialen Magerrasenstadien

der Steinbruchflächen werden von Arten besiedelt, die in den ursprünglichen Standorten an intensive Beweidung angepasst sind (z. B. *Gentiana ciliata* (Fransen-Enzian), *Gentiana germanica* (Deutscher Enzian)).

Die heute im Umfeld der Abbaustätte vorhandenen Magerrasen einschließlich ihrer typischen Arten werden ohne entsprechende Pflege in den nächsten Jahrzehnten vollständig verschwunden sein. Im Zuge dieses Prozesses wird die naturschutzfachliche Bedeutung der Abbaustätte weiter steigen und den Magerrasenarten zunehmend Refugialraum bieten.

Refugialraum stellt der Steinbruch schon heute für eine Reihe von Tiergruppen dar. So fehlen geeignete Laichgewässer für Amphibien im Umfeld weitgehend. Entsprechend konzentrieren sich die Amphibienvorkommen des gesamten Blaubeurer Raumes heute in den Abbaustätten der Region. Für viele faunistische Taxozönosen bietet der Vohenbronner Steinbruch Sonderstandorte wie z. B. Felswände, Schotterflächen und großräumige Schutthalden, die in der heutigen Kulturlandschaft kaum mehr vorhanden sind.

Der Abbaustätte kann naturschutzfachlich eine hohe Bedeutung zugesprochen werden, die in den kommenden Jahren voraussichtlich noch zunehmen wird.

Die vorliegende Literaturstudie basiert auf der Auswertung eines Datenpools von insgesamt 588 Literaturstellen. Die Literaturzitate stammen aus veröffentlichter Fachliteratur, nicht veröffentlichten Arbeiten und Unterlagen aus Genehmigungsverfahren.

Die naturschutzfachliche Bedeutung von Abbaustätten der Zementindustrie ist vor allem durch das Vorkommen von gefährdeten Arten und Lebensgemeinschaften definiert. Das Vorkommen der gefährdeten Arten wird dadurch ermöglicht, dass die Abbaustätten Biototypen beherbergen, die in der umliegenden Kulturlandschaft selten sind oder vollständig fehlen. Es handelt sich meist um Extremstandorte, die durch Nährstoffarmut, kleinklimatische Standortextreme in Temperatur und Feuchte sowie das weitgehende Fehlen von Pflanzenschutz- und Düngemitteln gekennzeichnet sind. Zusätzlich gewährleisten die unterschiedlichen Ausgangssubstrate in den Abbaustätten der Zementindustrie eine hohe Strukturvielfalt auf engem Raum. In der umliegenden Kulturlandschaft verursacht hingegen der Strukturwandel v. a. in der Landwirtschaft bis heute einen flächigen Verlust an Biodiversität.

Die Auswertung der Literatur ergibt für die Abbaustätten der Zementindustrie im Vergleich mit dem Umfeld überdurchschnittlich hohe Artenzahlen für Pflanzen, wobei stillgelegte Abbaustätten in der Regel niedrigere Artenzahlen als betriebene Abbaustätten aufweisen. Die Abbaustätten sind Refugialbiotope für eine Vielzahl gefährdeter Arten der Magerrasen, temporärer und perennierender Kleingewässer und lichter Laubmischwälder. In einigen Standorten sind Kalkniedermoore und Binnensalzstellen mit entsprechender Vegetation vorhanden. Aufgrund der hohen Artenzahlen und dem hohen Anteil gefährdeter und geschützter Arten wird die Bedeutung der Abbaustätten für den Arten- und Biotop-

schutz als hoch eingestuft. Ähnlich sind die Vorkommen von Moosen und Armleuchteralgen zu bewerten. Für einige Artengruppen wie z. B. die Pilze liegen noch keine ausreichenden Daten vor.

Faunistische Ergebnisse liegen vor allem für die Avifauna (Vögel) sowie Amphibien und Reptilien vor. Die Abbaustätten sind aufgrund ihrer Ausstattung vor allem für Felsbrüter und Arten offener Rohböden und Schotterebenen wichtige Refugialräume. Sowohl betriebene als auch stillgelegte Abbaustätten werden aufgrund der vorliegenden Datengrundlage naturschutzfachlich als hoch und in Einzelfällen als sehr hoch bewertet. Die Artenzahlen der Amphibienfauna sind ebenfalls überdurchschnittlich hoch. Dies ist vor allem auf das Vorkommen sehr unterschiedlicher Gewässertypen in den Abbaustätten der Zementindustrie zurückzuführen. Die „klassischen“ Steinbrucharten Gelbbauchunke, Kreuzkröte und Laubfrosch sind sowohl in betriebenen als auch in stillgelegten Abbaustätten höchst vertreten. Die hohen Artenzahlen und der hohe Anteil gefährdeter Amphibienarten werden von den Reptilien nicht erreicht. Gleichwohl kommen 52 % aller gefährdeten Reptilienarten Deutschlands in den Abbaustätten vor.

Für die Insekten- und Spinnenfauna liegt je nach Lebensraumsansprüchen der Taxozönoten und der Bearbeitungsintensität der Untersuchungen ein sehr unterschiedlicher Informationsstand vor. Insgesamt kann von erstaunlich artenreichen Libellen-, Hautflügler- und Spinnenvorkommen ausgegangen werden. Dies ist auch hier auf das komplexe räumliche und zeitliche Mosaik verschiedenster Standortbedingungen und auf die besondere klimatische Situation der Abbaustätten zurückzuführen. Entsprechend häufig werden z. B. mediterrane Libellenarten genannt. Aufgrund des reichen Blütenangebotes von Magerrasen, Ruderalfluren und sonstigen Offen-

landbiotopen ergeben sich auch für Schmetterlinge stellenweise hohe Artenzahlen mit einer Vielzahl gefährdeter Arten. Die Abbaustätten der Zementindustrie unterscheiden sich dabei von anderen Abbaustätten durch das regelmäßige Auftreten von Schmetterlingen hygrophiler Standorte. Die Heuschreckenfauna der Abbaustätten wird maßgeblich vom pflanzlichen Nahrungsangebot und von Vorkommen im Umfeld bestimmt. Aufgelassene Abbaustätten weisen hinsichtlich der Insekten- und Spinnenfauna i. a. deutlich höhere Artenzahlen auf als betriebene Abbaustätten. Eine hohe Bedeutung für Laufkäfer haben betriebene Abbaustätten mit Sonderbiotopen. So sind von norddeutschen Kreidegruben an Binnensalzstellen landesweit bedeutende Vorkommen halophiler Laufkäfer belegt. Ähnliches gilt für die Schneckenfauna dieser Standorte. Insgesamt ist die Schneckenfauna bisher aber nur selten untersucht worden.

Die Eignung von Steinbrüchen als Lebensraum für Fledermäuse wird maßgeblich von dem Vorhandensein geeigneter Winter- bzw. Sommerquartiere bestimmt. So sind in Abbaustätten mit Stollen landesweit bedeutende Fledermausvorkommen belegt. Über die Eignung der Abbaustätten als Jagdhabitat liegen allerdings kaum Untersuchungen vor.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass sich die Abbaustätten der Zementindustrie durch eine Vielzahl unterschiedlicher Strukturmerkmale auszeichnen. Hier finden sich sowohl weiche Ton- und Kalkmergellagen als auch harte gebankte Kalke. Durch diese Grundbedingungen entsteht auf engem Raum ein komplexes räumliches und zeitliches Mosaik verschiedenster Standortsbedingungen, wie sie in anderen Abbaustätten in dieser Heterogenität kaum auftreten. Die Abbaustätten der Zementindustrie vermitteln zwischen den Teillebensräumen anderer

Steinbruchtypen (z. B. Felswände und -köpfe, Schuttkegel und Blockschuttfluren) und denjenigen der Kies- und Sandgruben (z. B. offene Wasserflächen, Uferzonen und Kies- und Sandflächen). Dies bedingt allgemein eine hohe Artenvielfalt in den Abbaustätten der Zementindustrie.

Das Spektrum der Arten setzt sich, wie in anderen Biotopkomplexen auch, zum großen Teil aus Ubiquisten und euryöken Arten zusammen, die mit den extremen Bedingungen der Steinbruchflächen zurecht kommen. Daneben sind jedoch regelmäßig Arten in den Abbaustätten vorhanden, die auf spezielle Standortsbedingungen angewiesen sind. Die Mehrheit dieser stenöken Arten stammt aus folgenden natürlichen und naturnahen Biotoptypen:

- Flussauen (Uferanrisse, Prallhänge, temporäre Gewässer, offene Kies- und Sandflächen)
- Natürliche Felsen (Felswände, Felsköpfe)
- Schutthalden (Block-, Grob-, Feinschutt)
- Magerrasen (flachgründige, thermophile und basenreiche Rasen)
- Niedermoore (basenreiche Kleinseggenriede, Quellmoorbereiche)
- Basenreiche, oligotrophe bis mesotrophe Stillgewässer (Röhrichte, submerse Makrophytenvegetation)

Diese natürlichen bzw. naturnahen Lebensräume sind in der Kulturlandschaft erheblich bedroht bzw. heute in vielen Regionen nicht mehr vorhanden. Die naturschutzfachliche Bedeutung der Abbaustätten verhält sich damit gegenläufig zum Verlust der Biodiversität des Umfeldes. Dies zeigen auch die Fallbeispiele Vohenbronnen und Lengerich. Die Abbaustätten der Zementindustrie ersetzen für einen Teil der Arten den ursprünglichen Lebensraum.

12 Literatur

- Albrand, H.-P. (1993): Landschaftspflegerischer Begleitplan für die Planfeststellungsunterlagen der Grube Saturn. Unveröfftl.
- Albrecht, H. (1991): Kalk und Zement in Württemberg. Industriegeschichte am Südrand der Schwäbischen Alb. Technik + Arbeit 4, Schriften des Landesmuseums für Technik und Arbeit in Mannheim. Verlag Regionalkultur, Ubstadt-Weiher. 349 S.
- Alfert, T.; Steffan-Dewenter, I.; Tscharnkte, T. (2001): Bienen und Wespen (Hymenoptera, Aculeata) in Kalksteinbrüchen: Der Effekt von Flächengröße und Flächenalter. Mitt. Dtsch Ges. Allg. Angew. Ent. 13: 579-582.
- Anderson, R.C.; Brown, L.E. (1991): Establishment of a wetland plant community in a limestone quarry. Castanea 56 (3): 168-175.
- Andrews, J.; Kinsman, D. (1990): Gravel pit restoration for wildlife: a practical manual. Royal Society for the Protection of Birds. 184 S.
- Ant, H.; Burrichter, E.; Gries, B.; Lindenschmidt, M.; Rehage, H.-O.; Runge, A.; Wedeck, H.; Weigt, H.-J. (1977): Ökologisches Rekultivierungsgutachten Westerbecker Berg. Arbeitsgemeinschaft für biologisch-ökologische Landesforschung. Unveröfftl.
- Archer, M.E. (1997): The aculeate wasps and bees (Hymenoptera: Aculeata) of two calcareous localities in Watsonian Yorkshire: Burton Leonard Lime Quarries and Cave Wold. Naturalist (Doncaster) 122 (1021): 45-52.
- Baasner, S.; Hadasch, J.; Starrach, M. (1998): Faunistische Untersuchungen Abbauvorhaben Fa. Dyckerhoff Zement GmbH Neubeckum. Unveröfftl. 15 S.
- Baehr M. (1987): Zur Biologie der einheimischen Amphibien und Reptilien. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 41: 7-70.
- Baehr, B. (1988): Die Bedeutung der Araneae für die Naturschutzpraxis, dargestellt am Beispiel von Erhebungen im Landkreis Weißenburg-Gunzenhausen (Mittelfranken). Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 83: 43-59.
- Baehr, B.; Baehr, M. (1983): Die Spinnen des Lautertales bei Münsingen (Arachnida, Araneae). Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 57/58: 375-406.
- Bahl, A.; Laue, C.; Märtens, B.; Pfenninger, M. (1997): Einfluss verschiedener Isolationsfaktoren auf den Gen-Fluss von Zauneidechsenpopulationen (*Lacerta agilis*). Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 27: 101-106.
- Balkenhol, B.; Flisse, J.; Zucchi, H. (1991): Untersuchungen zur Laufkäfer- und Spinnenfauna (Carabidae et Araneida) in einem innerstädtischen Steinbruch. Zur Problematik der Habitatverinselung. Pedobiologia 35 (3): 153-162.
- Barnard, E. (1972): Landschaftspflegerische Gesichtspunkte bei der Rekultivierung von Kalksteinbrüchen. Forschung und Beratung, Reihe C: Rekultivierungen der Abgrabungen von Steinen und Erden - Erfahrungen in Nordrhein-Westfalen 22: 133-143.
- Bastian et al. (1988): Ökologische Bestandskartierung des Steinbruches der Heidelberger Zement AG in Leimen. Unveröfftl.
- Bauer, H.-J. (1987a): Renaturierung oder Rekultivierung von Abgrabungsbereichen? Illusion und Wirklichkeit. Seminarberichte Naturschutzzentrum Nordrhein-Westfalen. Natur aus zweiter Hand – dargestellt an Abgrabungen und Aufschüttungen 1: 10-20.
- Bauer, S. (1987b): Verbreitung und Situation der Amphibien und Reptilien in Baden-Württemberg. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 41: 71-155.
- Baur, K.; Müller, K. (1972): Erläuterungen zur vegetationskundlichen Karte 1 : 25000, Blatt 7624 Schelklingen. Hrsg.: Staatliches Museum für Naturkunde, Stuttgart. 41 S.
- BDZVDZ (Bundesverband der Deutschen Zementindustrie e.V./Verein Deutscher Zementwerke e.V.; Hrsg.) (2001): Naturschutz und Zementindustrie. Projektteil 1: Auswertung einer Umfrage. Bearbeitet von Tränkle, U.; Röhl, M. Verlag Bau + Technik, Düsseldorf. 40 S.
- BDZVDZ (Bundesverband der Deutschen Zementindustrie e.V./Verein Deutscher Zementwerke e.V.; Hrsg.) (2002a): Naturschutz und Zementindustrie. Projektteil 3: Management-Empfehlungen. Bearbeitet von Reißwenger, T.; Tränkle, U.; Hehmann, M. Verlag Bau + Technik, Düsseldorf. 26 S.
- BDZVDZ (Bundesverband der Deutschen Zementindustrie e.V./Verein Deutscher Zementwerke e.V.; Hrsg.) (2002b): Zementrohstoffe in Deutschland. Geologie, Massenbilanz, Fallbeispiele. Bearbeitet von Basten, M.; Bröker, H.; Eber, B.; Hilger, J.; Lütkehaus, M.; Reimer, T.; Rosemann, H.; Schauer, M.; Sprung, S.; Wertel, C. Verlag Bau + Technik, Düsseldorf. 63 S.
- Bechmann, A.; Johnson, B. (1980): Zur Methodik der Bewertung von Naturschutzpotential. Verh. Ges. f. Ökologie 8: 53-65.
- Beierkuhnlein, C. (2001): Die Vielfalt der Vielfalt – Ein Vorschlag zur konzeptionellen Klärung der Biodiversität. Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 13: 103-118.
- Reißwenger, T.; Bönecke, G.; Deinet, A.; Kilian, M.; Kohl, R.; Schettler, W.; Perstrup, S. (2000): Forstliche Rekultivierung. Hrsg.: Landesarbeitskreis „Forstliche Rekultivierung von Abbaustätten“. Schriftenreihe der Umweltberatung im ISTE Baden-Württemberg 3: 69 S.
- Berlemann, W.; Rossmann, M. (2000): Der Teutoburger Wald – Landschaft zwischen Naturschutz und Rohstoffgewinnung. In: Interessengemeinschaft Teutoburger Wald e.V. (2000 Hrsg.): Kalk, Natur und Landschaft. Schriftenreihe der Interessengemeinschaft Teutoburger Wald 1: 14-29.
- Birken, S. (2000): Vergängliche Skulpturen – Bemerkenswerte Pilzvorkommen auf dem Kalksteinzug des Teutoburger Waldes. In: Interessengemeinschaft Teutoburger Wald e.V. (2000 Hrsg.): Kalk, Natur und Landschaft. Schriftenreihe der Interessengemeinschaft Teutoburger Wald 1: 126-155.
- Blankenhorn, H., Burla, H., Müller-Meyer, P., Villiger, M. (1969): Bestände an Amphibien zur Laichzeit in drei Gewässern des Kantons Zürich. – Vjschr. naturforsch. Ges. Zürich 114: 255-257.
- Böhmer, J. (mdl. Mitt.): Dr. J. Böhmer, Universität Hohenheim, Institut für Zoologie.
- Böhmer, J.; Rahmann, H. (1996): Vergleichende Untersuchungen zur Sukzession von Steinbrüchen unter besonderer Berücksichtigung des Naturschutzes – Faunistischer Teil. Unveröfftl. Abschlussbericht Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe. 119 S.
- Böhmer, J.; Rahmann, H. (1997a): Faunistische Aspekte der Sukzession, der Rekultivierung und des Naturschutzes in Steinbrüchen Südwestdeutschlands. In: Poschlod, P.; Tränkle, U.; Böhmer, J.; Rahmann, H. (Hrsg.): Steinbrüche und Naturschutz, Sukzession und Renaturierung. Umweltforschung in Baden-Württemberg. ecomed: 329-485.
- Böhmer, J.; Rahmann, H. (1997b): Faunistische Aspekte zum Naturschutzwert in Steinbrüchen. In: Böcker, R.; Kohler A. (Hrsg.): Abbau von Bodenschätzen und Wiederherstellung der Landschaft. 29. Hohenheimer Umwelttagung 29: 79-87.
- Bölte, R. (1996): Umweltverträglichkeitsstudie für das geplante Vorhaben Kalksteinabbau Steinbruch Südfeld der Spenner Zement GmbH. Unveröfftl.
- Bonn, S.; Poschlod, P. (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. Quelle Meyer. 404 S.

- Brainich, H. (1981): Die Vogelwelt der Schieferbrüche im Schwarzatal bei Bad Blankenburg (Thüringen). *Rudolfsstädter Heimathefte* 27 (3/4): 47-55.
- Braun, C. (1997): Immissionschutzrechtliches Genehmigungsverfahren Muschelkalksteinbruch Grafenau-Döffingen. *Ökologisches Gutachten. Ökologische Gutachten* C. Braun. Unveröfftl. 69 S.
- Brinkmeier, P. (1998): Vegetationskundliche Untersuchungen in Quarzporphyr-Steinbrüchen des Mittleren Schwarzwaldes. Unveröfftl. Diplomarbeit Universität Freiburg, Institut für Geobotanik. 136 S.
- Brinkschmidt & Partner (1981): Gesamtrekultivierungsplan Beckum. Unveröfftl.
- Brinkschmidt, Kortemeier & Partner (1994): Erweiterung und Vertiefung des Steinbruches Werk „Ilse“ der Firma Anneliese AG, Ennigerloh – Umweltverträglichkeitsstudie. Teil A: Haupt- und Ergebnisteil. Teil B: Methodischer Teil. Unveröfftl.
- Brinkschmidt; Kortemeier (1997): Umweltverträglichkeitsstudie zur geplanten Erweiterung der Steinbrüche Lengerich und Höste im Auftrag der Firma Dyckerhoff Zement GmbH. Unveröfftl.
- Brinkschmidt; Kortemeier (1998a): Landschaftspflegerischer Begleitplan zur geplanten Erweiterung der Steinbrüche Lengerich und Höste im Auftrag der Firma Dyckerhoff Zement GmbH. Unveröfftl.
- Brinkschmidt; Kortemeier (1998b): Stellungnahme zur Verträglichkeit der von der Firma Dyckerhoff Zement GmbH geplanten Steinbrucherweiterungen in Lengerich und Höste in Bezug auf § 19c Bundesnaturschutzgesetz („FFH-Richtlinie“). Unveröfftl.
- Buchmann, H.; Herr, C.-P.; Linder, W.; Rimpp, K.; Wolf, R. (1982): Die Feuchtgebiete der Region Mittlerer Neckar – Versuch einer ökologischen Bilanz. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 30: 1-91.
- Bürogemeinschaft Landschaftsökologie Bruns – Drescher (o.J.): Boden- und Wässerschutzkonzept Landkreis Heidenheim. Vertiefung 1 Beispiel „Steinbrüche“. Unveröfftl. 109 S.
- Dahl, A.; Breitenberger, M.; Stärk, A.: Floristische Kartierung, Erfassung von Mollusken und Fledermäusen im geplanten NSG „Dolomitabbaugebiet Ostrau“ einschließlich FND „Tännigt“ (Landkreis Döbeln – Sachsen). Anlage 4 zu Gutachten Bioplan GbR, Tübingen. 49 S.
- Darmer, G. (1967): Zur Rekultivierung von Erdaufschlüssen. *Entwicklung neuer Biotope und Biozönosen. Das Gartenamt* 8: 372-376.
- Darmer, G. (1970): Rekultivierung. *Handbuchwörterbuch für Raumforschung und Raumordnung*. 2. Auflage Hannover 3: 2721-2728.
- Davis, B. N. K. (ed.) (1981): *Ecology of quarries: the importance of natural vegetation: proceedings of a workshop held at Monks Wood. Experimental Station, 23-24 February 1981. ITE symposium* 11: 77 S.
- Davis, B.N.K. (1977): *The Hieracium flora of chalk and limestone quarries in England. Watsonia* 11: 345-351.
- Davis, B.N.K. (1979): *Chalk and Limestone Quarries as Wildlife Habitats. Minerals and the Environment* 1: 48-56.
- Davis, B.N.K. (1981): *Clipsham quarries: Their history and ecology. Transactions of the Leicester literary and philosophical society* 72: 59-68.
- Degen, A., Melter, J., Thoren, B. (1997a): Amphibien und Reptilien der Hohner Berge (Lengerich) und des Westerbecker Berges (Lienen). Unveröffentlichtes Fachgutachten. In: Brinkschmidt; Kortemeier (1997): *Umweltverträglichkeitsstudie zur geplanten Erweiterung der Steinbrüche Lengerich und Höste im Auftrag der Firma Dyckerhoff Zement GmbH. Unveröfftl.*
- Degen, A., Melter, J., Thoren, B. (1997b): Amphibien und Reptilien der Hohner Berge (Lengerich) und des Westerbecker Berges (Lienen). Unveröffentlichtes Fachgutachten. In: Brinkschmidt; Kortemeier (1997): *Umweltverträglichkeitsstudie zur geplanten Erweiterung der Steinbrüche Lengerich und Höste im Auftrag der Firma Dyckerhoff Zement GmbH. Unveröfftl.*
- Dense, C., Mäscher, G., Trappmann, C. (1997b): Fledermäuse im Bereich der Hohner Berge (Lengerich) und des Westerbecker Berges (Lienen). Unveröffentlichtes Fachgutachten. In: Brinkschmidt; Kortemeier (1997): *Umweltverträglichkeitsstudie zur geplanten Erweiterung der Steinbrüche Lengerich und Höste im Auftrag der Firma Dyckerhoff Zement GmbH. Unveröfftl.*
- Deters, G. (1999): Artenliste der Ameisen (Formicidae) auf einem Kalk-Halbtrockenrasen im Dyckerhoff-Steinbruch (Lengerich/Westfalen). Unveröfftl. 1 S.
- Detzel, P. (1998): *Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Ulmer Verlag.* 580 S.
- Detzel, P.; Bastian, A.; Bastian, H.V.; Buchweitz, M.; Siedle, K. (1992): Bedeutung von Kalksteinbrüchen für Heuschrecken – Untersuchungen verschiedener Kalksteinbrüche Baden-Württembergs. Unveröff. Studie Landesanstalt für Umweltschutz Bad.-Württ. 67 S.
- Deutsche Projekt Union GmbH (1993): Planfeststellungsunterlagen inkl. Umweltverträglichkeitsuntersuchung zur Erweiterung der Kreidegrube Heidestraße der Firma Alsen AG. Unveröfftl.
- Dicke, A. (1989): Renaturierungsplanung für Kalksteinbrüche im nördlichen Sauerland – dargestellt am Beispiel verschiedener Abbauflächen bei Warstein, Kreis Soest. Unveröfftl. Diplomarbeit an der Universität-Gesamthochschule Paderborn, Abteilung Höxter, Fachbereich 7, Studiengang Landespflege. 111 S.
- Diekjobst, H. (1965): Die Initialstadien der Kalkrohodenbesiedlung in den Steinbrüchen des Kernmünsterlandes. *Natur und Heimat* 25 (1): 11-15.
- Diekjobst, H.; Ant, H. (1972): Der Vegetationskomplex des Neuengesecker Steinbruchs im Lohnerklei bei Soest (Westf.). *Natur und Heimat* 3: 65-74.
- Dietz, H. (1993): Landschaftspflegerischer Begleitplan zum Antrag auf Abbauerweiterung des Steinbruches Homburger Höhe der Firma Heidelberger Zement, Werk Lengfurt. Unveröfftl.
- Dixon, J.M.; Hambler, D.J. (1984): An experimental approach to the reclamation of a limestone quarry floor: the first three years. *Environmental conservation* 11 (1): 19-28.
- Dixon, J.M.; Hambler, D.J. (1988): Coexistence, stress, and catastrophe, in grassy vegetation established in a hard-limestone quarry. *Environmental Conservation* 15 (3): 233-238.
- Ebert, G. (1991): *Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 1 und 2. Ulmer Verlag.*
- Eigner, J.; Schmatzler E. (1980): Bedeutung, Schutz und Regeneration von Hochmooren. *Naturschutz aktuell* 4.
- Eisentraut, M. (1960): Die Wanderwege der in der Mark Brandenburg beringten Mausohren. *Sonderheft Bonn. Zool. Beitr.* 11: 112-123.
- Ellenberg, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen.* 989 S.
- Feldmann, R. (1977): Sekundäre Lebensräume und ihre Bedeutung als ökologische Ausgleichsflächen. *Natur- u. Landschaftsk. Westf.* 13 (4): 117-122.
- Fischer, A. (1987): Untersuchungen zur Populationsdynamik am Beginn von Sekundärsukzessionen. Die Bedeutung von Samenbank u. Samenniederschlag für die Wiederbesiedlung vegetationsfreier Flächen in Wald und Grünlandges. *Diss. Bot.* 110: 234 S.
- Fischer, S.F.; Poschlod, P.; Beinlich, B. (1995): Die Bedeutung der Wanderschäferrei für den Artenaustausch zwischen isolierten Schaftriften. In: Beinlich, B.; Plachter, H. (Hrsg.): *Schutz und Entwicklung der Kalkmagerrasen der Schwäbischen Alb. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 83: 229-256.
- FRITZ Planungsgesellschaft mbH (1996): *Untersuchung der ökologischen Auswir-*

- kungen und der Auswirkungen auf das Landschaftsbild bei einem Tausch der Abtragungsflächen im Weiherbachtal. FRITZ Planungsgesellschaft mbH. Unveröfftl. 25 S.
- Frosch, M.; Heber, J.; Köser, J.-M.; Meier, U.; Oed, A.; Schoßau, C. (1998): Steinbrüche im Konfliktfeld Rohstoffabbau und Naturschutz. Mähgutausbringung als Renaturierungskonzept? Unveröfftl. Arbeit im Rahmen des Großpraktikums des Fachgebietes Naturschutz am Fachbereich Biologie der Universität Marburg. 106 S.
 - Gemeinde Allmendingen (Hrsg.) (1961): Allmendingen im Heimatbuch zur 1000-Jahr-Feier. Ulm.
 - Gertenbach, M. (2000): Schafherden am Teutoburger Wald. In: Interessengemeinschaft Teutoburger Wald e.V. (2000 Hrsg.): Kalk, Natur und Landschaft. Schriftenreihe der Interessengemeinschaft Teutoburger Wald 1: 202-215.
 - Gilcher, S. (1995): Lebensraumtyp Steinbrüche. Landschaftspflegekonzept Bayern II/17. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (Hrsg.). 176 S.
 - Gilcher, S.; Bruns, D. (1999): Renaturierung von Abbaustellen. Praktischer Naturschutz. Hrsg.: E. Jedicke. Ulmer Verlag. 355 S.
 - Gindele, H. (1996): Vegetation und Vegetationsentwicklung in zwei aktiven Steinbrüchen des Keupers (Trias) im Kreis Tübingen. Unveröfftl. Diplomarbeit, Fakultät Biologie der Univ. Tübingen. 85 S.
 - Goll, A. (1998): Untersuchungen zu Fledermausvorkommen im Steinbruch der Fa. Dyckerhoff Zement GmbH/Lengerich auf drei unterschiedlich strukturierten Freiflächen. Unveröfftl.
 - Görner, M. (1978): In Felsen, Steinbrüchen und Lockergesteinswänden Thüringens brütende Vögel. Ornitholog. Jahresber. d. Museums Heineanum. 3: 43-62.
 - Gradmann, R. (1898): Das Pflanzenleben der Schwäbischen Alb. Tübingen: 172-177.
 - Graul, H. (1952): Die Naturräumlichen Einheiten auf Blatt 179 Ulm. Geographische Landesaufnahme 1: 200.000. Naturräumliche Gliederung Deutschlands. Reise- u. Verkehrsverlag Stuttgart. 39 S.
 - Gray, H. (1981): Plant dispersal and colonisation. In: Ecology of quarries. The importance of natural vegetation. ITE (Institute of Terrestrial Ecology) Symposium No. 11. Ed. by: B.N.K. Davis. Monkswood, Huntingdon (GB): 27-31.
 - Grossmann, K. (1992): Dokumentation „Öde Flusslandschaft“, Ölschiefersteinbruch Dotternhausen. Unveröfftl.
 - Grundmann, M. (1998): Floristische Kartierungen zur Umweltverträglichkeitsstudie zum Kalksteinabbau der Firma Dyckerhoff Zement GmbH in Vellern Nord (Beckum). In: Kortemeier & Brokmann (2001): Abbauvorhaben Vellern Nord. Teil B: Umweltverträglichkeitsstudie. Anhang 2. 34 S.
 - Grunicke, U. (1996): Populations- und ausbreitungsbiologische Untersuchungen zur Sukzession auf Weinbergsbrachen am Keuperstufenrand des Remstales. Diss. Bot. 261: 210 S.
 - Grunicke, U.; Scheckeler, H.-J.; Scheckeler, U. (1995): Naturschutzfachliches Gutachten Sandbruch Hohe Straße. Bericht 1995. Grundlagenerhebung und Maßnahmen. Unveröfftl. Bericht im Auftrag des Forstamtes Backnang. 82 S.
 - Grunicke, U.; Scheckeler, H.-J.; Scheckeler, U. (1996): Naturschutzfachliches Gutachten Sandbruch Hohe Straße. Bericht 1996. Ökologische Dauerbeobachtung und Erfolgskontrolle. Unveröfftl. Bericht im Auftrag des Forstamtes Backnang. 77 S.
 - Gruppe f. Ökologische Gutachten (GÖG) (1992): Bedeutung von Kalksteinbrüchen für Heuschrecken – Untersuchung verschiedener Kalksteinbrüche Baden-Württembergs. Unveröfftl. Studie Landesanstalt f. Umweltschutz Bad.-Württ. 67 S.
 - Günnewig, D. (1986): Beckumer Steinbrüche – Beschreibung und kritische Auseinandersetzung mit der geplanten Gesamtrekultivierung. Flora und Fauna im Kreis Warendorf 4/86.
 - Haensel, J. (1966a): Zum Abschluss eines Fledermaus-Forschungsvertrages zwischen dem VEB Zementwerke Rüdersdorf und dem Tierpark Berlin. Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg 2/2: 43-44.
 - Haensel, J. (1966b): Fledermausforschungsvertrag zwischen den VEB-Zementwerken Rüdersdorf und dem Tierpark Berlin – Ein Beitrag zum praktischen Naturschutz. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung – Mitteilungen und Berichte 6/3: 157-159.
 - Haensel, J. (1973a): Ergebnisse der Fledermausberingungen im Norden der DDR, unter besonderer Berücksichtigung des Massenwinterquartiers Rüdersdorf. Periodicum Biologorum 75 Heft 1: 135-143.
 - Haensel, J. (1973b): Über die Saisonwanderung der Wasserfledermäuse, *Myotis daubentonii* (Leisl.), ausgehend vom Massenwinterquartier Rüdersdorf (Mammalia, Chiroptera). Zoologische Abhandlungen Staatliches Museum für Tierkunde in Dresden 32/15: 249-255.
 - Haensel, J. (1974): Über die Beziehungen zwischen verschiedenen Quartiertypen des Großen Mausohrs, *Myotis myotis* (Borkhausen 1797) in den brandenburgischen Bezirken der DDR. Milu, Leipzig. 3/5: 542-603.
 - Haensel, J. (1978): Searching for Intermediate Quartiers during Seasonal Migrations in the Large Mouse-Eared Bat (*Myotis myotis*). FIBRC – Proceedings of the Fourth International Bat Research Conference. Kenya National Academy for Advancement of Arts and Science: 231-237.
 - Haensel, J. (1979): Ergänzende Fakten zu den Wanderungen in Rüdersdorf überwinternder Zwergfledermäuse (*Pipistrellus pipistrellus*). *Nyctalus* (N.F.) 1/2: 85-90.
 - Haldemann, R. (1993): Schnecken im Bereich des Tagebaues. In: Schroeder, J., H. (Hrsg.): Führer zur Geologie von Berlin und Brandenburg 1: Die Struktur Rüdersdorf: 132-136.
 - Hambler, D.J.; Dixon, J.M. (1986): An experimental approach to the reclamation of a limestone quarry floor: the fourth to seventh years. *Environmental conservation* 13 (4): 337-345.
 - Hambler, D.J.; Dixon, J.M. (1990): The relative potentials of six grass cultivars for rehabilitation and stabilization of a limestone quarry spoil-bank. *Environmental Conservation* 17: 2t: 149-156.
 - Hattwig, M. (1992): Die Bedeutung der offengelassenen Kalksteinbrüche im Raum Lengerich als Lebensraum für Schmetterlinge. Unveröfftl. Diplomarbeit Institut für Geographie; Universität Münster.
 - Heber, J. (1984): Kalksteinbruch „Neuffener Hörnle“. Biotop aus zweiter Hand. Unveröfftl. Diplomarbeit Fachhochschule Nürtingen, Fachbereich Landschaftspflege. 95 S.
 - Hehmann (mdl. Mitt.): Markus Hehmann Dyckerhoff AG, Werk Lengerich.
 - Hehmann, M. (1997): Die Laufkäferfauna im Bereich der Hohner Berge (Lengerich) und des Westerbecker Berges (Lienen). Unveröffentl. Fachgutachten zur UVS.
 - Hehmann, M. (2000): Der Rundwanderweg Dyckerhoff-Steinbruch – Ein Streifzug durch die Tier- und Pflanzenwelt Hohnes. In: Interessengemeinschaft Teutoburger Wald e.V. (2000 Hrsg.): Kalk, Natur und Landschaft. Schriftenreihe der Interessengemeinschaft Teutoburger Wald 1: 156-169.
 - Hehmann, M.; Kölle, F.-W. (2000): Federführend und tonangebend – die Vogelwelt in Wald und Steinbruch. In: Interessenge-

- meinschaft Teutoburger Wald e.V. (2000 Hrsg.): Kalk, Natur und Landschaft. Schriftenreihe der Interessengemeinschaft Teutoburger Wald 1: 184-201.
- Henrion, I. (1985): Steinbrüche zwischen Iserlohn und Hagen. Vergleichendes Gutachten zur Naturschutzwürdigkeit auf floristisch-vegetationskundlicher Basis. Unveröfftl. Gutachten. Landesanstalt f. Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung (LÖLF) Nordrhein-Westfalen. 55 S.
 - Hepburn, I. (1942): The vegetation of the Barnack Stone Quarries. A study of the vegetation of the Northhamptonshire jurassic limestone. *J. Ecol.* 30: 57-64.
 - Hepburn, I. (1955): The vegetation of the old stone quarries at Collyweston. A further study of the Northhamptonshire jurassic limestone. *J. Ecol.* 43: 74-79.
 - Hermann, G. (1987): Ohne Titel. Unveröfftl. schriftl. Mitteilung. 8 S.
 - Hermann, G. (o.J.): Steinbrüche als Sekundärbiotop für Amphibien, Reptilien und Großschmetterlinge (Kurzfassung). Unveröfftl. schriftl. Mitteilung. 8 S.
 - Herr, C.-P. (1978): Feuchtbiotopkartierung in der Region mittlerer Neckar. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 11: 207-213.
 - Hoffmann, F. (1986): Limnologische Untersuchungen von Steinbruchgewässern und anderen Kleingewässern eines Siedlungsgebietes bei Bonn. *Decheniana (Bonn)* 139: 330-340.
 - Höll, N.; Breunig, T. (Hrsg.) (1995): Biotopkartierung Baden-Württemberg. Ergebnisse der landesweiten Erhebungen 1981-1989. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 81: 544 S.
 - Hölzinger, J. (1987): Die Vögel Baden-Württembergs 1, Teil 1 und 2.
 - Hönig, U. (1994): Floristische und vegetationskundliche Untersuchungen zweier aufgelassener Muschelkalksteinbrüche bei Sindelfingen unter besonderer Berücksichtigung ihres Umfeldes und des Diasporenniederschlags. Unveröffentl. Diplomarbeit, Fakultät Biologie der Universität Tübingen. 145 S.
 - Hotes, S. (2000): Ausbreitung von Schnecken durch Mähgutübertragung. Unveröff. Gutachten im Rahmen d. Forschungsvorhabens: Sukzessionsuntersuchungen zur standorts- und naturschutzgerechten Renaturierung von Steinbrüchen durch Mähgut. 1996-1999. Gemeinschaftliches Forschungsprojekt der Universität Marburg – Prof. Dr. P. Poschlod, Dr. Ulrich Tränkle – Blaubeuren und der Fa. HeidelbergCement AG. Unveröfftl.
 - Husband, C. (1997): Erfassung des Vogelbestandes im Umfeld des Zementwerkes Dyckerhoff Zement GmbH. Unveröfftl.
 - Interessengemeinschaft Teutoburger Wald e.V. (2000): Kalk, Natur und Landschaft. Schriftenreihe der Interessengemeinschaft Teutoburger Wald.
 - ISTE BW (Hrsg.) (1996): Exkursion: Renaturierung und Rekultivierung von Steinbrüchen auf der Schwäbischen Alb – Abbau und Rekultivierungsziele im Wandel der Zeit. ISTE (Industrieverband Steine und Erden) Baden-Württemberg. Unveröfftl.
 - Jedicke, E. (1997): Die Roten Listen. Gefährdete Pflanzen, Tiere, Pflanzengesellschaften und Biotoptypen in Bund und Ländern. Ulmer Verlag Stuttgart. 581 S.
 - Jefferson, R.G.; Usher, M.B. (1986): Ecological succession and the evaluation of non-climax communities. In: *Wildlife Conservation Evaluation*. Ed.: Usher, M.B. Chapman and Hall (USA), London New York: 70-91.
 - Jessel, B. (1996): Leitbilder und Wertungsfragen in der Naturschutz- und Umweltplanung. *Natursch. u. Landschaftspl.* 28 (7): 211-216.
 - Jetter, H. (1999): Steinbrüche – Landschaftswunde oder Schutzgebiet. Unveröfftl. Landespflegearbeit am Forstamt Bopfinger. 63 S.
 - Jubitz, K.-B. (1993): Fledermäuse in Rüdersdorf. In: Schroeder, J., H. (Hrsg.): *Führer zur Geologie von Berlin und Brandenburg 1: Die Struktur Rüdersdorf*: 139-140.
 - Kammerer, H. (1997): Flora und Vegetation aufgelassener Steinbrüche des Grazer Berglandes und Lösungsansätze für eine ökologisch orientierte Folgenutzung. Unveröffentliche Diplom-Arbeit Univ. Graz.
 - Kaplan, U.; Wiese, F. (2000): 90 Millionen Jahre zurück – die Steinbrüche bei Lenggerich. In: Interessengemeinschaft Teutoburger Wald e.V. (2000 Hrsg.): Kalk, Natur und Landschaft. Schriftenreihe der Interessengemeinschaft Teutoburger Wald 1: 30-69.
 - Kaule, G. (1991): Arten- und Biotopschutz: 519 S. Ulmer Verlag Stuttgart.
 - Kirmer, A. (1993): Initiierte Vegetationsentwicklung als Ersatz herkömmlicher Rekultivierungsmaßnahmen im Steinbruch Altental bei Gerhausen (Alb-Donau-Kreis, Bad.-Württ.). Unveröfftl. Diplomarbeit, Inst. f. Landschafts- und Pflanzenökologie, Univ. Hohenheim. 168 S.
 - Kirmer, A.; Mahn, E.-G. (1997): Einfluss von Kalkung auf die initiierte Vegetationsentwicklung extrem saurer Substrate in Braunkohletagebauen. In: Böcker, R.; Kohler A. (Hrsg.): *Abbau von Bodenschätzen und Wiederherstellung der Landschaft*. 29. Hohenheimer Umwelttagung 29: 287-292.
 - Klepser, H.-H.; Wunsch, W. (1979): Das Naturschutzgebiet „Blauer Steinbruch“ bei Ehingen. Ein schutzwürdiges Biotop aus zweiter Hand. *Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 49/50: 31-50.
 - Kliesch, C.; Arnold, A.; Braun, M. (1997): *Bat hibernaculum in an abandoned mine system near the city of Weinheim (Southwest Germany)*. *Carolina* 55 (0): 57-64.
 - Klumpe, H. (1975): Die Vegetation einer Südwestwand eines Steinbruches bei Lenggerich und der Bestand an Vögeln und Mäusen. Hausarbeit zur Staatsprüfung Lehramt, Pädagogische Hochschule Westfalen-Lippe, Abteilung Münster. Unveröfftl. 44 S.
 - Kollmann, J. (2000): Bedeutung der Diasporenbank bei der Besiedlung von Rohböden. *Culterra* 26: 15-31.
 - Köppel, J.; Feickert, U.; Spandau, L.; Strasser, H. (1998): *Praxis der Eingriffsregelung: Schadenersatz an Natur und Landschaft? Praktischer Naturschutz*. Hrsg.: E. Jedicke. Ulmer Verlag. 397 S.
 - Korte; Greiwe (1993): *Rekultivierungsplan Steinbruch Ennigerloh-Süd der Firma Anneliese Zementwerke AG*. Unveröfftl.
 - Korte; Greiwe (1995): *Umweltverträglichkeitsstudie zur Arrondierung der Kalksteinabgrabung im Grundstück Halene, Flur 6, Nr. 17, Gemarkung Ennigerloh, Kreis Warendorf*. Unveröfftl. 62 S.
 - Korte; Greiwe (1997): *Umweltverträglichkeitsuntersuchungen zur geplanten Erweiterung des Steinbruches Ennigerloh-Nord der Firma Anneliese Zementwerke AG*. Unveröfftl.
 - Korte; Greiwe (1998): *Ökologische Beschreibung des Steinbruches Gröne der Anneliese Zementwerke AG in der Gemarkung Geseke, Stadt Geseke, Kreis Soest*. Unveröfftl.
 - Korte; Greiwe (o.J.): *Umweltverträglichkeitsstudie für das geplante Vorhaben Kalksteinabbau Steinbruch Beckum der Phoenix Zementwerke*. Unveröfftl.
 - Kortemeier & Brokmann (1999): *Abbauvorhaben Vellern Nord. Teil B: Umweltverträglichkeitsstudie*. 127 S. exkl. Anh. (Fachgutachten). Unveröfftl.
 - Krause, W. (1997): *Charales (Charophyceae)* In: Ettl, H.; Gartner, G.; Heynig, H.; Mollenhauer, D. (Hrsg.): *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Bd. 18. 202 S.

- Kretzschmar, F.; Braun, M. (1993): *Der Steinbruch Leimen: Eines der bedeutendsten Fledermausquartiere Baden-Württembergs*. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 75: 133-142.
- Kreusel, B. (1999): *Dispersionsdynamik von Widderchen zwischen verinselten Kalkmagerrasen in Süddeutschland unter besonderer Berücksichtigung von Naturschutzaspekten*. *Natur und Landschaft* 74 (6): 255-265.
- Krönneck, W. (1993): *Gutachten zum Vorkommen von Vögeln, Amphibien und Reptilien im Rahmen der UVS für die geplante Deponie „Steinbruch Fegert West“ Mühlacker*. In: Taberg Planungsbüro GmbH (1995a): *Antrag immissionsschutzrechtliche Genehmigung der Erweiterung des ehemaligen Steinbruches Fegert Ost vom 20.12.1988*. 91 S.
- Kuennen, T. (1983): *Farming, wildlife are naturals for mined aggregate sites*. *Rock Products* 86, 7: 47-51.
- Kugler, M. (1989): *Die Untersuchung der spontanen Vegetation des Steinbruchs bei Urspring (Nördliche Frankenalb)*. Unveröffl. Diplomarbeit aus dem Institut für Botanik und Pharmazeutische Biologie, Arbeitsgruppe Geobotanik der Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg.
- Kuhn, J. (1983): *Amphibien des westlichen Ulmer Raumes 1979-1982: Verbreitung, ökologische und Naturschutz-Aspekte*. *Mitt. d. Vereins f. Naturwiss. u. Mathematik Ulm* 32: 22-43.
- Kulzer, E., Bastian, H.V., Fiedler, M. (1987): *Die Fledermäuse in Baden-Württemberg*. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 50: 1-152.
- Kundel, W. (1983): *Die Bedeutung der Vegetationsentwicklung offengelassener Kalksteinbrüche im Teutoburger Wald für eine Konzeption landschaftspflegerischer Einbindung*. Unveröffl. Diplomarbeit Institut für Geographie/Lehrstuhl für Landschaftsökologie, Universität Münster.
- Kundel, W.; Schreiber, K.-F.; Vogel, A. (1987): *Spontane Vegetation in Kalksteinbrüchen des Teutoburger Waldes. Empfehlungen zur Renaturierung und Landschaftspflege*. *Münstersche Geographische Arbeiten* 26: 131-146.
- Landesvermessungsamt Baden-Württemberg (Hrsg.) (1983): *Reproduktion des „Topographischen Atlas des Königreiches Württemberg 1 : 50000*.
- Laschtowitz, R. (1989): *Ökologische Untersuchungen in einem offengelassenen Kalksteinbruch im Teutoburger Wald bei Lengerich (Westf.) als Grundlage für ein naturschutzorientiertes Entwicklungskonzept*. Unveröffl. Diplomarbeit der Gesamthochschule Essen. 259 S.
- Lefeber, V. (1995): *De bijen en een mier van mergelgroeve 't Rooth bij Bemelen*. (*Hymenoptera Aculeata: Apoidea en Formicidae*). *Natuurhistorisch-Maandblad* 84 (9): 227-229.
- Lehmann, A. (1960): *Die Rekultivierung von Tagebaugebieten aus der Sicht der Landesplanung*. *Hilfe durch Grün* 9: 1-4.
- Leliveldt, B.; Rödel, D. (1996a): *Vegetationskarte für Teilflächen des Naturschutzgebietes „Intruper Berg“ bei Lengerich, Kreis Steinfurt*. Unveröffl.
- Leliveldt, B.; Rödel, D. (1996b): *Vegetationskundliche Untersuchungen der Buchenwälder bei Lengerich, Kreis Steinfurt*. Unveröffl.
- Leliveldt, B.; Rödel, D. (1997): *Vegetation und Flora der Hohner Berge (Lengerich) und des Westerbecker Berges (Lienen), Kreis Steinfurt*. Unveröffl. Fachgutachten zur UVS.
- Levins, R. (1970): *Extinction*. In: Gerstenhaber, M (Hrsg.): *Some mathematical problems in Biology*. *American Mathematical Society*: 77-107.
- Liedloff, B.; Liedloff, M.; Schupp, D.; Schweda, R. (1985): *Naturschutzgebiet Fehlungsbleck - von der Bodenentnahme zum Naturschutzmodell*. *Jahrbuch des Naturwissenschaftlichen Vereins für das Fürstentum Lüneburg* 37: 57-87.
- Loske, R. (1984): *Steinbrüche als Amphibienlebensräume. Beobachtungen aus dem Kreis Soest*. *Natur und Landschaft* 59 (3): 91-94.
- Luftensteiner, H. W. (1982): *Untersuchungen zur Verbreitungsbiologie von Pflanzengemeinschaften an vier Standorten in Niederösterreich*. Stuttgart 1982, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. *Bibl. Bot.* 135: 68 S.
- Lütke, G. (2000): *Lautloser Jäger der Nacht – der Uhu*. In: *Interessengemeinschaft Teutoburger Wald e.V. (2000 Hrsg.): Kalk, Natur und Landschaft. Schriftenreihe der Interessengemeinschaft Teutoburger Wald* 1: 170-183.
- Mahler, M.; Mielke, Y. (1997): *Floristische und faunistische Untersuchungen im Kalksteinbruch der Firma Dyckerhoff in Lengerich*. Unveröffl. Diplomarbeit im Fachbereich Landschaftsarchitektur, Studiengang Landschaftsentwicklung; FH Osnabrück. 325 S. + Anhang.
- Mahler, U.; Röben, P.; Vogt, D. (1980): *Zufluchtinseln für bedrohte Tier- und Pflanzenarten. Über den ökologischen Wert von Sekundärbiotopen in anthropogen stark veränderten Landschaften am Beispiel des nordbadischen Ballungsraumes Mannheim-Heidelberg*. *Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt (München)* 45: 135-154.
- Majoer, G.D.; Lever, A.J. (1999): *Succession in the snail fauna of a rehabilitated limestone quarry near Maastricht, The Netherlands*. *Basteria* 63 (1-3): 83-88.
- Malkus, J.; Reich, M.; Plachter, H. (1996): *Ausbreitungsdynamik und Habitatwahl von Mecostethus grossus (L. 1758) (Orthoptera, Acrididae)*. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 26: 253-258.
- Marzelli, S. (1994): *Zur Relevanz von Leitbildern und Standards für die ökologische Planung*. *Laufener Seminarbeitr.* 4/94: 11-23.
- Maus, M. (1995): *Steinbruch Neuffener Hörnle. Untersuchung der Sukzession und ihrer Bedeutung für die angrenzenden Naturräume*. Unveröffl. Diplomarbeit FH Nürtingen, Fachbereich Landespflege. 161 S.
- Mederake, R. (1984): *Natürliche Vegetationsentwicklung in aufgelassenen Basaltsteinbrüchen und deren Bedeutung als Sekundärlebensräume für den Arten- und Naturschutz*. Unveröffl. Diplomarbeit der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät Univ. Göttingen. 142 S.
- Meier, B. (1997): *Gutachterliche Beurteilung der Tagfalter- und Heuschreckenfauna zur Erweiterung der Steinbrüche Lengerich und Höste der Firma Dyckerhoff Zement GmbH*. Unveröffl. Fachgutachten zur UVS.
- Meyer, B. (1995): *Sukzessionsbetrachtung von Steinbruchstrukturen an ausgewählten Steinbrüchen im Landkreis Nürnberger Land. Eine Untersuchung zur Entwicklung von Folgenutzungskonzepten Naturschutz in der Abbauplanung*. Unveröffl. Diplomarbeit Fachhochschule Weihenstephan, Fachbereich Landespflege. 131 S.
- Meyer, H. (1990): *Vegetation in den Kalkbaugebieten des Kreises Steinfurt – zeitlich-räumliche Analyse und kritische Betrachtung der Rekultivierung*. *Dissertation Fakultät für Geowissenschaften, Ruhruniversität Bochum*.
- MLR (Ministerium Ländlicher Raum) & LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1998): *Leitfaden für die Eingriffs- und Ausgleichsbewertung bei Abbauvorhaben*. 31 S.
- Mohra, C.; Fellendorf, M. (1992): *„Enztalhäufe zwischen Enzberg und Mühlacker“ sowie „Vordere Stuben“ bei Enzberg. Entomologische Untersuchungen*. Unveröffl. im Auftrag der BNL Karlsruhe. 90 S.

- Möhrke, H. (1971): Die Orchideen zweier Kalksteinbrüche am Intruper Berg bei Lengerich. Unveröfftl. Staatsexamensarbeit der PH Westfalen-Lippe, Abt. Münster. 235 S.
- Molder, F. (1995): Vergleichende Untersuchungen mit Verfahren der oberbodenlosen Begrünung unter besonderer Berücksichtigung areal- und standortbezogener Ökotypen. Boden und Landschaft. Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie 5: 235 S.
- Moore, N.P.; Kelly, P.F.; Lang, F.A.; Lynch, J.M.; Langton, S.D. (1997): The peregrine Falco peregrinus in quarries: Current status and factors influencing occupancy in the Republic of Ireland. Bird Study. 44 (2): 176-181.
- Mordhorst, H. (1993): UVU Erweiterung der Kreidegruben „Heidestraße“ und „Schinkel“, Unveröfftl. Fachgutachten zu Flora und Fauna. Biola. 273 S. + Anhang.
- Müller-Schneider, P. (1983): Verbreitungsbiologie (Diasporologie) der Blütenpflanzen. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel 61: 226 S.
- Müller-Schneider, P. (1986): Verbreitungsbiologie der Blütenpflanzen Graubündens. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel 85: 263 S.
- Münch, D. (1984): Bilanz des Amphibienschutzes am Steinbruch Schüren 1981 bis 1984. Beiträge zur Erforschung der Dortmunder Herpetofauna 3.
- Münch, R. (1995): Tendenzen der Vegetationsentwicklung im Naturschutzgebiet Blauer Steinbruch bei Ehingen unter Berücksichtigung des aktuellen und historischen Umfeldes. Unveröfftl. Staatsexamensarbeit am Inst. f. Landschafts- und Pflanzenökologie, Universität Hohenheim. 111 S.
- Mürb, R. (1993): Umweltverträglichkeitsstudie für den Abbau der Lagerstätten der Karsdorfer Zement GmbH. Unveröfftl.
- Nagel, A. (1996): Abschlussbericht zur Untersuchung der Möglichkeiten zur Sicherung des von Fledermäusen als Winterquartier genutzten Stollensystems im Steinbruch Leimen. Koordinationsstelle für Fledermausschutz Nordbaden (Auftraggeber). Unveröfftl. 29 S.
- Nährig, D. (1991): Die Spinnenfauna des Gemeindegebietes Nußloch. Unveröffentlichtes Gutachten der BNL Karlsruhe. 8 S.
- NAWIT (o.J.): Zoologische Daten der Naturschutzgruppe Witten – Biologische Station e.V. zum Steinbruch Rauhen. Unveröfftl.
- Nebel, M., Philippi, G. (Hrsg.) (2000): Die Moose Baden-Württembergs 1: Allgemeiner Teil, Spezieller Teil (Bryophytina I, Andreeales bis Funariales). Ulmer Verlag Stuttgart.
- Nebel, M., Philippi, G., Quinger, B., Rösch, M., Schiefer, J., Seybold, S. (1990): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs 1: Allgemeiner Teil, Spezieller Teil (Pteridophyta, Spermatophyta). Ulmer Verlag Stuttgart.
- Niedermeyer, S. (1989): Immissionsschutzrechtlicher Antrag auf Erweiterung des Steinbruchs Burglengenfeld vom August 1989. IGI Westheim. Unveröfftl.
- Niehuis, M. (1979): Unveröff. Gutachten zur Entwicklung von Pflegeplänen und Schutzmaßnahmen in Ergänzung und auf der Grundlage des Faunistischen Gutachtens für die Region Westpfalz (FGW): 79-91.
- Notarp, M. (1997): Erfassung des Amphibienbestandes im Umfeld des Zementwerkes Dyckerhoff. Unveröfftl.
- Oberdorfer, E. (1992-1993): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil 1-4 (5 Bände). Insg. 1.986 S.
- Oeljeklaus, U. (1975): Der Orchideenbestand des Kröner Steinbruchs bei Lengerich. Schriftliche Hausarbeit. Pädagogische Hochschule Westfalen-Lippe, Abteilung Münster. 79 S.
- Offenwanger, H. (2002): Etablierung von Moosen durch Mähgutaufbringung. Ergebnisse 1996 bis 2001. Unveröff. Gutachten im Rahmen d. Forschungsvorhabens: Untersuchungen zur Renaturierung von Steinbrüchen durch Mähgutaufbringung als Ersatz der herkömmlichen Rekultivierung. Forschungsprojekt von Dr. U. Tränkle (AG.L.N Blaubeuren) und Prof. P. Poschlod (Universität Regensburg) im Auftrag der Firma HeidelbergCement AG. Unveröfftl.
- Ökon (1999): Ökologische Kartierung Altsteinbruch/lfd. Bruch Werk Milke im Rahmen der Umweltverträglichkeitsstudie zum Abgrabungsantrag Steinbruch Störmede der Anneliese Zementwerke AG. Unveröfftl.
- Ornithologische Jahreshefte für Baden-Württemberg. Kuratorium. 12: Sonderheft: 80 S.
- Petersen, M. (1984): Zur Bedeutung zweier Bodenabbaugebiete als Lebensraum für Schmetterlinge (Insecta: Lepidoptera). Natur und Landschaft 11: 444-448.
- Pfadenhauer, J. (1981): Grundlagen, Möglichkeiten und Grenzen der Moor-Renaturierung. In: Daten und Dokumente zum Umweltschutz. Sonderreihe Umwelttagung 31. Tagung über Umweltforschung der Universität Hohenheim: Gestörte Ökosysteme und Möglichkeiten ihrer Renaturierung: 75-82.
- Pfadenhauer, J. (1990): Renaturierung von Agrarlandschaften – Begründung, Konzepte, Maßnahmen als Aufgabe ökologischer Naturschutzforschung. Laufener Seminarbeitr. 3: 40-44.
- Pfadenhauer, J.; Maas, D. (1991): Renaturierungsforschung für den Arten- und Biotopschutz – Ziele und Begründung. In: Berichte aus der ökologischen Forschung 4: Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland: 321-326.
- Pflug, W. (1987): Der Naturschutz und die Natur. Seminarberichte Naturschutzzentrum Nordrhein-Westfalen. Natur aus zweiter Hand – dargestellt an Abgrabungen und Aufschüttungen 1: 5-10.
- Plachter, H. (1983): Die Lebensgemeinschaft aufgelassener Abbaustellen. Ökologie und Naturschutzaspekte von Trockenbaggerungen mit Feuchtbiotopen. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamt für Umweltschutz 56: 108 S.
- Plachter, H. (1992a): Grundzüge der naturschutzfachlichen Bewertung. Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad.-Württ. 67: 9-48.
- Plachter, H. (1992b): Ökologische Langzeitforschung und Naturschutz. Sukzessionsforschung 1. Symposium 23.März 1992, Schloss Ettlingen. Veröff. PAÖ 1: 59-96.
- Plachter, H. (1994): Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren im Naturschutz. Z. Ökologie u. Naturschutz 3: 87-106.
- Poschlod, P. (1984): Beobachtungen zur Vegetationsentwicklung von aufgelassenen Kalksteinbrüchen der Schwäbischen Alb. Unveröfftl. Diplomarbeit Universität Ulm, Fakultät für Naturwissenschaften u. Mathematik. 115 S.
- Poschlod, P. (1985): Flora und Vegetation in Materialentnahmestellen (Plattenkalk-, Treuchtlinger Marmor-Steinbrüche, Sandgruben) des Landkreises Weissenburg-Gunzenhausen u. ihre Bedeutung aus der Sicht des Naturschutzes. Unveröfftl. Studie im Auftrag der LfU Bayern. 44 S.
- Poschlod, P. (1986): Vegetationskundliche Beobachtungen im Sotzenhausener Steinbruch – ein Beitrag zum Problem der natürlichen Vegetationsentwicklung in aufgelassenen Kalksteinbrüchen. Mitteilungen des Vereins für Naturwissenschaft und Mathematik Ulm/Donau. Festschrift Karl Igel 34: 1-36.

- Poschlod, P., Kiefer, S.; Fischer, S. (1995): Die potentielle Gefährdung von Pflanzenpopulationen in Kalkmagerrasen der Mittleren Schwäbischen Alb durch Sukzession (Brache) und Aufforstung – ein Beispiel für eine Gefährdungsanalyse von Pflanzenpopulationen. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 83: 199-228.
- Poschlod, P.; Muhle, H. (1985): Beobachtungen zur Vegetations- und Bodenentwicklung in Kalksteinbrüchen der Schwäbischen Alb. *Münstersche Geographische Arbeiten* 20: 199-212.
- Poschlod, P.; Tränkle, U.; Böhmer, J.; Rahmann, H. (1997): Steinbrüche und Naturschutz. Vergleichende Untersuchungen zur Sukzession unter Berücksichtigung des Naturschutzes. *Umweltforsch. in Baden-Württ. ecomed.* 380 S.
- Pott, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. 622 S.
- Prakash, K.J.; Nair, S.; Gopinathan, M.C.; Babu, C.R. (1995): Suitability of rhizobia-inoculated wild legumes *Argyrolobium flaccidum*, *Astragalus graveolens*, *Indigofera gangetica* and *Lespedeza stenocarpa* in providing a vegetational cover in an unreclaimed limestone quarry. *Plant & Soil* 177 (2): 139-149.
- Preuß, G.; Niehuis, M. (1978): Gutachten zur Ermittlung faunistischer Grundlagen für den Natur- und Biotopschutz im Bereich der Region Westpfalz 1. Teil. Unveröfftl. 16 S.
- Rademacher, M. (mdl. Mitt.): Dr. Michael Rademacher, HTC/HeidelbergCement AG.
- Rademacher, M. (2000): Sukzession in Kiesgruben als Vorbild für die Rekultivierung? *Culterra* 26: 33-52.
- Rademacher, M. (2001a): Untersuchungen zur Vegetationsdynamik anthropogener Kiesflächen am Oberrhein unter Berücksichtigung landschaftsökologischer und naturschutzfachlicher Belange. Inaugural-Dissertation, Fakultät für Biologie der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i.Br., 311 S. + Anhang.
- Rademacher, M. (2001b): Untersuchungen zum Vorkommen von Amphibien, Tagfalter, Heuschrecken und Reptilien im Steinbruch Nußloch der Fa. HeidelbergCement AG. Unveröfftl.
- Reck, H. (1990): Zur Auswahl von Tiergruppen als Biodeskriptoren für den zooökologischen Fachbeitrag zu Eingriffsplanungen. In: *Symposium über Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen. Schr.-R. Landespflege u. Naturschutz* 32: 99-119.
- Reck, H. (1996): Flächenbewertung für die Belange des Arten- und Biotopschutzes. In: *Bewertung im Naturschutz – Ein Beitrag zur Begriffsbestimmung und Neuorientierung in der Umweltplanung. Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg* 23: 71-112.
- Reichenecker, H.; Schmid, W. (1996): Die Vogelwelt des Steinbruchs Hoernle (Neuffen, Kreis Esslingen). *Ornithologische Jahreshefte für Baden-Württemberg* 12. 80 S.
- Rennwald, E. (Bearb.) (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands – mit Datenservice auf CD-ROM. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 35: 799 S.
- Ringler, A.; Huis, G.; Schwab, U. (1995): Lebensraumtyp Kies-, Sand- und Tongruben. *Landschaftspflegekonzept Bayern. (Alpeninstitut Bremen GmbH). Hrsg.: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (StMLU) u. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL). II.18: 202 S.*
- Rödel, D. (2000): Bunte und artenreiche Wiesen und Weiden – Kalk-Halbtrockenrasen im westlichen Teutoburger Wald. In: *Interessengemeinschaft Teutoburger Wald e.V. (2000 Hrsg.): Kalk, Natur und Landschaft. Schriftenreihe der Interessengemeinschaft Teutoburger Wald* 1: 70-115.
- Rossmannith, M. (2000a): Tradition mit Zukunft – 125 Jahre Kalk- und Zementindustrie. In: *Interessengemeinschaft Teutoburger Wald e.V. (2000 Hrsg.): Kalk, Natur und Landschaft. Schriftenreihe der Interessengemeinschaft Teutoburger Wald* 1: 216-233.
- Rossmannith, M. (2000b): Die Werke der Lengericher Kalk- und Zementindustrie – Kurzer geschichtlicher Abriss. In: *Interessengemeinschaft Teutoburger Wald e.V. (2000 Hrsg.): Kalk, Natur und Landschaft. Schriftenreihe der Interessengemeinschaft Teutoburger Wald* 1: 234-253.
- Rudolph, R. (1976): Die Libellenfauna des NSG Steinbruch Vellern. *Münster. Natur und Heimat* 2: 25-29.
- Rupp, J. (1996): Brutverbreitung und Bestand der Uferschwalbe (*Riparia riparia*) am rechtsrheinischen Oberrhein. *Naturschutz südl. Oberrhein* 1: 131-140.
- Sallmann, S. (2000): Vegetationskundliche Erfolgskontrolle von Kalkhalbtrockenrasen in Steinbrüchen bei Lengerich (Kreis Steinfurt, Nordrhein-Westfalen) sowie Hinweise für landschaftspflegerische Anwendungen von geografischen Informationssystemen (GIS). Unveröfftl. *Diplomarbeit des Fachbereichs Landschaftsarchitektur der Fachhochschule Osnabrück.* 176 S.
- Schacht, T. (1994): Kreidebrüche auf der Halbinsel Jasmund (Rügen). *Vegetationskundliche Untersuchungen mit Hinweisen zu Schutz und Pflegemaßnahmen. Unveröfftl. Diplomarbeit TU Berlin.* 112 S.
- Schacht, T. (1997): Kreidebrüche auf Jasmund (Insel Rügen). In: Böcker, R.; Kohler A. (Hrsg.): *Abbau von Bodenschätzen und Wiederherstellung der Landschaft.* 29. *Hohenheimer Umwelttagung* 29: 227-230.
- Schilling, F.; Rockenbauch, D. (1985): *Der Wanderfalke in Baden-Württemberg – gerettet. 20 Jahre Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz (AGW) im Deutschen Bund für Vogelschutz e.V. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 46: 80 S.
- Schlüppmann, M.; Schücking, A.; Blauscheck, R. (1981): Der Kalksteinbruch Helmke (Iserlohn-Letmathe) als schützenswerter Lebensraum. *Hohenlimburger Heimatblätter für den Raum Hagen* 42 (3): 47-60.
- Schmidt, E. (1976): Über ökologische Beziehungen zwischen Steinbrüchen und den dort brütenden Vögeln in Ungarn. *Beitr. Vogelkd.* 1/2: 101-104.
- Schmitz, M. (1995): *Faunistische Untersuchung im Rahmen der UVU zur geplanten Erweiterung des Mergelabbaus der Firma Nordciment AG Höver. Unveröfftl.*
- Scholl, G. (1987): *Ohne Titel. Unveröfftl. schriftliche Mitteilung.* 2 S.
- Schreiner, H.; Konold, W.; Schreiner, U. (1979): *Ehingen Blauer Steinbruch. Unveröfftl. Gutachten. Auftraggeber Stadt Ehingen.* 22 S.
- Schreiner, J. (1982): *Rekultivierung von Abbauflächen unter ökologischen Gesichtspunkten. Naturschutz und Naturparke* 107: 41-50.
- Schulmeister, A. R. (1998): *Sukzession in Gipssteinbrüchen. Ökologie und Umweltsicherung* 14. 131 S.
- Schult, M. (Hrsg.) (1990): *Steinbrüche und Folgenutzungen; Naturschutz, Freizeit, Deponie. Berichte der Arnsberger Umweltgespräche. LNU Landesgemeinschaft Naturschutz und Umwelt Nordrhein-Westfalen* 2: 77 S.
- Schulte, C. (1978): *Rekultivierung von Kalksteingruben. Dargestellt an den Beispielen Kallenhardt/Lippstadt und Erwitte. Natur und Landschaft* 2: 64-67.
- Seifert, A. (1960): *Die Wiederherstellung der Landschaft im Bereich von Steinbrüchen. Hilfe durch Grün* 9: 36-39.

- Seiffert, P. (2000): Sukzession auf unterschiedlich behandelten Rekultivierungs-substraten: erste Ergebnisse eines Freilandversuches. *Culterra. Schriftenreihe des Instituts für Landespflege der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg* 26: 53-75.
- Settele, S.; Pauler, R.; Kockelke, K. (1995): Magerrasennutzung und Anpassungen bei Tagfaltern: Populationsökologische Forschung als Basis für Schutzmaßnahmen am Beispiel von *Glaucopsyche (Maculinea) arion (Thymian-Ameisenbläuling)* und *Glaucopsyche (Maculinea) rebeli (Kreuzenzian-Ameisenbläuling)*. In: Beinlich, B.; Plachter, H. (Hrsg.): *Schutz und Entwicklung der Kalkmagerrasen der Schwäbischen Alb*. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 83: 129-158.
- Skawina, T.; Bojarski, Z. (1967): Neue technische und gesetzliche Grundsätze der Rekultivierungstätigkeit in Polen. *Forschungsbericht für Melioration, Referatensammlung III. Internationales Symposium über Rekultivierung der durch den Bergbau beschädigten Böden*. Prag: 58-65.
- Sozialpolitische Arbeitsgemeinschaft der Deutschen Zementindustrie; IG Bauen-Agrar-Umwelt; IG Bergbau, Chemie, Energie (Hrsg.; 2002): *Nachhaltigkeit und Zementindustrie - Dokumentation von Beiträgen und Handlungsoptionen*. Düsseldorf. Verlag Bau + Technik, Düsseldorf. 52 S.
- Specker, H.E.; Hepach, W.-D.; Weig, G.; Diemer, K.; Nuber, W. (1985): *Alb-Donau-Kreis. Historische Ansichten*. Hrsg.: Landratsamt Alb-Donau-Kreis. Süddeutsche Verlagsgesellschaft. 212 S.
- Ssymank, A.; Hauke, U.; Rückriem, C.; Schröder, E.; Messer, D. (1998): *Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutz-Richtlinie. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 53: 560 S.
- Stapelmann; Bramey (1995): *Gutachten zur Tagfalterfauna im Steinbruch Dyckerhoff, Lengerich*. Unveröfftl.
- Stein, V. (1985): *Anleitung zur Rekultivierung von Steinbrüchen und Gruben der Steine-und-Erden-Industrie*. Bundesverband Steine und Erden e.V., Frankfurt (Hrsg.) 127 S.
- Sternberg, K.; Buchwald, R. (1999): *Die Libellen Baden-Württembergs 1: Allgemeiner Teil: Kleinlibellen (Zygoptera)*. Ulmer Verlag Stuttgart. 468 S.
- Sternberg, K.; Buchwald, R. (2000): *Die Libellen Baden-Württembergs 2: Großlibellen (Anisoptera)*. Literatur. Ulmer Verlag Stuttgart. 712 S.
- Stöckmann, A.; Stroscher, K.; Klugkist, H. (1989): *Naturschutzgebiet Holzwäldchen – Gestaltung einer Abgrabung im Siedlungsbereich nach tierökologischen Gesichtspunkten*. *Verh. Ges. Ökol.* XVIII: 637-639.
- Strassenhaus, A. (1990): *Rekultivierung und Waldrandgestaltung in der Forstwirtschaft*. *Waldarbeit (Germany)* 41 (5): 70-71.
- Taberg (o.J.): *Umweltverträglichkeitsstudien zum Ölschiefertagebau Dormettingen der Firma Rohrbach Zement GmbH & Co. KG*. Unveröfftl.
- Taberg Planungsbüro GmbH (1995a): *Antrag immissionsschutzrechtliche Genehmigung der Erweiterung des ehemaligen Steinbruches Fegert Ost vom 20.12.1988*. Schotterwerk Mühlacker GmbH & Co. KG (Auftraggeber). Teil 1 und 2 mit ökologischen Fachgutachten. Unveröfftl.
- Taberg Planungsbüro GmbH (1995b): *Ökologisches Gutachten Steinbruch Westfalen*. Unveröfftl.
- Teichmann, B. (1997): *Spinnenfänge im Bereich der Hohner Berge (Lengerich) und des Westerbecker Berges (Lienen)*. Unveröfftl. Fachgutachten zur UVS.
- Thurn, R. (1985): *Pflege- und Entwicklungsplan für das geplante Naturschutzgebiet „Gutenberg“ bei Wertheim-Dertingen*. Unveröfftl. Diplomarbeit FHS Wiesbaden/Abt. Geisenheim. Fachbereich Gartenbau und Landschaftspflege. 145 S.
- Tränkle, U. (1997): *Vergleichende Untersuchungen zur Sukzession von Steinbrüchen und neue Ansätze für eine standorts- und naturschutzgerechte Renaturierung*. In: Poschlod, P.; Tränkle, U.; Böhmer, J.; Rahmann, H. (Hrsg.): *Steinbrüche und Naturschutz, Sukzession und Renaturierung*. *Umweltforschung in Baden-Württemberg*. ecomed: 1-327.
- Tränkle, U. (2000a): *Naturschutzfachliches Gutachten zur Steinbrucherweiterung Pechbrunn*. AG.L.N. – Dr. Ulrich Tränkle – Landschaftsplanung und Naturschutzmanagement, Blaubeuren. Unveröfftl. 38 S.
- Tränkle, U. (2000b): *Steinbrüche*. In: Kold, W.; Böcker, R.; Hampicke, U. (Hrsg.): *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*. ecomed. Teil XIII-7.25: 16 S.
- Tränkle, U. (2001): *Naturschutzfachliche Bestandsaufnahme und Bewertung in einem autochthon entwickelten Teilbereich eines betriebenen Kalkmergelsteinbruches*. Unveröfftl. 25 S.
- Tränkle, U. (mdl. Mitt.): *Dr. Ulrich Tränkle, AG.L.N. – Dr. Ulrich Tränkle – Landschaftsplanung und Naturschutzmanagement, Blaubeuren*.
- Tränkle, U.; Beißwenger, T. (1999): *Naturschutz in Steinbrüchen*. *Naturschutz, Sukzession, Renaturierung. Schriftenreihe der Umweltberatung im ISTE Baden-Württemberg* 1: 83 S.
- Tränkle, U.; Böcker, R. (2001): *Rekultivierung und Renaturierung von Steinbrüchen und Kiesgruben*. GR 53 (9).
- Tränkle, U.; Hübner, F. (1998): *Landschaftspflegerischer Begleitplan. Immissionsschutzrechtliches Genehmigungsverfahren. Steinbrucherweiterung Herrlingen der Fa. Ulmer Weisskalk Abbaustufe 2 und 3*. AG.L.N. – Dr. Ulrich Tränkle – Landschaftsplanung und Naturschutzmanagement, Blaubeuren. Unveröfftl.
- Tränkle, U.; Hübner, F., Krönneck, W. (1998): *Naturschutzfachlich-ökologische Untersuchung und Bewertung – Biotope und Flora, Amphibien, Avifauna – zum Landschaftspflegerischen Begleitplan Steinbrucherweiterung Wipplingen der Fa. Schwenk KG*. AG.L.N. – Dr. Ulrich Tränkle – Landschaftsplanung und Naturschutzmanagement, Blaubeuren. Teil 1 und 2. Unveröfftl.
- Tränkle, U.; Hübner, F.; Quetz, C. (2000): *Naturschutzfachliche Erhebung und Bewertung der Flora, Vegetation und Fauna des Basaltsteinbruches am Großen Teichberg bei Pechbrunn/Opf.* AG.L.N. – Dr. Ulrich Tränkle – Landschaftsplanung und Naturschutzmanagement, Blaubeuren. Unveröfftl.
- Tränkle, U.; Poschlod, P.; Kohler, A. (1992): *Steinbrüche und Naturschutz: Vegetationskundliche Grundlagen zur Schaffung von Entwicklungskonzepten in Materialentnahmestellen am Beispiel von Steinbrüchen*. *Veröffentlichungen Projekt „Angewandte Ökologie“*. Landesanstalt für Umwelt-schutz Baden-Württemberg, Karlsruhe 4. 133 S.
- Tränkle, U.; Röhl, M. (1999): *Bestandeserfassung und -bewertung der Pflanzenarten und Lebensgemeinschaften im Steinbruch Rauen „Witten-Wartenberg“*. AG.L.N. – Dr. Ulrich Tränkle – Landschaftsplanung und Naturschutzmanagement, Blaubeuren. Unveröfftl.
- Trautner, J.; Bruns, D. (1988): *Tierökologische Grundlagen zur Entwicklung von Steinbrüchen*. *Berichte ANL* 12: 205-228.
- Trojan, U.; Grausdies, D. (1988): *Biotopverbundkonzept Kreis Warendorf*. Unveröfftl. Diplomarbeit Universität Münster. 161 S.
- Trunkó, L.; Frey, E. (1983): *Alter Steinbruch – Wunde in der Landschaft? Natur und Landschaft* 11: 405-408.

- Tüxen, R. (1959): Vegetations- und standortkundliche Grundlagen für die Rekultivierungsmaßnahmen in Tagebaugebieten. *Natur und Landschaft* 34: 34-35.
- Urbanska, K.M. (1992): Populationsbiologie der Pflanzen. Grundlagen, Probleme, Perspektiven. Gustav Fischer Verlag Stuttgart Jena. 374 S.
- Usher, M. B. (1979): Natural communities of plants and animals in disused quarries. *Journal of Environmental Management* 8. 223-236.
- Usher, M.B.; Erz, W. (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. 340 S.
- Van Torren, B.F. (1988): The fate of seeds after dispersal in chalk grassland: the role of the bryophyte layer. *Oikos* 53: 41-48.
- Vidal, A. (1980): Die Vogelwelt von Steinbrüchen in der Region Regensburg. *Anz. Orn. Ges. Bayern*. 19: 27-35.
- Vidal, A. (1983): Lebensraum Steinbruch. *Nationalpark* 39 (2): 33-35.
- Wancurra, R. (1996): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria) in mittelbadischen, rheinnahen Kiesgruben. Unveröfftl. Diplomarbeit. Fakultät für Biologie der Eberhard-Karls-Universität Tübingen. 147 S.
- Wartner, H. (1982): Wiedereingliederung von Steinbrüchen in die Landschaft. *Jb. Naturschutz und Landschaftspflege* 32: 43-54.
- Wartner, H. (1983): Steinbrüche, vom Menschen geschaffene Lebensräume. *Landchaftsökologie Weihenstephan*: 4. 67 S.
- Weber, K. (1990): Beitrag zur Flora und Fauna des geschützten Landschaftsbestandteils Steinbruch Eichelberg bei Burgpreppach mit Hinweisen zu Pflegemaßnahmen und Entwicklungsmöglichkeiten. Bund Naturschutz in Bayern e.V. Kreisgruppe Haßberge. Unveröfftl. 74 S.
- Weidemann, H.J. (1995): Tagfalter beobachten, bestimmen. Naturbuch Verlag.
- Werner, U.; Krieter, M. (2000): Massenvorkommen von Orchideen am Zementwerk Dyckerhoff. In: Interessengemeinschaft Teutoburger Wald e.V. (2000 Hrsg.): Kalk, Natur und Landschaft. Schriftenreihe der Interessengemeinschaft Teutoburger Wald 1: 116-125.
- Westrich, P. (1989a): Die Wildbienen Baden-Württembergs. Allgemeiner Teil. Ulmer Verlag: 1-436.
- Westrich, P. (1989b): Die Wildbienen Baden-Württembergs. Spezieller Teil. Ulmer Verlag: 437-972.
- Wildermuth, H. (1981): Lebensraum Kiesgrube. Schweizer Naturschutz, Sondernummer II/1981; Schweizerischer Bund für Naturschutz (Hrsg.). 25 S.
- Wildermuth, H. (1987): Abbaugelände. In: J. Hölzinger: Die Vögel Baden-Württembergs, Avifauna Bad.-Württ. 1: 596-622.
- Wildermuth, H.; Krebs, A. (1983): Die Bedeutung von Abbaugeländen aus der Sicht des biologischen Naturschutz. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 37: 105-150.
- Wildermuth, H.; Schiess, H. (1983): Die Bedeutung praktischer Naturschutzmaßnahmen für die Erhaltung der Libellenfauna in Mitteleuropa. *Odonatologica* 12 (4): 345-366.
- Willmanns, O. (1998): Ökologische Pflanzensoziologie. 6. Aufl. 405 S.
- Wirz, S. (1997): UVS zum geplanten Mergelabbau der Firma Nordcemeent AG Höver. Unveröfftl.
- Wolman, T. (1991): Floristische Ausstattung und Vegetationsentwicklung in Plattenkalksteinbrüchen der Schwäbischen und Fränkischen Alb in Abhängigkeit von der Umgebung. Unveröfftl. Diplomarbeit am Inst. für Landeskultur und Pflanzenökologie (320). 118 S.
- Wunsch, W. (1978): Der Blaue Steinbruch bei Ehingen als Beispiel eines schutzwürdigen sekundären Biotopes. Unveröfftl. Diplomarbeit, PH Reutlingen. 71 S.
- Zeissler, H. (1994): Mollusken in und bei dem Flächennaturdenkmal „Alte Halde“ bei Ostrau, Kreis Döbeln (Sachsen). *Malakologische Abhandlungen (Dresden)* 17 (1-9): 91-98.
- Zundel, R. (1982): Die Begrünung der Kalihalde in Reyershausen. *Presse-Archiv. Bovenenden* 18: 189-204.
- Zundel, R.; Fieseler, E. (1988): Zur Sukzession in aufgelassenen Gipsbrüchen am Südrand des Harzes. *Berichte der Naturhistorischen Gesellschaft Hannover. Naturhistorische Gesellschaft.* 130: 7-68.

13 Flächengrößen und Betriebsstatus

Tab. 57: Ausgewertete Abbaustätten der deutschen Zementindustrie in alphabetischer Form mit Angabe der Flächen und des Betriebsstatus.

Name der Abbaustätte	Flächengröße [ha]	Status	Name der Abbaustätte	Flächengröße [ha]	Status
Allmendingen (TRÄNKLE 1997)	125	i.B.	Lengerich (HATTWIG 1992; 6 Standorte)	o.A.	aufg.
Am Bakenberg (SCHACHT 1994)	0,6	aufg.	Liet (DICKE 1989)	36	i.B.
Am langen Berg (SCHACHT 1994)	0,6	aufg.	Lohbusch (DICKE 1989)	6,6	i.B.
Blauer Steinbruch (MUNCH 1995)	5,3	aufg.	MES 1 (KUNDEL 1983)	1,9	aufg.
Burglengenfeld (NIEDERMEYER 1989)	54,6	i.B.	MES 2 (KUNDEL 1983)	6	i.B.
Dotternhausen (GROSSMANN 1992; SIEDLE 1987)	16	aufg.	MES 3 (KUNDEL 1983)	1,9	aufg.
Elsa (GÜNEWIG 1986)	41,5	aufg.	MES 4 (KUNDEL 1983)	3	aufg.
Ennigerloh (BRINKSCHMIDT et al. 1994)	185	i.B.	MES 5 (KUNDEL 1983)	0,6	aufg.
Ennigerloh Nord (KORTE & GREIWE 1997)	169,3	i.B.	MES 6 (KUNDEL 1983)	4	i.B.
Galgenknapp (LELIVELDT & RÖDEL 1996a; SALLMANN 2000; KUNDEL 1983 (MES 8), LASCHTOWITZ 1989 (Teile))	13	aufg.	MES 7 (KUNDEL 1983) [Kleefeld]	23	aufg.
Gerhausen (TRÄNKLE 1997; BÖHMER & RAHMANN 1997a; b)	80	i.B.	MES 8 (KUNDEL 1983) [Galgenknapp]	13	aufg.
Göllheim (PREUB & NIEHUIS 1978)	ca. 35	i.B.	MES 9 (KUNDEL 1983) [Kleiner Steinbruch]	5,2	aufg.
Gröne (KORTE & GREIWE 1998)	o.A.	aufg.	MES 10 (KUNDEL 1983) [Sportplatz]	2	aufg.
Großer Steinbruch Lengerich (KUNDEL 1983 (MES 11); NOTARP 1997; STAPELMANN & BRAMEY (1995))	122	i.B.	MES 11 (KUNDEL 1983) [Großer Steinbruch Lengerich]	122	i.B.
Gummanz (SCHACHT 1994)	3	aufg.	MES 12 (KUNDEL 1983) [Teil von Höste]	10	i.B.
Hagen (SCHACHT 1994)	1,5	aufg.	MES 13 (KUNDEL 1983) [Westerbecker Berg]	10	aufg.
Hartmannshof (MEYER 1995)	14	aufg.	Milke (Altsteinbruch) (ÖKON 1999)	35,8	aufg.
Hausen ob Allmendingen (DETZEL et al. 1992)	0,3	aufg.	Morgensonne (DICKE 1989)	3,8	i.B.
Heidestraße (DEUTSCHE PROJEKT UNION 1993)	72	i.B.	Neuffener Hörnle (MAUS 1995; REICHENECKER & SCHMID 1996)	25,1	aufg.
Hillenberg (DICKE 1989)	14	aufg.	NSG Osterklee (FH OSNABRÜCK 2001)	40	aufg.
Hillenberg/Brühne (DICKE 1989)	1,3	i.B.	NuBloch (NÄHRIG 1991; RADEMACHER 2001b)	140	aufg.
Höste – alte Halde (TEICHMANN 1997)	o.A.	aufg.	Räsin (SCHACHT 1994)	2	aufg.
Höste (DEGEN et al. 1997a; b; HEHMANN 1997) [MES 12]	132,7	i.B.	Grube Saturn (ALBRAND 1993)	91	i.B.
Höver (SCHMITZ 1995; WIRZ 1997)	90	i.B.	Sotzenhausener Steinbruch (POSCHLOD & MUHLE 1985; POSCHLOD 1986)	14,2	aufg.
Intruper Berg (LELIVELDT & RÖDEL 1996a, 3 Steinbrüche)	o.A.	aufg.	Sportplatz (LELIVELDT & RÖDEL 1996a, KUNDEL 1983 (MES 10))	2	aufg.
Karsdorf (MÜRB 1993)	198	i.B.	Stuttgarter Steinbruch (TRÄNKLE 1997)	7,5	aufg.
Kleefeld (KUNDEL 1983) [MES 7]	23	aufg.	Vellern (BAASNER et al. 1998; RUDOLPH 1976)	14,5	aufg.
Kleiner Steinbruch (LELIVELDT & RÖDEL 1996a) [MES 9]	5,2	aufg.	Vohenbronnen (BÖHMER & RAHMANN 1997a; b; TRÄNKLE 1997)	75	i.B.
			Wesselin (SCHACHT 1994)	1,5	aufg.

Acanthochor	Ausbreitungseigenschaft einer ▶ Diaspore mit Klettanhang
Achor	Ausbreitungseigenschaft einer ▶ Diaspore ohne besonderen Bautyp
Akrocarp	Gipfelfruchtig, Bezeichnung von Moosen, deren Sporenkapseln endständig an der Spitze der Stämmchen stehen, vgl. auch ▶ pleurokarp
Anemochor	Ausbreitungseigenschaft einer ▶ Diaspore, die durch Wind verbreitet wird
Armelechteralgen	<i>Characeae</i> , kleine Gruppe von ca. 200 Arten Grünalgen, häufig Kalk einlagernd, vorwiegend in Süß-, selten im Brackwasser
Autochor	Ausbreitungseigenschaft einer ▶ Diaspore, die durch die Mutterpflanze selbst verbreitet wird
Autochthon	Bodenständig oder biotopeigen, d.h. im selben Gebiet oder Biotop entstanden
Barberfallen	Bodenfallentyp zum oberflächlichen Fang von Kleintieren wie Insekten und Spinnen
Basiphil	Basenreiche Böden/Substrate liebende Tiere und Pflanzen
Bautyp	Spezifische Morphologie einer ▶ Diaspore in Zusammenhang mit ihrer Ausbreitung (z. B. Flügel, Schirmchen, Schleimabsonderung)
Deckungsgrad	Die senkrecht auf den Boden projizierte Fläche aller Teile einer Pflanze. Angabe in Prozent oder als stufige Schätzskala
Diasporen	Verbreitungseinheiten von Pflanzen wie Samen, Sporen, Früchte, Knollen etc.
Diasporenbank	Alle Diasporen auf und im Boden, die an einer bestimmten Stelle vorhanden sind. Synonym wird der Begriff Samenbank gebraucht
Diversität	Mannigfaltigkeit, Vielfalt biotischer Systeme, unterschieden werden können z. B. Arten-, Struktur- und Funktionsdiversität in Raum und Zeit
Dominanzbestand	Pflanzenbestand, der durch die Vorherrschaft von wenigen Arten (bis monodominant) gekennzeichnet wird
Elaiochor	Ausbreitungseigenschaft einer ▶ Diaspore mit Nährstoffanhang z. B. für Verbreitung durch Ameisen
Endemiten	Arten, die nur in einem räumlich begrenzten Gebiet vorkommen, z. B. im Gebirge oder auf Inseln
Endozoochor	Ausbreitungseigenschaft einer ▶ Diaspore, die durch Transport im Tierkörper verbreitet wird, vgl. ▶ epizoochor
Ephemer	Bezeichnung für nur kurze Zeit andauernd, z. B. kleine schnell austrocknende Stillgewässer
Epilithen	Pflanzen, die direkt auf Felssubstraten aufwachsen, vor allem Moose und Flechten
Epiphyten	Pflanzen, die direkt auf anderen Pflanzen aufwachsen; in Mitteleuropa sind dies vor allem Moose und Flechten auf der Borke ausdauernder Gehölze
Epizoochor	Ausbreitungseigenschaft einer ▶ Diaspore, die oberflächlich an Tierkörpern anhaftend verbreitet wird, vgl. ▶ endozoochor
Euryök	Organismen, die Schwankungen lebenswichtiger Umweltfaktoren innerhalb weiter Grenzen ertragen, vgl. ▶ stenök
Eutroph	Bezeichnung für einen Lebensraum von hoher Produktivität, z. B. überdüngte Seen. Der Gegensatz ist oligotroph
Exposition	Lage eines Standortes zur Himmelsrichtung. Maßgeblich für den Energie-, Klima- und Wasserhaushalt einer Fläche
Fauna	Gesamtheit der Tierarten eines Gebietes
Flora	Gesamtheit der Pflanzenarten eines Gebietes
Flutrasen	Kurzrasige Pflanzenbestände, die durch temporäre Überschwemmungen gekennzeichnet sind
Gefäßpflanzen	Pflanzenarten, die durch besondere Wasserleitsysteme gekennzeichnet sind. Hierzu zählen die Farn- und Blütenpflanzen, im Gegensatz zu Moosen und Algen
Habitat	Lebensstätte eines Individuums bzw. einer Population
Halbtrockenrasen	Wiesenartige Pflanzengesellschaft magerer und trockenwarmer Standorte, in der Regel durch Schafbeweidung oder Mahd entstanden
Halophil	Arten mit besonderer Vorliebe für salzhaltige Biotope

Hochstet	Pflanzen- und Tierarten, die auf einer bestimmten Zahl von Aufnahme­flächen sehr häufig bis über­all auftreten, vgl. ▶ Stetigkeit
Höhere Pflanzen	Bezeichnung für alle Pflanzen, die im Gegensatz zu Farnen, Moosen oder Flechten über Blüten im klassischen Sinne verfügen
Hygrophil	Bezeichnung für Arten, die eine Vorliebe für feuchte und nasse Standorte besitzen, im Gegensatz zu ▶ xerophil
Kormophyten	Gefäßpflanzen; Bezeichnung für alle Pflanzen, die im Gegensatz zu Moosen, Flechten, Algen, Pilzen über ein hochentwickeltes Gefäßsystem verfügen
Kryptogamen	„ <i>Verborgene Blühende</i> “, Sammelbezeichnung für niedere Pflanzen ohne Blüten. Meist Vermehrung durch vegetativ entstandene Sporen. Hierzu zählen z. B. Moose, Flechten und Farnpflanzen. Im Gegensatz hierzu ▶ Phanerogamen
Limikolen	Sammelbezeichnung der „ <i>Watvögel</i> “. Unter anderem sind hier die Schnepfen, Regenpfeifer, Säbelschnäbler und Stelzenläufer zusammengefasst
Lophochor	Ausbreitungseigenschaft einer ▶ Diaspore mit behaartem Anhang
Malakozologie	Wissenschaftlicher Fachbereich der Weichtierkunde, z. B. Schnecken
Mesotroph	Bezeichnung für einen Lebensraum von mittlerer Produktivität; zwischen ▶ oligo- und ▶ eutroph stehend
Mykorrhiza	▶ Symbiose von Pilzen mit den Wurzeln ▶ höherer Pflanzen
Myxochor	Ausbreitungseigenschaft einer ▶ Diaspore mit klebriger und quellender Schleimabsonderung
Neophyten	Neubürger; Bezeichnung für Pflanzen, die in historischer Zeit eingeführt oder mit dem Menschen eingewandert sind und inzwischen der aktuellen Flora angehören
Nitrophil	Stickstoff liebende Arten bzw. Arten, die an hohe Nährstoffverhältnisse angepasst sind
Oligotrophent	Bezeichnung von Arten, die in ▶ oligotrophen Lebensräumen vorkommen
Oligotroph	Bezeichnung für einen Lebensraum von geringer Produktivität, z. B. Moore, Dünen. Der Gegen­satz ist ▶ eutroph
Pfeifengraswiesen	Krautige, artenreiche Vegetationsbestände, die durch hohe Grundwasserstände und Nährstoffarmut gekennzeichnet sind. Meist durch Herbstmahd zur Streunutzung (▶ Streuwiesen) ohne Düngung entstanden
Pflanzengesellschaft	Gruppe von Pflanzen, die in einem größeren Raum in immer ähnlicher Zusammensetzung vor­kommen, z. B. Buchenwald, Halbtrockenrasen
Phanerogamen	Samenpflanzen, die im Gegensatz zu ▶ kryptogamen Arten Samen bildende Blüten besitzen.
Pioniervegetation	Pflanzenbestände unterschiedlicher Zusammensetzung, die Rohböden und Offenstandorte besie­deln. Pioniervegetation besteht häufig aus kurzlebigen ▶ Therophyten und niedrigwüchsigen Krautigen
Pleurocarp	Seitenfrüchtig, Bezeichnung von Moosen, deren Sporenkapseln auf kurzen Seitenästen stehen, vgl. auch ▶ akrocarp
Pogonochor	Ausbreitungseigenschaft einer ▶ Diaspore, die mittels eines Schirmes passiv fliegt
Population	Gesamtheit der Individuen einer Art, die einen zusammenhängenden Lebensraum bewohnen und potenziell genetisch verbunden sind
Prädatoren	Räuber, die in der Regel mehr als ein Beutetier für ihre Entwicklung benötigen
Pterochor	Ausbreitungseigenschaft einer ▶ Diaspore, die mit Flügel(n) passiv fliegt
Rhizom	Unterirdisch wachsender Teil des Sprosses, der meist Speicherfunktion besitzt und zur vegetativen Fortpflanzung dient
Ruderalfluren	Pflanzengemeinschaften gestörter Standorte
Saccochor	Ausbreitungseigenschaft einer ▶ Diaspore in loser Hülle
Samenbank	Siehe Diasporenbank

Sarcochor Säume	Ausbreitungseigenschaft einer ▶ Diaspore mit fleischiger Hülle Lineare Pflanzenbestände, die zwischen Offenland und Gehölzen vermitteln. In Abhängigkeit von Nährstoff- und Temperaturverhältnissen als ▶ hygrophiler, ▶ nitrophiler oder ▶ thermophiler Saum ausgebildet
Schleiergesellschaft	Durch das Überwachsen von Lianen (z. B. Waldrebe, Hopfen) geprägte Gebüsche und Waldränder vor allem an Rändern von Auenwäldern der Tallagen
Semachor Skelettreich Stenök	Ausbreitungseigenschaft einer ▶ Diaspore, die sich ohne Besonderheiten selbstverbreitet Bezeichnung von Böden mit einem hohen Anteil von groben Steinen in den Horizonten Organismen, die Schwankungen lebenswichtiger Umweltfaktoren nur innerhalb enger Grenzen ertragen, vgl. ▶ euryök
Stetigkeit	Absolute oder relative Häufigkeit einer Pflanzenart in Bezug zur untersuchten Flächenzahl. Bsp.: 10 Flächen untersucht, auf 5 Flächen kommt die Art vor: Stetigkeit = 5 oder 50 %
Streuwiese	Nutzungstyp zur Gewinnung von Einstreu in Ställen, im Voralpenraum ehemals häufiger Wiesentyp feuchter und nasser Standorte. Häufig als ▶ Pfeifengraswiese ausgebildet
submers	Wasserpflanzen mit vollständig untergetauchten Blättern
Sukzession	Veränderung von Pflanzen- und Tiergemeinschaften im Laufe der Zeit auf ein und demselben Standort. Bsp.: Veränderung der Mähgutversuchsflächen im Laufe der Jahre
Symbiose	Form eines engen Zusammenlebens zweier oder mehrerer Organismen zum gegenseitigen Nutzen der Beteiligten. Häufig ist die Symbiose lebensnotwendig für die Partner geworden, z. B. bei mykorrhizierenden Laubbäumen
Taxozönose	Gesamtheit der Arten einer systematischen Stufe (Ordnung, Familie etc.), z. B. Laufkäfer, Ameisen etc.
Thermophil	Wärmeliebend
Therophyten	Einjährige Pflanzen, die die ungünstige Jahreszeit als Samen überdauern, z. B. viele ▶ Ruderalarten und Arten der ▶ Pioniervegetation
Transekt	Linienhafte Struktur sich wiederholender Betrachtungspunkte
Trittgesellschaften	Pflanzenbestände, die an mechanischen Druck in Form von Tritt angepasst sind. Vorherrschend sind Arten mit derben Grundblattrosetten
Trockenrasen	Lückige und extrem trockene und heiße Variante des Halbtrockenrasens, die natürlicherweise waldfrei ist
Ubiquisten	Lebewesen ohne eine bestimmte Bindung an einen speziellen Lebensraum, meist Arten mit großer ökologischer Amplitude
Vegetation	Gesamtheit der Pflanzengesellschaften eines Gebietes
Vegetationsaufnahme	Erhebung aller Pflanzenarten einer bestimmten Fläche mit Bestimmung des Deckungsgrades
Vorwald	Sukzessionsstadium bei der Bewaldung eines Standortes, gekennzeichnet durch mehr oder weniger kurzlebige Gehölze, die einen hohen Lichtbedarf haben. Die Arten der Vorwälder werden in der Folge der Sukzession von den Arten des Schlusswaldes ersetzt
Xerophil	Bezeichnung für Tier- oder Pflanzenarten, die trockene Lebensräume bevorzugen
Zoochor	Ausbreitungseigenschaft einer ▶ Diaspore, die durch Tiere und Menschen verbreitet wird

