

AB, BW

# Beiträge zur naturkundlichen Forschung in Südwestdeutschland

DEB 20, 48. / 1990

# carolinea 48

Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe 30. 10. 1990

# Beiträge zur naturkundlichen Forschung in Südwestdeutschland

**carolinea 48**

Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe 30. 10. 1990

carolinea, 48	176 S.	112 Abb.	3 Taf.	2 Farbtaf.	Karlsruhe, 30. 10. 1990
---------------	--------	----------	--------	------------	-------------------------

P  
 OZB 20, 48.1990



ISSN 0176-3997

Herausgeber: Prof. Dr. S. RIETSCHEL, Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe

Dipl.-Geogr. REINHARD WOLF, Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Karlsruhe

Prof. Dr. G. PHILIPPI, Naturwissenschaftlicher Verein Karlsruhe

Redaktion: Prof. Dr. L. BECK, Prof. Dr. G. PHILIPPI, Prof. Dr. S. RIETSCHEL

Schriftleitung: Dipl.-Biol. M. BRAUN

Gestaltung: F. WEICK

Layout: C. LANG, J. SCHREIBER, J. WIRTH

Gesamtherstellung: Badenia Verlag und Druckerei GmbH, Karlsruhe

© Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe

Postfach 62 09, D-7500 Karlsruhe 1

Gedruckt mit Unterstützung der Aktionsgemeinschaft Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg e. V.

SIEGFRIED RIETSCHEL: Forschung an den Naturkundemuseen .....	5
RUDOLF MUNDLOS† & MAX URLICHS: Zur Wohnkammerverfüllung bei Ceratiten aus dem germanischen Oberen Muschelkalk (Mitteltrias) .....	7
MICHAEL LEOPOLD, WOLFGANG MUNK & LÁSZLÓ TRUNKÓ: Erster Nachweis von Landsäugetierresten im marinen Mittel-Oligozän des Mittleren Oberrheingraben bei Eschbach, Pfalz, BRD .....	13
LÁSZLÓ TRUNKÓ & WOLFGANG MUNK: Makroflora aus dem Unterrotliegenden (Unterperm) von Alsenz bei Bad Kreuznach/Rheinland-Pfalz .....	21
WERNER KRAUSE & ASTRID GRÜTTNER: Über einen Fund der <i>Chara tenuispina</i> im Bodenseegebiet mit Blick auf die Gesamtverbreitung der Pflanze .....	31
HERBERT SCHINDLER: Die höheren Flechten des Nordschwarzwaldes 5. <i>Baeomyces</i> , <i>Sphaerophorus</i> , <i>Leprocaulon</i> und <i>Stereocaulon</i> .....	37
ANGELIKA SCHWABE: Syndynamische Prozesse in Borstgrasrasen: Reaktionsmuster von Brachen nach erneuter Rinderbeweidung und Lebensrhythmus von <i>Arnica montana</i> L. ....	45
MARKUS PEINTINGER: Bestandsschwankungen bei seltenen Pflanzenarten in Pfeifengraswiesen des westlichen Bodenseegebietes .....	69
WOLFGANG OSTENDORP: Die Ursachen des Röhrichrückgangs am Bodensee-Untersee .....	85
PETER ZIMMERMANN: Gefährdung der Quellmoore bei Bad Rippoldsau-Schapbach (Mittlerer Schwarzwald) ....	103

ANDREAS KRÜSS & ULRIKE ROHDE: Pflegeproblematik und Bestandsentwicklung in den Naturschutzgebieten „Sandhausener Dünen“ .....	109
HERBERT ZELL: Nematoden eines Buchenwaldbodens 12. Die Aphelenchen (Nematoda, Aphelenchida) .....	121
ULRICH FRANKE & HARTMUT GREVEN: Zur Biologie eines Buchenwaldbodens: 13. Die Schnecken .....	131
WILLI MATTHES & KONRAD SCHMIDT: Zwei für die Fauna der Bundesrepublik Deutschland neue „Riesenschlupfwespen“ ( <i>Megarhyssa gigas</i> und <i>M. perlata</i> , Hymenoptera, Ichneumonidae) .....	139
Wissenschaftliche Mitteilungen	
HANS HERMANN SCHLEICH: Zur Taxonomie von „ <i>Emys scutella</i> MEYER H. v.“ (= <i>Testudo scutella</i> ) (Reptilia, Testudines) ...	145
JOACHIM WEBER & PETER ZIMMERMANN: Neufunde der Südlichen Eichenschrecke <i>Meconema meridionale</i> in Baden-Württemberg .....	149
PETER HAVELKA & KARLFRIED HEPP: Der Kolkrabe im Schwarzwald .....	151
MONIKA BRAUN & URSEL HÄUSSLER: Fortpflanzungsnachweis der Nordfledermaus im Nordschwarzwald .....	153
Bezirksstelle für Naturschutz	
IRENE SEVERIN & REINHARD WOLF: 1989: 10 neue Naturschutzgebiete im Regierungsbezirk Karlsruhe .....	155

SIEGFRIED RIETSCHEL

## Forschung an den Naturkundemuseen

Im Dezember 1989 erschien in der Reihe „Bildung in neuer Sicht“ des Ministeriums für Wissenschaft und Kunst Baden-Württemberg das 52. Heft: Forschung an den Staatlichen Naturkundemuseen Baden-Württembergs. Es gibt eine Übersicht über die Forschungsaktivitäten der beiden Staatlichen Naturkundemuseen des Landes und erläutert in Beispielen, auf welchen Gebieten dort geforscht wird. Dieses Forschungsheft stellt unter Beweis, daß – zumindest in Baden-Württemberg – die Landesregierung Forschung als eine zentrale Aufgabe großer Naturkundemuseen ansieht. Prof. Dr. Helmut Engler, der Minister für Wissenschaft und Kunst, schreibt in seinem Vorwort von einer „eigenständigen Museumsforschung . . . , der in der naturwissenschaftlichen Forschung eine zentrale Aufgabe zukommt“ Diese eigenständige Forschung hat heute außerhalb der Museen leider keine Heimat mehr. Sie geht unmittelbar von der Untersuchung von Naturgegenständen aus, ist also Grundlagenforschung auf den Gebieten der Morphologie, Anatomie und Systematik. Sie schließt Fragestellungen der Evolution, Biogeographie, Biodiversität und Ökologie, Stratigraphie und Historischen Geologie mit ein.

Uns erscheint es sehr wichtig, daß mit der Dokumentation in diesem Heft der Forschungsauftrag der Naturkundemuseen – und indirekt damit auch der Forschungsauftrag aller Museen – wieder einmal unterstrichen wird. Ist doch die Forschung an den Universitäten in den Universitätsgesetzen der Bundesländer eindeutig festgeschrieben, die Forschung an den Museen hingegen nirgends durch Gesetz verankert. Für die Forschung, die in den Museen betrieben wird, kann man sich dementsprechend nur auf ein durch Tradition und Auftrag gegebenes natürliches Recht berufen. Forschung ist damit nicht nur als Recht, sondern selbstverständlich auch als Pflicht der Museen zu verstehen. In einer Zeit, in der versucht wird, jedwede Kleinigkeit per Gesetz oder Verordnung zu regeln, werden Notwendigkeit und Bestand von Forschung an Museen darum gelegentlich angezweifelt. Formalisten können sich dabei, wie in Einzelfällen geschehen, darauf berufen, daß es keine Museumsgesetze, z. B. ein Bildungsgesetz mit entsprechenden Paragraphen gibt. Wir sind deshalb dankbar, daß mit der Broschüre „Forschung an den Staatlichen Naturkundemuseen Baden-Württembergs“ ein Signal gesetzt und Charakter wie Tradition der naturwissenschaftlichen Museumsforschung in Baden-Württemberg dokumentiert wurde.

Wenn sich auf eine Gesetzesgrundlage für die Forschung der Museen durchaus verzichten läßt, so verführt dieser Zustand den nicht Sachkundigen mitunter zu der irrümlichen Folgerung, der an den Universitäten

betriebenen Forschung komme grundsätzlich ein höherer Stellenwert zu als der Museumsforschung. Zur Bewertung von Forschung werden recht unterschiedliche Kriterien herangezogen; einige der Kriterien werden immer subjektiv und umstritten sein. Sie sind aber notwendig, da Forschung nicht beziehungslos, sozusagen im luftleeren Raum stattfinden kann. Jedes Forschungsprojekt bedarf der finanziellen Mittel für seine Durchführung und deshalb klarer Zielvorstellungen, sowie einer Rechtfertigung im voraus. Es kann sich in seiner Bewertung nicht dem Vergleich mit anderen Forschungsprojekten und -programmen entziehen, muß sich an Kriterien wie Erfolgchance, Aktualität, Nutzen, sozialer Relevanz, Einbindung in größere Zusammenhänge etc. messen lassen. Das führt sogar häufig dazu, daß Forschungsprojekte nicht primär von einer wissenschaftlichen Fragestellung ausgehen, sondern ihre Fragestellung von vornherein an einen Kriterienkatalog anzupassen suchen, der die finanzielle Unterstützung sicherstellt. Dies stärkt einerseits die Hinwendung der Forschung zu aktuellen Programmen, fördert andererseits aber nicht immer ihre Wissenschaftlichkeit.

Da sich über die Aktualität einer Forschungsrichtung stets rasch ein zutreffendes Urteil fällen läßt, findet innovative Forschung heute schnell Unterstützung. Über den bleibenden Wert einer Forschung oder Forschungsrichtung für die Grundlagen der Wissenschaft kann hingegen letztlich nur die Wissenschaftsgeschichte in der Rückschau befinden. Forschung braucht zweifelsohne die innovativen Impulse, sie benötigt aber langfristig jene Beständigkeit, wie sie heute gerade durch die Arbeit der Museen gesichert wird.

Die Forschung an den Museen hat stets in Beziehung zu Sammlungen zu stehen. Es würde auch wenig Sinn haben, die Gegenstände der Natur anzuhäufen und vorzuweisen, ohne Kenntnisse über deren Art und Bedeutung erwerben und vermehren zu wollen. Kenntnis der Natur und Erkenntnis über ihre Regeln und Gesetze in Raum und Zeit lassen sich nicht als dogmatisches Wissen festschreiben, sondern unterliegen einem kontinuierlichen Wandel. Wer z. B. noch vor wenigen Jahrzehnten im Schulatlas die Küsten des Atlantik spielerisch als die Ränder von Puzzlesteinen erkannte, konnte vom Lehrer noch nichts über Plattentektonik erfahren; wer damals in einer Klassenarbeit graue glatte und weiße langhaarige Meerschweinchen miteinander kreuzen sollte, dem wäre die moderne Genetik als irrealer Zukunftsvision erschienen. Wenige Jahre reichten aus, um Ökologie vom kaum bekannten Fachwort zum beliebten Schlagwort zu machen und neue Begriffe wie Artenschutz und Artensterben in die Alltagssprache übergehen zu lassen. Daran, daß sich unser Wissen ständig weiterentwickelt, ist

auch zu folgern, daß erst durch wissenschaftliches Ordnen und fortschreitendes, auch Zeitbedürfnisse berücksichtigendes Forschen aus Ansammlungen von Naturgegenständen erst sinnvolle und lehrreiche Sammlungen werden. Diese Sammlungen werden durch die Ergebnisse von Forschung nicht überflüssig, werden nicht nur zu Dokumentationen, sondern zum überprüfbaren Schlüsselmaterial und zur unverzichtbaren Grundlage weiterer Forschung.

Die Forschung, die an Naturkundemuseen betrieben wird, hat einen eigenständigen Charakter. Sie ist zwar additiv, indem sie Baustein auf Baustein setzt, aber sie tut dies nicht den Bausteinen zuliebe, sondern um die Architektur von Gebäuden sichtbar werden zu lassen, Türen und Durchgänge zu öffnen und Brücken zu schlagen. Diese Arbeit wird zu unterschiedlichen Zeiten unterschiedlich bewertet. In unserer Zeit lernt man wieder die Ergebnisse der großen Bestandsaufnahme der Natur zu schätzen, einer sich weiter vertiefenden Bestandsaufnahme, die sich wie ein Ariadnefaden durch die Museumsforschung stetig hindurchzieht. Der moderne Mensch muß, je mehr er in die Natur eingreift, um so mehr sein Verhältnis zur Natur überprüfen und korrigieren und die Folgen seiner durch Bevölkerungsexplosion und Technisierung unvermeidbaren Eingriffe bedenken. Die Folgenabschätzung setzt ein umfassendes Wissen voraus, für das die Bestände der Naturkundemuseen und deren Auswertung von großer Bedeutung sind. Über zwei Jahrhunderte hinweg wurden in den Naturkundemuseen Gegenstände der Natur angesammelt, an denen u. a. die zeitbedingten Veränderungen der Natur abzulesen sind. Namentlich die ökologische Forschung, die nur in kleinstem Rahmen die Möglichkeiten des Experimentes nutzen kann, ist unabdingbar darauf angewiesen, daß die Detailkenntnisse über den Artenbestand, seine quantitativen und qualitativen Veränderungen in Raum und Zeit, vermehrt und abgesichert werden. Dies ist nicht ohne die Grundlagenforschung von Morphologie und Systematik möglich, nicht ohne die Fachkompetenz der Spezialisten in den Naturkundemuseen und ihre Sammlungen.

Im übrigen machen nicht Quantität und Qualität einer Sammlung die Qualität der an ihr geleisteten Forschung aus; vielmehr ist es die Qualität des einzelnen Wissenschaftlers, dessen Leistung auf wissenschaftlichem und organisatorischem Felde – weitgehend unabhängig vom Umfang und Bearbeitungsstand einer Sammlung – den Gegenständen der Sammlung durch Forschung einen besonderen Stellenwert verleiht. Erst durch Forschung werden Sammlungen strukturiert, erst durch Forschung werden sie, Stein für Stein, zu jenem Pflaster, auf dem sich die Wissenschaft sicher bewegen kann.

Die Naturkundemuseen sehen in der Aufwertung, der ihrer Forschungsarbeit und ihren Sammlungsbeständen heute zuteil wird, eine lange erwartete Bestätigung für die Bedeutung ihrer traditionellen wissenschaftlichen Arbeitsrichtungen. Sie verbinden damit auch die Hoffnung, daß ihre Arbeit – namentlich auf dem personellen Sektor

– die immer notwendiger werdende Unterstützung findet.

Das Organisationsschema von Sammlung und Forschung (Stand Oktober 1990) des Staatlichen Museums für Naturkundemuseen Baden-Württembergs. – Bildung in neuer Sicht, Nr. 52: 112 S., 97 Abb.; Stuttgart 1990. – Hrsg. Ministerium für Wissenschaft und Kunst Baden-Württemberg, Presse- und Öffentlichkeitsreferat, Postfach 10 34 53, D-7000 Stuttgart 10.

RUDOLF MUNDLOS † &amp; MAX URLICHS

# Zur Wohnkammervfüllung bei Ceratiten aus dem germanischen Oberen Muschelkalk (Mitteltrias)

## Kurzfassung

Die von MUNDLOS (1970) auf der Sedimentoberfläche von halbverfüllten Ceratiten-Wohnkammern gefundenen „Sichelmarken“ werden als schräg verlaufende Feinschichtungsblätter gedeutet.

## Abstract

To living chamber filling of ceratite shells from the Upper Germanic Muschelkalk (Middle Triassic).

The sickle marks on the surface of incomplete fills within living chambers of *Ceratites* are now interpreted as weathered sediment laminae.

## Autor

Dr. MAX URLICHS, Staatliches Museum für Naturkunde Stuttgart, Rosenstein 1, D-7000 Stuttgart 1.

## Einleitung

Wer Ammoniten, Schalenexemplare oder Steinkerne betrachtet und den Aufbau ihres Gehäuseinneren kennt, der muß sich fragen, auf welche Weise Schlämme des Meeresbodens in das komplizierte Kammersystem des Phragmokons bis zur vollständigen Verfüllung eindringen konnten.

Zur Rekonstruktion der Füllvorgänge haben sich die Ceratiten des germanischen Oberen Muschelkalks (Mitteltrias) gegenüber Ammoniten aus Jura und Kreide als besonders aufschlußreich erwiesen. Da fast ausschließlich Steinkerne ohne Schalenreste vorliegen, können Sedimentstrukturen sowohl auf teilweise oder völlig verfüllten Steinkernen als auch an Anschliffen untersucht werden.

Die vorliegende Arbeit war beim Tod von Rudolf Mundlos zum Teil fertiggestellt und der gesamte Inhalt sowie die Abbildungen waren abgesprochen, so daß sie im Sinne beider Autoren abgeschlossen werden konnte. Für Ausleihe von Sammlungsmaterial danke ich Dr. A. LIEBAU (Tübingen) und Prof. L. TRUNKO (Karlsruhe) sowie für Fotoarbeiten Herrn H. LUMPE (Stuttgart).

## Verfüllung des Phragmokons

Für die Füllvorgänge bei Ceratiten fand PHILIPPI (1901: 366–367) noch keine einleuchtende Erklärung. Danach erwähnte RIEDEL (1916: 5–6) das Problem nur kurz mit Hinweis auf PHILIPPI (1901). Auch Experimente und Überlegungen von GEISLER (1939: 227–230) zur Entstehung von Ceratiten-Steinkernen führten noch zu keinem eindeutigen Ergebnis: Er bezweifelte die Füllung durch den Siphon, weil das nicht bei senkrecht stehenden Gehäusen, sondern nur in Seitenlage des Gehäuses und dann

nur „bis zur Höhe der Siphonaldüten“ erfolgen könnte. Nach Untersuchungen von SEILACHER (1967: 191–203, Taf. 1) liegt aber gerade bei den Siphonaldurchbrüchen der Schlüssel. Der Siphon muß aus seiner Verankerung, aus den Siphonaldüten, gelöst oder zumindest undicht gewesen sein. Zusätzlich muß der Phragmokon durch Bruch oder Anlösung der Schale im Nabelbereich geöffnet sein. Erst dann ist Wasserdurchzug und damit Einstromen von Sedimenttrübe und schließlich Ablagerung von Sediment in den einzelnen Phragmokonkammern möglich. Da in den engen Siphonaldurchbrüchen höhere Strömungsgeschwindigkeit herrscht, bleiben sie frei von Sediment. Bei Verfüllung über die Siphonaldurchbrüche hinweg bildet sich von ihnen ausgehend ein Füllkanal aus, der bis zur fast völligen Verfüllung der Kammern offenbleibt. So kann auch die Verfüllung senkrecht stehender Gehäuse erklärt werden („Durchzugprinzip“, SEILACHER 1967).

HAGDORN & MUNDLOS (1983) analysierten dann die tafonomischen Vorgänge, die zur Öffnung der Siphonaldüten und zur Teilverfüllung des Phragmokons führen. DURINGER (1982: 125–145) bestätigte am Ceratiten-Modell und an Sagittalschnitten von Ceratiten die neueren Erkenntnisse. Demnach liegen zahlreiche Beobachtungen über Füllvorgänge in Phragmokon vor.

## Verfüllung der Wohnkammer

Die Verfüllung von Ceratiten-Wohnkammern dagegen wurde für selbstverständlich gehalten, deshalb vernachlässigt und nur selten erwähnt: GEISLER (1939: 221–222) beschrieb eine ventrale „Nasen-Form“ bei Ceratiten-Steinkernen, die sich durch „Wasserwalzen in der Wohnkammer“ bildet. Nahezu dreißig Jahre später beobachtete MAYER (1968: 200–202) auf halbverfüllten Wohnkammer-Steinkernen bogenförmig durchhängende Strukturen, die er für Füllmarken von senkrecht eingebetteten Gehäusen hielt. MUNDLOS (1970: 18–27) griff das Thema wieder auf und wies nach, daß diese Marken nur bei horizontaler Lage des Gehäuses entstanden sein können. Er (MUNDLOS 1970: 18) nannte sie Sichelmarken und charakterisierte ihre Entstehung folgendermaßen: „Zustrom im ventralen Bereich der Wohnkammer mobilisiert das Stauwasser zu Kreisbewegungen. Bei Ceratiten wird dieser Kreislauf durch die ventrale Lage der Siphonaldurchbrüche und die damit verbundene periphere Lage des Füllkanals eingeleitet und unterstützt. Die Verfüllung schreitet dann gleichmäßig auf die ganze Wohnkammer fort. Wird die Sedimentation

vorzeitig unterbrochen, zeichnet sich der Strömungsverlauf auf der Füllung durch Sichelmarken ab.“ SEILACHER (1971: 16, 19) deutete die Sichelmarken in Ceratiten-Wohnkammern ebenfalls als Strömungsmarken.

Da es sich bei dem geschilderten Vorgang um einen lang anhaltenden Prozeß handelte, müßten sich in derartigen Ceratiten-Wohnkammern horizontal verlaufende, dünne Feinschichtungsblätter finden lassen. Deshalb

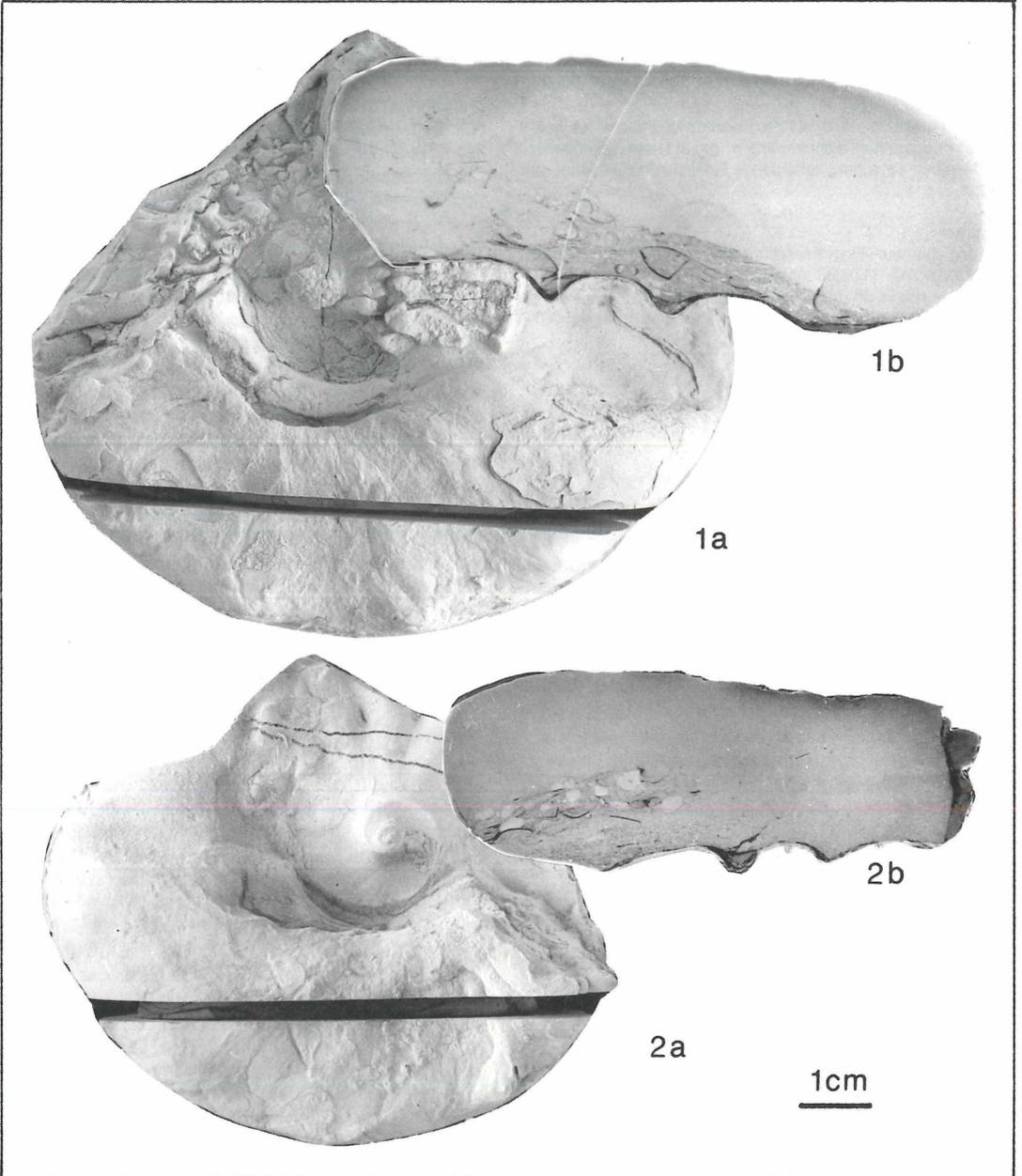


Abbildung 1–2. *Ceratites (Acanthoceratites)* sp. Wohnkammer mit „Sichelmarken“. Oberer Muschelkalk, Tonhorizont beta 1, *spinosus*-Zone; Straßenbau Heckfeld nach Buch am Ahorn / Main-Tauber-Kreis. SMNS 25525/4–5. Abbildung 1. Phragmokon nur teilweise und Abbildung 2 als Abdruck erhalten. a: Lateralansicht mit Sichelstreifen, b: Anschliff tangential und senkrecht durch die Wohnkammer mit von vorne nach hinten feiner werdendem Schill.

untersuchten wir alle bereits beschriebenen Ceratiten mit Sichelmarken daraufhin erneut (Belege zu MAYER 1968, MUNDLOS 1970). Außerdem suchten wir nach weiterem Material, das vor allem bei Heckfeld, Main-Tauber-Kreis, (URLICHS & MUNDLOS 1987: 17) auf einem Ceratiten-Pflaster gefunden wurde. Auf diesem konnten wir nur 4 flach auf der Flanke liegende Exemplare mit Sichelmarken in situ nachweisen. Alle sind mit der Mündung in Strömungsrichtung nach Nordosten (URLICHS & MUNDLOS 1987, Abb. 6) eingesteuert. An einigen neben dem Pflaster gelegenen Exemplaren stellten wir ferner fest, daß die „Sichelmarken“ die auskeilenden Enden von Feinschichtungsblättern sind, die von der Mündung schräg nach oben und hinten in die Wohnkammer hinein verlaufen. Hierauf wurden von 17 Exemplaren mit Sichelmarken Anschliffe tangential durch die Wohnkammer und senkrecht zur Fläche mit Sichelmarken angefertigt. Auf den meisten sind in der mikritischen Füllung der Wohnkammer keine Sedimentstrukturen vorhanden. Bei 5 Exemplaren jedoch sind von der Mündung schräg

nach oben und hinten ansteigende Schichtflächen zu erkennen, die durch lagenweise angereicherte Schalen und Intraklasten gebildet sind (Abb. 1–2). Und zwar sind vorne an der Mündung gröbere Schalen und weiter hinten kleinere Schalen oder deren Bruchstücke in einer mikritischen Matrix zu erkennen. Derartige Schalenanhäufungen wurden ebenfalls auf der Oberfläche halbverfüllter Ceratiten-Wohnkammern auf einer Teilplatte des Ceratiten-Pflasters von Heckfeld gefunden. Diese Ceratiten liegen alle flach auf der Flanke und in ihren Wohnkammern ist auf schräg nach oben und hinten ansteigenden Flächen Schalenschutt angehäuft, der zum hinteren Wohnkammerende hin immer feiner wird (Abb. 3). Die mit der Mündung gegen die Strömungsrichtung nach Südwesten (URLICHS & MUNDLOS 1987, Abb. 6) eingesteuerten Exemplare zeigen steil ansteigende Sedimentflächen und die in Strömungsrichtung nach Nordosten eingesteuerten flach einfallende Schichtblätter. Bei den sogenannten Sichelmarken in Ceratiten-Wohnkammern handelt es sich demnach nicht um Strömungs-

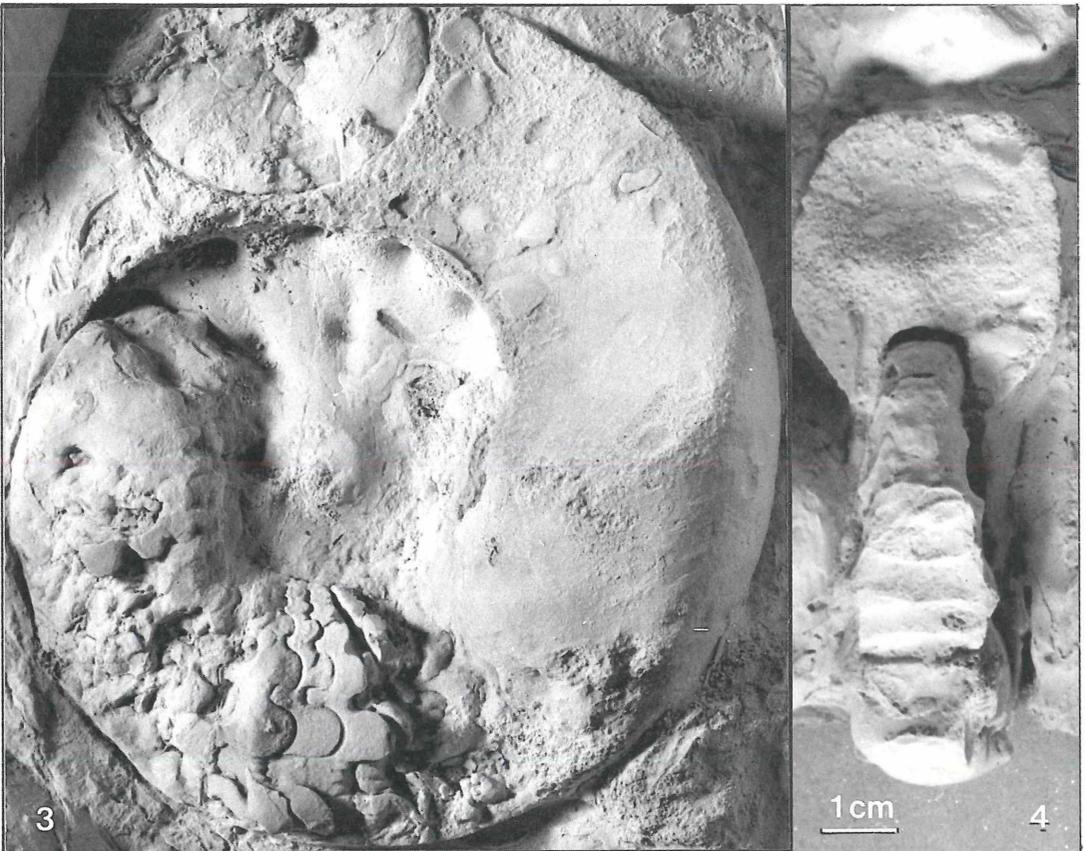


Abbildung 3. *Ceratites (Acanthoceratites) spinosus spinosus* PHILIPPI. Schill auf schräger Fläche in der Wohnkammer. Oberer Muschelkalk, Tonhorizont beta 1, *spinosus*-Zone; Straßenbau Heckfeld nach Buch am Ahorn / Main-Tauber-Kreis. SMNS 25525/6.

Abbildung 4. Senkrecht stehender *Ceratites (Acanthoceratites)* sp. mit Kolk in Wohnkammer. Oberer Muschelkalk, Tonhorizont beta 1, *spinosus*-Zone; Straßenbau Heckfeld nach Buch am Ahorn / Main-Tauber-Kreis. SMNS 25525/7.

marken, sondern es sind angewitterte, schräge, zum Wohnkammerende hin ansteigende Feinschichtungs-

blätter, die auf der Sedimentoberfläche von halbverfüllten Wohnkammern auslaufen.

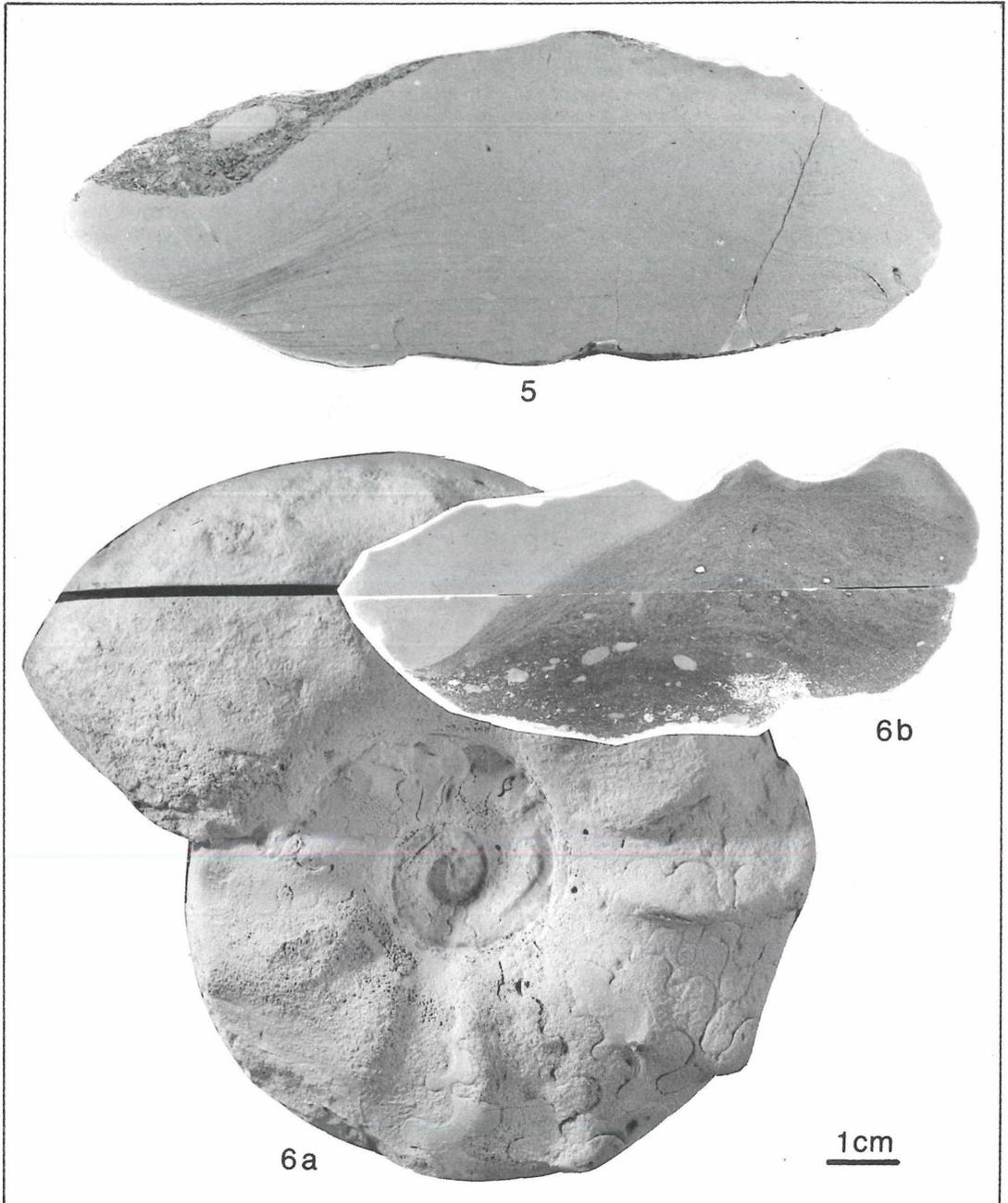


Abbildung 5: Tangentialer Anschlag durch die Wohnkammer von *Ceratites (Acanthoceratites)* sp. mit Sedimentgefügen. Oberer Muschelkalk, Tonhorizont beta 2, *postspinosus*-Zone; Kirchberg an der Murr / Kreis Ludwigsburg. SMNS 25345.

Abbildung 6. *Ceratites (Acanthoceratites) spinosus spinosus* PHILIPPI. Oberer Muschelkalk, Tonhorizont beta 1, *spinosus*-Zone; Neudenu / Kreis Heilbronn, a: Lateralansicht, b: Anschlag tangential und senkrecht zur Flanke durch die Wohnkammer.

Auch in Ceratiten-Wohnkammern ohne Sichelmarken sind Füllstrukturen vorhanden. Besonders aufschlußreich sind die Anschliffe durch die Wohnkammern zweier flach auf der Flanke liegend verfüllten Ceratiten (Abb. 5, 6). Die Feinschichtungsblätter verlaufen zuunterst in der Wohnkammer schichtparallel. Mit steigender Verfüllung wurde in der Wohnkammermitte mehr Sediment angehäuft, denn die Schichtblätter steigen von der Mündung an und fallen dann nach hinten zum Wohnkammerende

hin wieder ab. Hieraus läßt sich folgender Ablauf des Verfüllprozesses ableiten: Entlang dem flach auf der Flanke mit der Mündung in Strömungsrichtung liegenden Ceratitengehäuse strömte laminar Meereswasser. Der Mundrand bildete eine Abrißkante, hinter der sich ein Strudel bildete. Durch diesen Strudel wurde Sediment in die Wohnkammer gewirbelt, das zuerst schichtparallel und dann als kleine Aufwölbung sedimentiert wurde. An der Mündung bildete sich durch den Strudel ein Kolk, der bis

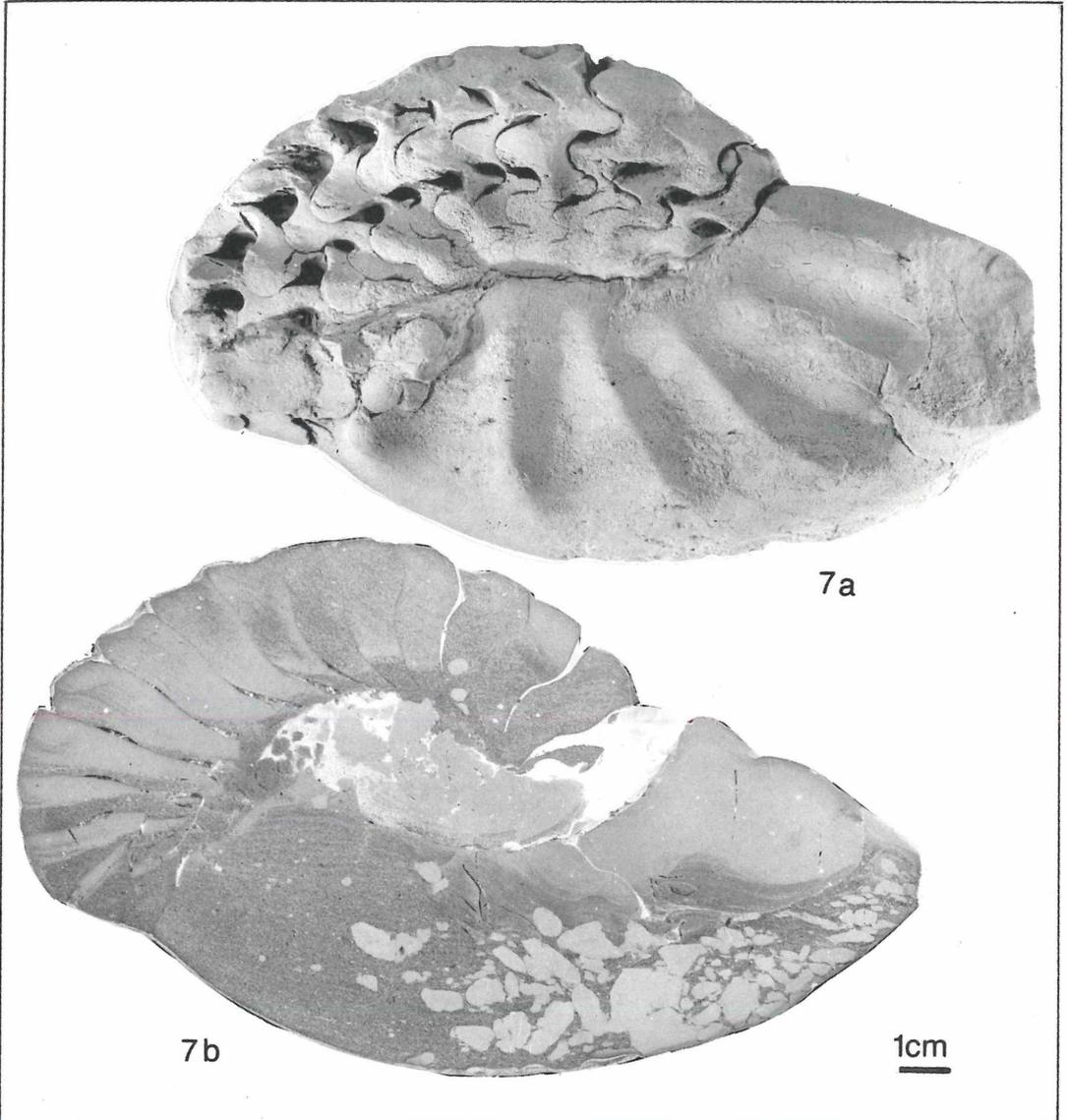


Abbildung 7. Senkrecht eingebetteter *Ceratites (Acanthoceratites) spinosus penndorfi* ROTHE. Oberer Muschelkalk, Tonhorizont beta 2, *postspinosus*-Zone; Haspelklinge bei Schöntal / Hohenlohe-Kreis. SMNS 25344. a: Lateralansicht mit Lobenlibellen, b: Sagittalan-schliff mit Intraklasten im vorderen Wohnkammerbereich.

zur fast völligen Verfüllung der Wohnkammer erhalten blieb und zum Schluß mit Schalen und Intraklasten oder Mikrit verfüllt wurde. (Abb. 5, 6).

Bei senkrecht stehend verfüllten Ceratiten ist ebenfalls eine Korngrößenabnahme der Schalen und Intraklasten von der Mündung zum Phragmokon hin gefunden worden. Auffallend ist eine immer an der Mündung vorhandene trichterförmige Vertiefung, die bei den abgebildeten Exemplaren mit Mikrit gefüllt sind (Abb. 7–8). Bei einigen senkrecht stehenden Exemplaren des Ceratiten-Pflasters von Heckfeld sind diese trichterförmigen Vertiefungen erhalten, die teilweise mit größeren Schalen gefüllt sind (Abb. 4). Sie werden ebenfalls als Strudelkolke gedeutet.

### Literatur

- DURINGER, P. (1982): Les remplissages sédimentaires des coquilles de Céphalopodes Triasiques. Mécanismes et intérêt paléocéologique. – *Géobios*, **15**: 125–145, 2 Taf., 13 Abb.; Lyon.
- GEISLER, R. (1939): Zur Stratigraphie des Hauptmuschelkalks in der Umgebung von Würzburg mit besonderer Berücksichtigung der Ceratiten. – *Jb. preuss. geol. Landesanst. zu Berlin*, **59**: (1938): 197–248, Taf. 4–8, 16 Abb.; Berlin.
- HAGDORN, H. & MUNDLOS, R. (1983): Aspekte der Taphonomie von Muschelkalk-Cephalopoden. Teil 1: Siphozerfall und Füllmechanismus. – *N. Jb. Geol. Paläont., Abh.*, **166**: 369–403, 16 Abb.; Stuttgart.
- MAYER, G. (1968): Füllstrukturen in Ceratitenwohnkammern. – *Der Aufschluß*, **19**: 200–202, 2 Abb.; Göttingen.
- MUNDLOS, R. (1970): Wohnkammerfüllung bei Ceratitengehäusen. – *N. Jb. Geol. Paläont., Mh.*, **1970**: 18–27, 3 Abb.; Stuttgart.
- PHILIPPI, E. (1901): Die Ceratiten des oberen deutschen Muschelkalkes. – *Palaeontol. Abh., N. F.*, **4** (8): 347–457, 21 Taf., 14 Abb.; Jena.
- RIEDEL, A. (1916): Beiträge zur Paläontologie und Stratigraphie der Ceratiten des deutschen Oberen Muschelkalks. – *Jb. kgl. preuss. geol. Landesanst. zu Berlin*, **37** Teil 1/1: 1–116, Taf. 1–18, 5 Abb.; Berlin.
- SEILACHER, A. (1966): Lobenlibellen und Füllstruktur bei Ceratiten. – *N. Jb. Geol. Paläont., Abh.*, **125**: 480–488, Taf. 43–44, 3 Abb.; Stuttgart.
- SEILACHER, A. (1967): Sedimentationsprozesse in Ammonitengehäusen. – *Abh. Akad. Wiss. u. Lit., math.-naturwiss. Kl.*, **1967**: 192–204, 1 Taf., 5 Abb.; Mainz.
- SEILACHER, A. (1971): Preservational history of ceratite shells. – *Palaeontology*, **14**: 16–21, Taf. 6, 2 Abb.; London.
- URLICHS, M. & MUNDLOS, R. (1987): Zur Entstehung von Ceratiten-Pflastern im germanischen Oberen Muschelkalk (Mitteltrias) Südwestdeutschlands. – *Carolinea*, **45**: 12–30, 15 Abb.; Karlsruhe.

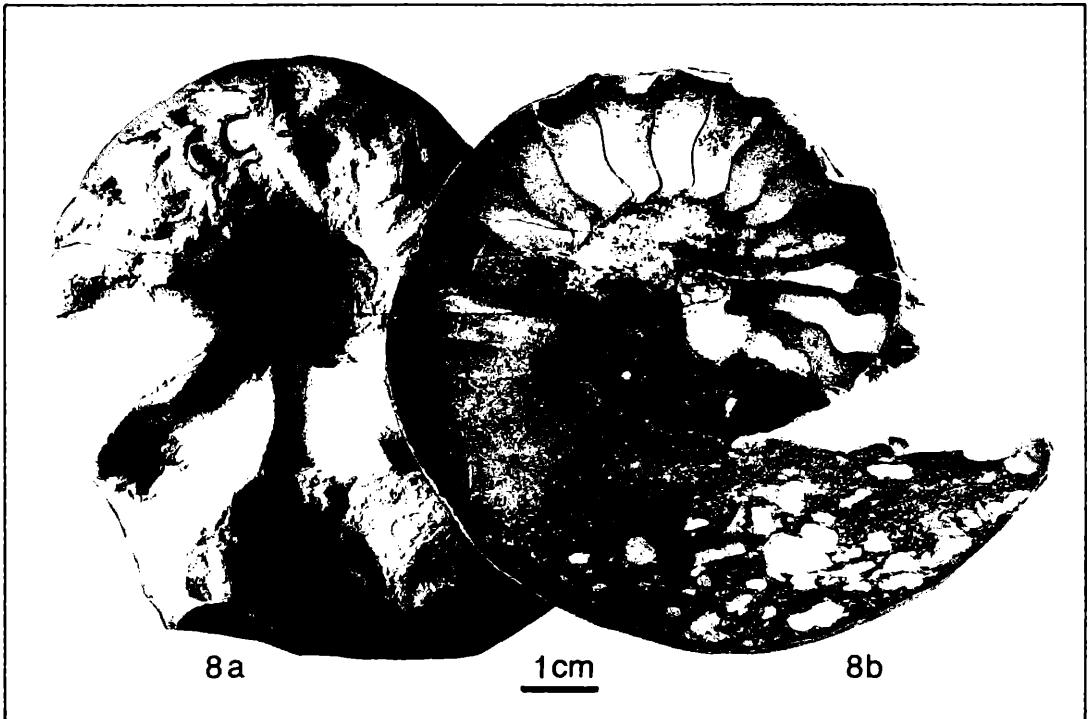


Abbildung 8. Senkrecht eingebetteter *Ceratites (Acanthoceratites) spinosus spinosus* PHILIPPI. Oberer Muschelkalk, Tonhorizont beta 1, *spinosus*-Zone, Straßenbau Heckfeld nach Buch am Ahorn / Main-Tauber-Kreis. SMNS 25255/8. a: Lateralsicht mit Lobenlibellen, b: Sagittalschnitt mit Intraklasten in der Wohnkammer.

MICHAEL LEOPOLD, WOLFGANG MUNK & LÁSZLÓ TRUNKÓ

# Erster Nachweis von Landsäugetierresten im marinen Mittel-Oligozän des Mittleren Oberrheingrabens bei Eschbach, Pfalz, BRD

## Kurzfassung

Nachdem aus dem marin entwickelten Mittel- und Ober-Oligozän des Mainzer Beckens bereits eine Reihe von Landsäugetierresten bekanntgeworden sind, wurden auch im weiter südlich gelegenen Mittleren Oberrheingraben erstmalig im marinen Mittel-Oligozän Landsäugetierreste gefunden. Es handelt sich dabei um Paarhufer und Nager (Zähne und Knochenfragmente). Diese Säugetierfauna wird kurz vorgestellt, ihre Biostratonomie und Stratigraphie diskutiert.

## Abstract

**First proof of terrestrial mammals in marine sediments of the Middle Oligocene in the Middle Rhine Graben near Eschbach, southern Rheinland-Pfalz, GFR.**

While a considerable amount of fossile terrestrial mammals from marine sediments of the Middle and Upper Oligocene of the Mainz Basin have been described yet, in the Middle Rhine Graben area further to the South such fossils could have been unearthed only recently. These are teeth and bone fragments of artiodactyls and rodents. This mammalian fauna will be briefly presented and its biostratonomy and stratigraphical connections discussed.

## Résumé

**Première preuve des restes des mammifères terrestres dans les gisements d'Oligocène moyen dans la région moyenne du fosse rhenan chez Eschbach, Rheinland-Pfalz-Sud, Allemagne.**

Après qu'un nombre considérable des restes des mammifères terrestres provenant des gisements d'Oligocène moyen et supérieur dans le bassin de Mayence ont été mis en évidence, on a trouvé quelques fragments des dents et des os des artiodactyles et des rongeurs dans la région moyenne du fossé rhenan. On y présente brièvement cette fauna et discute la biostratonomie et les connections stratigraphiques.

## Autoren

Dipl.-Geol. MICHAEL LEOPOLD, WOLFGANG MUNK & Prof. Dr. LÁSZLÓ TRUNKÓ, Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe, Erbprinzenstr. 13, D-7500 Karlsruhe 1.

## 1. Einleitung

Im Laufe des Jahres 1988 wurde im Rahmen des DFG-Projektes „Geologische und sedimentpetrographische Untersuchungen der tertiären Beckensedimente (Eozän bis Miozän) im Mittleren Oberrheingraben zwischen Baden-Baden und Wiesloch, bzw. Hagenau und Neustadt“, auch die Lokalität Eschbach aufgesucht und beprobt (die Autoren danken der DFG für die Förderung dieser Arbeit). Bei der Aufbereitung des Probenmate-

rials für mikropaläontologische, geochemische und sedimentologische Untersuchungen wurde bei einer Probe (Ebl, 8/Probenmenge 500 g) überraschenderweise eine relativ hohe Konzentration von Landsäugetierresten gefunden, die eine weitere, größere Materialentnahme in der entsprechenden Schicht rechtfertigt.

Die Lokalität befindet sich in der Ortschaft Eschbach, südwestlich von Landau. Die recht unscheinbaren Aufschlüsse liegen im Hohlweg vom Brunnen in Eschbach gegen den Grabenrand, Rothenberg/Pfälzer Wald (Fußweg zur Madenburg, Profilaufnahme bei R.: 3428285 H.: 5449030, TK 25/6814 Landau). Aufgeschlossen sind überwiegend brekziöse Konglomerate in Wechselfolge mit Feinklastika, hauptsächlich Sanden, welche nach DOEBL (1976) aufgrund der in den Schichten vorkommenden autochthonen marinen Fauna in den Unteren Meeressand des Rupeliums gestellt werden. Ca. 100 Meter westlich des Fundpunktes (hangwärts) steht bereits der „Annweiler Sandstein“ an, welcher als kontinentaler Vertreter des Zechsteins (Perm) anzusehen ist (Abb. 1 und 2). Im Frühjahr entnahmen wir aus der fund-

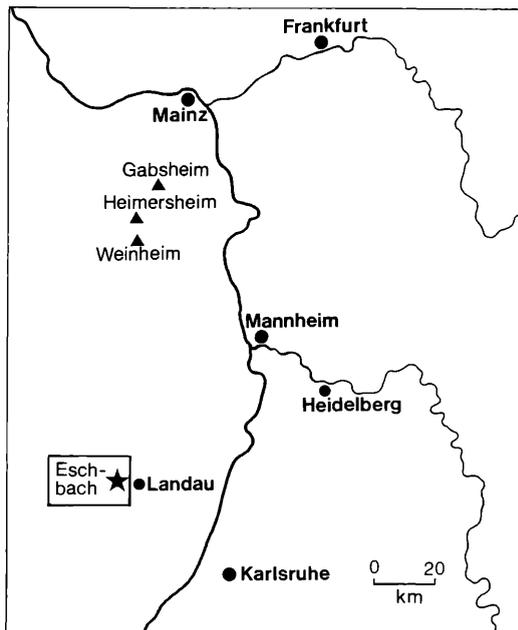


Abbildung 1. Paläogeographie: Nördlicher Oberrheingraben und des Mainzer Beckens z. Zt. des Oligozäns. Zeichn.: F. WEICK.

höffigsten Schicht (Ebl8, Profil Abb. 6) eine Materialmenge von ca. 50 kg. Im Gegensatz zu den säugetierführenden Sedimenten des Mainzer Beckens, bei denen es sich ausschließlich um Feinklastika handelt, haben wir hier ein grobes, brekziöses, wenig sortiertes, teilweise verfestigtes Konglomerat, dessen Bindemittel teils kalzitisch, teils quarzitisch ist. Die einzelnen Gerölle sind unregelmäßig in einer sandigen Grundmatrix verteilt. Die Probenmenge mußte relativ gering gehalten werden, da sich der Aufschluß auf Privatgrund befindet. Das Material wurde am Staatlichen Museum für Naturkunde in Karlsruhe aufbereitet, fraktioniert und ausgelesen.

Bei den Geländearbeiten waren beteiligt Prof. Dr. RAY BERNOR, Howard University, Washington D. C., USA; Frau Dipl.-Geol. STEGER und das technische Personal des Staatlichen Museums für Naturkunde Karlsruhe. Die z. T. recht aufwendigen und langwierigen Labor- und Auslesearbeiten wurden unter Mithilfe von Herrn SCHUPPISER und Frau Dipl.-Geol. STEGER, beide Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe, durchgeführt. Herr Prof. Dr. TOBIEN, Universität Mainz, regte diese Arbeit an und un-

terstützte sie durch Diskussion. Allen Genannten sei an dieser Stelle herzlichster Dank gesagt.

## 2. Fundmaterial

Nach den Auslesearbeiten lagen ca. 170 Säugetierreste (Knochen- und Zahnfragmente) vor. Der größte Teil des Materials ist leider aufgrund seiner Erhaltung (stark fragmental, teilweise abgerollt) nicht näher zu bestimmen. Bei der überwiegenden Mehrzahl dürfte es sich um Reste von kleinwüchsigen Säugetieren handeln. Einige wenige Zahnbruchstücke und Knochenfragmente könnten aufgrund ihrer Dimension von Großsäugern stammen (Abb. 3).

## 3. Taxonomie

Ordnung	<i>Artiodactyla</i>	OWEN, 1848
Unterordnung	<i>Tragulina</i>	FLOWER, 1883
Familie	<i>Hypertragulidae</i>	COPE, 1879
<i>Bachitherium</i> cf.	<i>curtum</i>	(FILHOL, 1877)

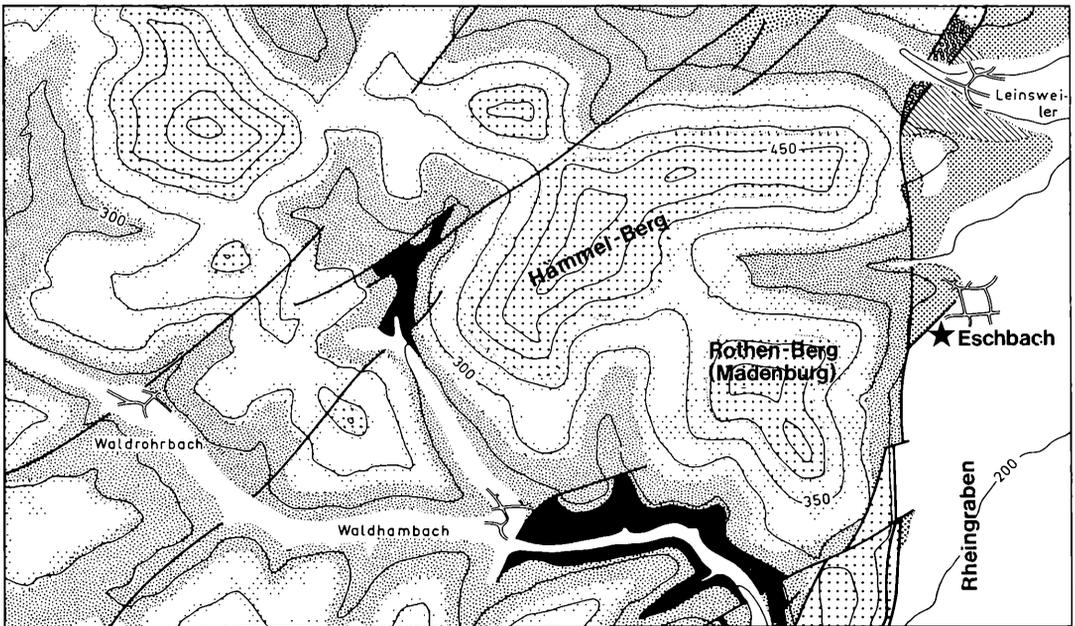
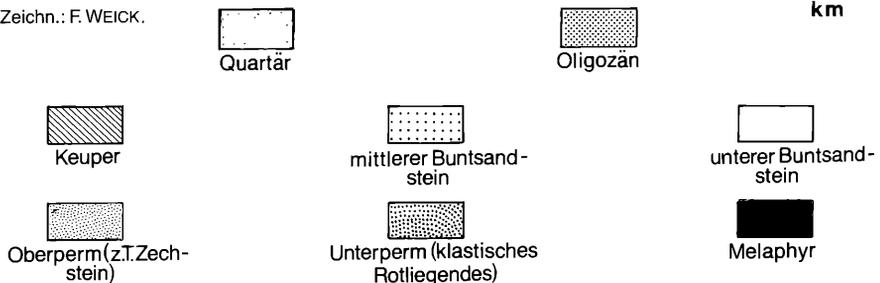


Abbildung 2. Geologische Übersichtskarte nach ILLIES. Detailausschnitt aus Abbildung 1.

Zechn.: F. WEICK.



Von diesem kleinwüchsigen Traguliden liegt uns ein fragmentaler  $M^1$ , dext. vor, der in Tafel 1 Fig. 1 dargestellt ist. Die Maße der Kaufläche betragen 8,5 mm x 7,5 mm. Der labiate hintere Höcker fehlt, ebenso die Wurzel. Das Kauflächenmuster stimmt sehr gut mit der Darstellung in WEHRLI (1933: Tafel 9, Abb. 5) überein. Die Maße liegen in einem Variationsspektrum, welches eine Zuordnung zur Art *Bachitherium curtum* (FILHOL, 1877) wahrscheinlich macht.

*Tragulina* cf. *Bachitherium*

Hierzu könnte eventuell der in Tafel 1 Fig. 2 abgebildete I gehören. Vorhanden ist die Zahnkrone, deren Front die Maße 2,25 mm x 2,35 mm aufweist. Dieser *Artiodactyla*-Schneidezahn gehört wahrscheinlich zu *Bachitherium*, da er für einen Cainotheroiden zu groß erscheint.

Ordnung	<i>Artiodactyla</i>	OWEN, 1848
Überfamilie	<i>Cainotherioidea</i>	CAMP & VANDERHOOF, 1940
Familie	<i>Cainotheriidea</i>	CAMP & VANDERHOOF, 1940
<i>Artiodactyla</i> cf.	<i>Cainotherium</i>	BRAVARD 1928

Eine sehr kleine I Krone, bei der es sich wahrscheinlich um einen *Artiodactyla*-Zahn handelt, ist in Tafel 1 Fig. 3 dargestellt. Die Maße der Front betragen 1,4 mm x 1,5 mm. Der Zahn wurde mit Material aus Gaimersheim bei Ingolstadt (Oberoligozäne Spaltenfüllungen) verglichen. Nach diesen Vergleichen käme *Cainotherium* in Frage.

Ordnung	<i>Rodentia</i>	BOWDICH, 1821
Familie	<i>Cricetidae</i>	STEHLIN & SCHAUB, 1951
Unterfamilie	<i>Cricetodontinae</i>	

*Paracricetodon dehmi* HRUBESCH 1957

Zu *Paracricetodon dehmi* dürfte mit ziemlicher Sicherheit die in Tafel 1 Fig. 4 abgebildete  $M^2$  sin. Krone gehören. Die Kaufläche weist die Maße 1,95 mm x 1,40 mm

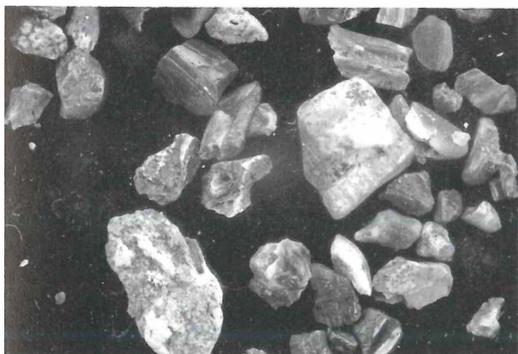


Abbildung 3. Nicht näher bestimmbare Säugetier-Zahnbruchstücke (teilweise abgerollt). – Vergr. 3fach. Foto: V. GRIENER.

auf. Das Kauflächenmuster stimmt auffallend mit dem bei HRUBESCH 1957 (Taf. 21, Abb. 8) abgebildeten  $M^2$  sin. überein. Es handelt sich hierbei zwar um einen relativ kleinen Zahn, dessen Maße jedoch noch sehr gut in das Variationsspektrum von *Paracricetodon dehmi* hineinpassen (HRUBESCH 1957, Abb. 1). Die *Paracricetodon dehmi* relativ nahe stehende Art *Paracricetodon walgeri* BAHLO 1975, aus dem Grenzbereich Schleichsande/Cyrenenmergel von Heimersheim, weist nicht unerhebliche Unterschiede, insbesondere im Bereich des Protoconus auf (BAHLO 1975, Abb. 17b, Mitte).

Mit einigem Vorbehalt könnte eventuell ein weiterer Molar von Eschbach zu *Paracricetodon dehmi* gestellt werden. Bei diesem handelt es sich um eine sehr stark abgerollte  $M^1$  sin. Krone (Tafel 1 Fig. 5) mit den tatsächlich noch vorhandenen Maßen 1,3 mm x 1,05 mm. Dieser Rest weist gewisse Ähnlichkeiten mit dem bei HRUBESCH (1957: Tafel 21, Abb. 16) abgebildeten  $M^1$  sin. auf. *Cricetidae* indet.

Ein fragmentales  $M^3$  Fragment (Tafel 1 Fig. 6) und ein stark abgerollter  $M^1$  (Tafel 1 Fig. 7) sind nicht näher bestimmbar. Daß es sich dabei aber um Cricetidenzähne handelt, dürfte außer Frage stehen.

*Rodentia* indet.

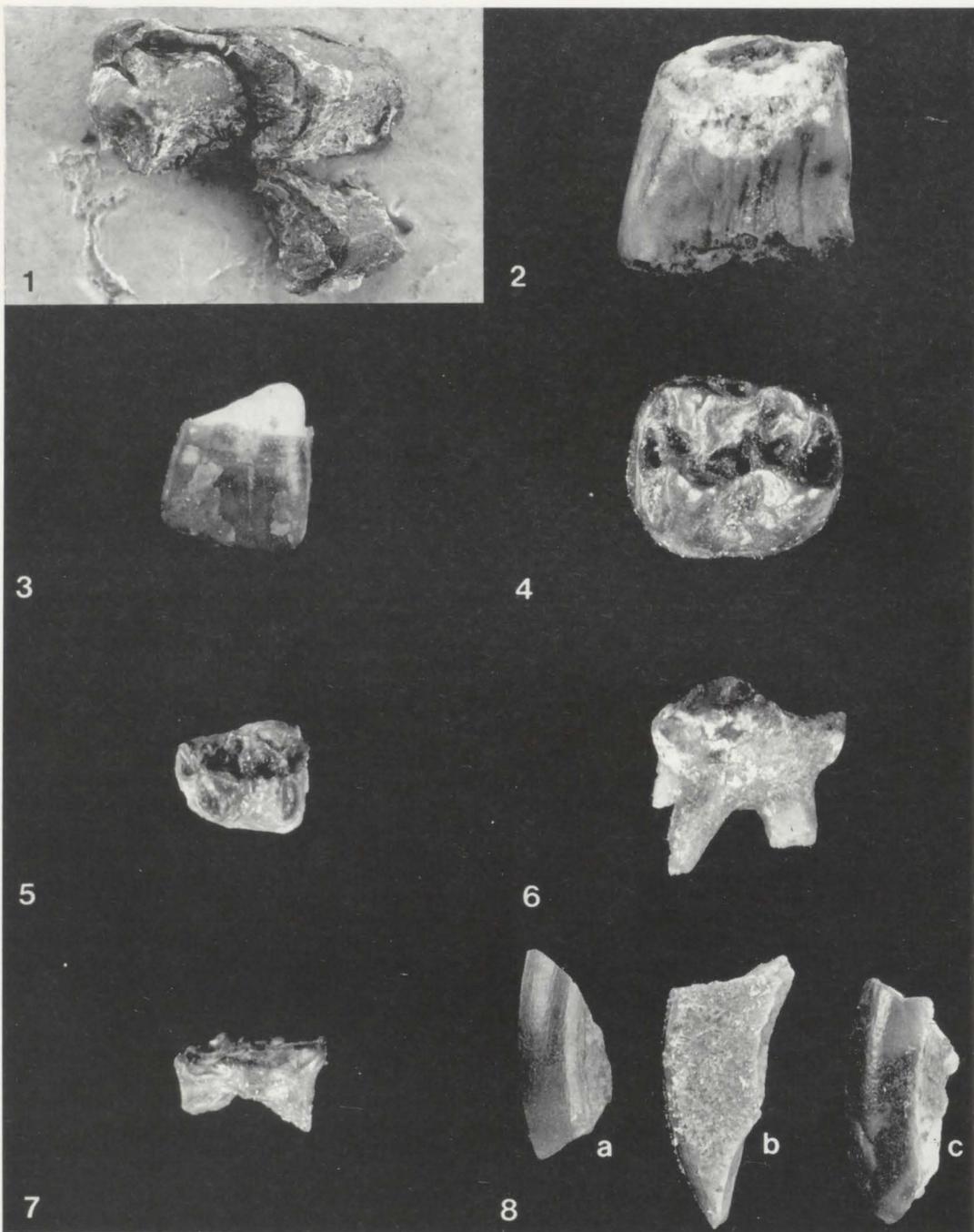
Vier I Fragmente konnten als Nagetierschneidezähne identifiziert werden. Der am besten erhaltene mit den Abmessungen ca. 3,6 mm x 1,7 mm ist wohl ein oberer I (Tafel 1 Fig. 8). Die Zugehörigkeit zu den Cricetiden ist sicherlich nicht unwahrscheinlich.

#### 4. Geologische Gesamtsituation

##### Biostratonomie

Wie bereits erwähnt, sind die hier vorhandenen Land-säugetierreste überwiegend fragmentarisch und dabei mehr oder weniger stark abgerollt. Das gleiche gilt auch entsprechend für die autochthonen marinen Fossilien. Diese Fakten sprechen für eine Ablagerung im ufernahen Brandungsbereich. Wir haben es somit mit anderen Ablagerungsverhältnissen zu tun, wie sie bei den entsprechenden Säugetierlagerstätten des Mainzer Beckens vorliegen. Dort werden ruhige Sedimentationsbedingungen im küstennahen Bereich angenommen (BAHLO 1975, TOBIEN 1982). Das überwiegend sehr grobkörnige Sediment besteht hauptsächlich aus Buntsandstein- und Muschelkalk-Material. Der Buntsandstein ist meist gut gerundet, wobei die Gerölle bis zu einem Meter Durchmesser erreichen können. Der Muschelkalk ist überwiegend eckig und kleinstückiger. Ferner sind auch umgelagerte Muschelkalkfossilien relativ häufig (z. B. Lamellibranchien, Gastropoden, Ceratiten, Crinoidenstielglieder etc.). Untergeordnet treten gut gerundete Quarzgerölle auf, die aber selten einen Durchmesser von einem Zentimeter überschreiten. Die Matrix besteht aus einem grobkörnigen Quarzsand. Der gesamte Habitus dieser Sedimente spricht für ein brekziöses Klippenkonglomerat (Abb. 4 und 5).

Fluviatil beeinflusste Sedimentationsbedingungen sind



Tafel 1. Säugetierzähne aus dem Unteren Meeressand von Eschbach bei Landau/Rheinland-Pfalz, 1: *Bachitherium* cf. *curtum* (FILHOL): fragmentaler  $M^1$ , dext. (x6), 2: *Tragulina* cf. *Bachitherium*, Inzisivkrone (x15), 3: ? *Cainotherium* sp., Inzisivkrone (x15), 4: *Paracricetodon dehmi* HRUBESCH  $M^2$  sin. (x15), 5: *Paracricetodon* cf. *dehmi* HRUBESCH  $M^2$  sin. (stark abgerollt) (x15), 6: *Cricetidae* indet.  $M^3$  (fragmental) (x15), 7: *Cricetidae* indet.  $M^1$  (stark abgerollt) (x15), 8 a, b, c: Rodentia indet. Inzisivenfragmente (x15). Die Abbildungsnachweise befinden sich in der Sammlung des Staatlichen Museums für Naturkunde Karlsruhe. Alle Fotos: V. GRIENER.

mit Sicherheit auszuschließen, wie sie im Mainzer Becken, z. B. bei Wendelsheim und Eckelsheim, für entsprechende Sedimente anzunehmen sind. Die rezenten topographischen Verhältnisse des Oberrheingrabens im Bereich der Lokalität zeichnen im großen und ganzen die paläogeographische Situation während des Ablagerungszeitraumes nach. Die Steilküste lag mit großer Wahrscheinlichkeit in unmittelbarer Nähe westlich des Vorkommens. Die Ost-Abhänge des Rotenberg und Hämmerl-Berg sind somit als Rudimente dieser Steilküstensituation anzusehen (Abb. 2). Das Geröllinventar der Konglomerate belegt darüber hinaus, daß zur Bildungszeit des Rupeliums der komplette Buntsandstein und der größte Teil des Muschelkalkes noch vorhanden waren. Die rezente Erosionssituation stellt sich so dar, daß nur noch Perm-Sedimente und Reste des Unteren und Mittleren Buntsandsteines vorhanden sind. Derartige Material ist im Geröllspektrum der Konglomerate nicht vorhanden. Ferner ist anzunehmen, daß die Bruchschollentektonik, wie sie noch heute zu beobachten ist, auch schon damals ein vorherrschendes Element war (Abb. 6).

Die Wechselabfolge von Konglomeraten und feinklastischen Sedimenten ist sehr wahrscheinlich so zu deuten, daß die grobklastischen Sequenzen eine transgressive Phase des Rupelmeeres anzeigen, während die feinkla-

stischen Sequenzen für regressive Tendenzen sprechen. Während der transgressiven Phase wird der Fuß der Steilküste ausgekehlt, wobei gelegentlich hangendes Material abbricht und im Brandungsbereich entsprechend aufgearbeitet zur Ablagerung kommt.

Dabei ist die Wahrscheinlichkeit groß, daß Landsäugetiere in diesen Ablagerungsprozeß mit einbezogen wurden, und dabei auch eine gewisse Anreicherung stattfinden konnte. Eine weitere Möglichkeit der Säugetieranreicherung wäre, an der Steilküste auftretenden Muschelkalk vorausgesetzt, daß durch eine Verkarstung die Säugerreste bereits primär in den entsprechenden Schlottenfüllungen angereichert waren, welche dann durch die Abrasionstätigkeit der Transgression aufbereitet wurden. Auch Gewölle von Greifvögeln müssen als Knochenlieferant in Betracht gezogen werden.

Die feinklastischen Sedimente repräsentieren wohl eine regressive Phase. In diesen Sanden, Tonen und Mergeln wurden von uns bisher keine Säugetierreste gefunden (Abb. 7).

##### 5. Altersstellung der Säugetierfauna

Die stratigraphische Einstufung in den Unteren Meeresand des Rupeliums wird durch die autochthone marine Faunenvergesellschaftung belegt.



Abbildung 4. Aufschluß mit der säugetierführenden Schicht in Höhe des Maßstabes (Maßstablänge 1 m). Foto: R. SCHUPPISER.

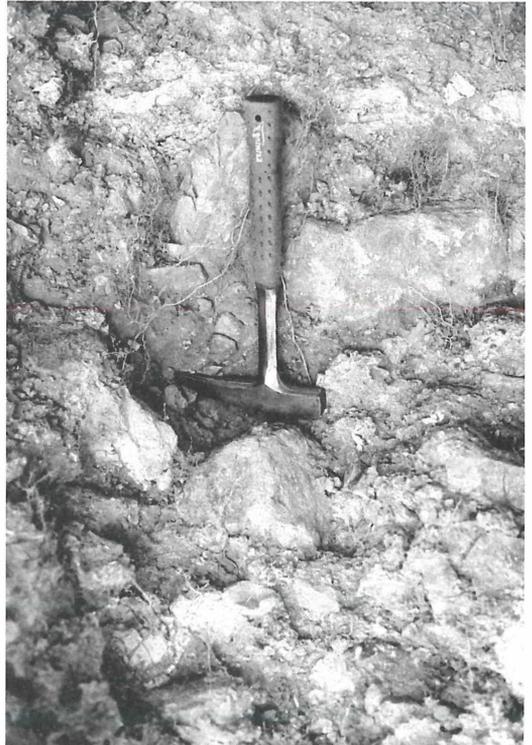
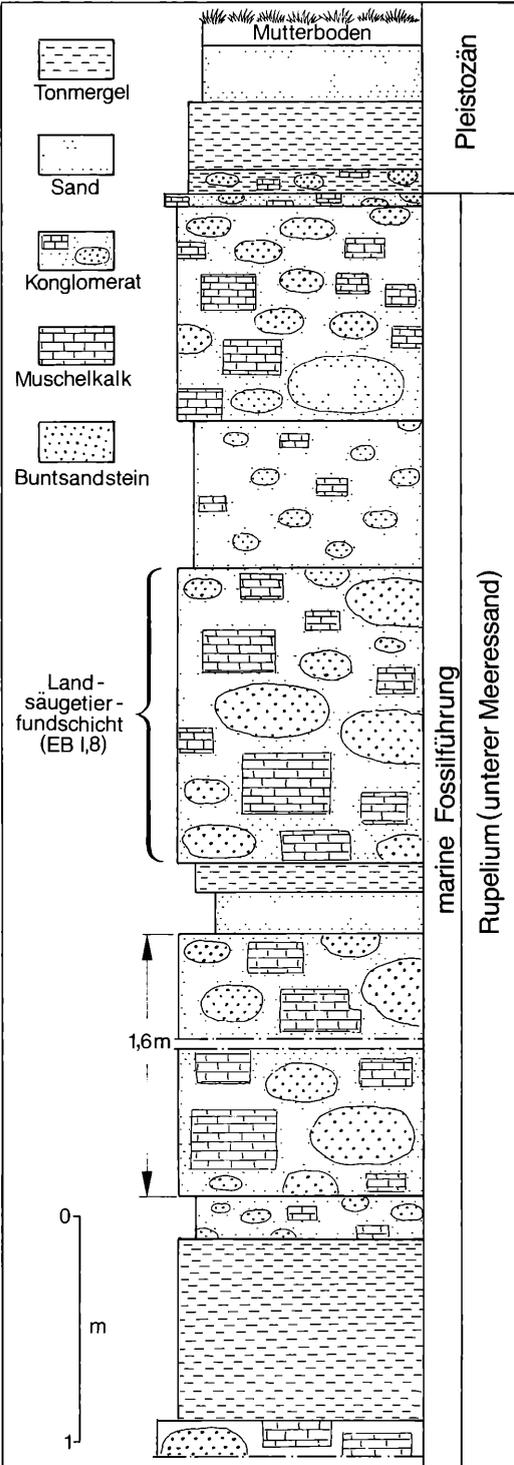


Abbildung 5. Detailausschnitt von Abbildung 4, grobes Klippenkonglomerat, Hammerlänge 33 cm. Foto: R. SCHUPPISER.



- Pycnodonte callifera* (LAMARCK)
- Ostrea* sp.
- Glycymeris* cf. *subterebrataris* (ORBIGNY)
- Balanophyllia* sp.
- Balanus* sp.
- Cryosophrys schoppi* (WITTICH)
- Odontaspis acutissima*
- Notorhynchus primigenius* (AGASSIZ)
- Myliobatis* sp.
- Cibicides* sp.
- Ceratobulimina* sp.
- Gyroidina* sp.
- Elphidium* sp.
- Globigerina* sp.
- Leguminocythereis sorneana*
- ? *Psammechinus* sp.
- Echinoidea* sp. indet. (Stacheln)
- Teredo* sp.

Das Material von *Paracrictodon dehmi*, welches HRUBESCH (1957) zur Bearbeitung vorlag, stammt zum überwiegenden Teil aus mitteloligozänen Spaltenfüllungen des weißen Jura (Ehingen, Bernloch). Älteres oder jün-

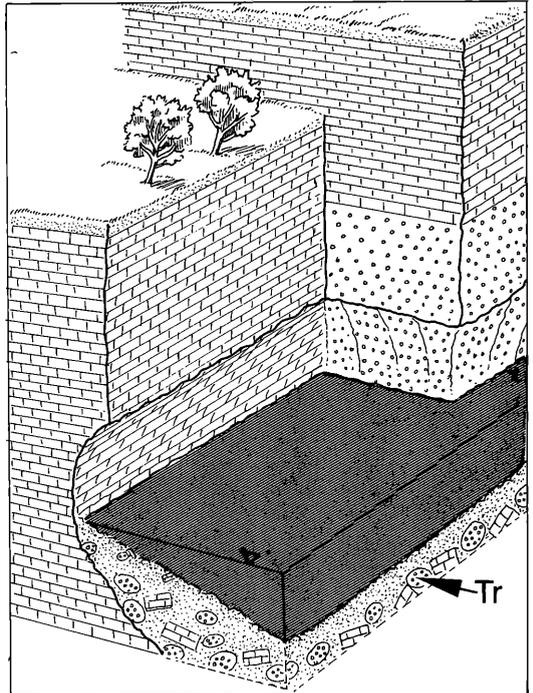


Abbildung 7a). Modell einer Rekonstruktion der Klippenküste von Eschbach am Beispiel eines Sedimentationszyklusses (Legende siehe Abb. 6), Transgressive Phase, Auskehren der Steilküste. Zeichn.: F. WEICK.

Abbildung 6. Profil des Unteren Meeressandes bei Eschbach (Profilaufnahme EBI, LEOPOLD, MUNK 1988). Zeichn.: F. WEICK.

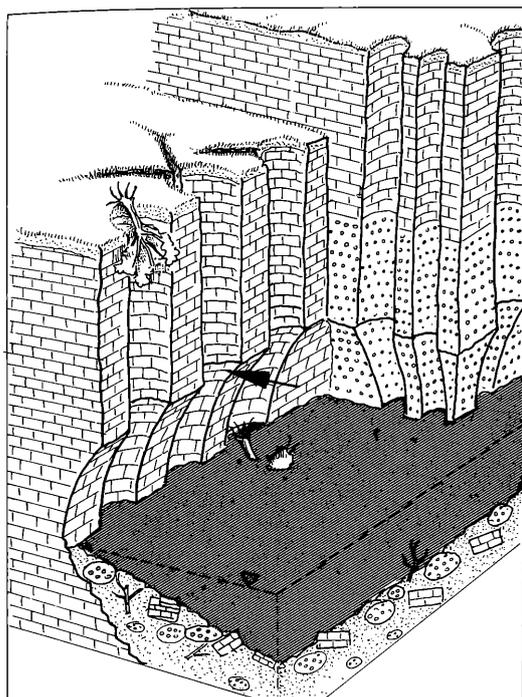


Abbildung 7b). Abbrechen des Hohlkehhlüberhangs und Aufbereitung des Materials durch die Brandung (Bildung der Konglomerate). Zeichn.: F. WEICK.

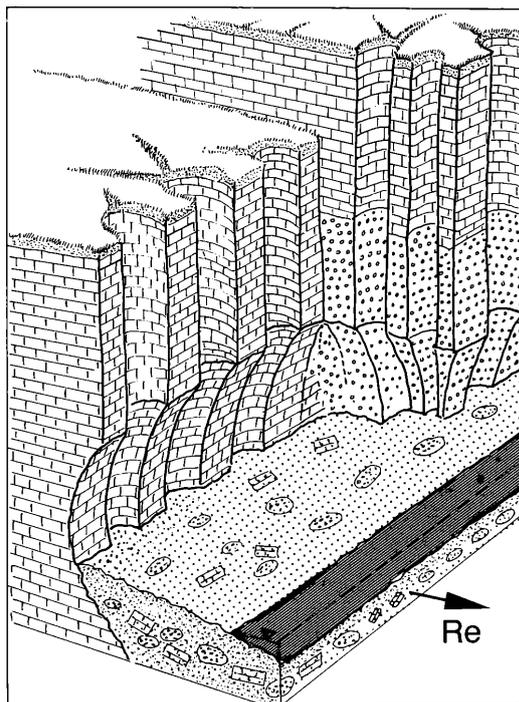


Abbildung 7c). Regressive Phase (Bildung der feinklastischen Sedimente). Zeichn.: F. WEICK.

geres Vorkommen von *Paracricetodon dehmi* wird von BAHLO (1976) als relativ fraglich angesehen.

Die überwiegende Mehrzahl der Großsäugerfunde, welche aus dem Mainzer Becken bekannt sind (BAHLO & TOBIEN 1982) stammen aus dem Unteren Meeressand (Rupelium). Das Vorkommen von *Artiodactyla* in Eschbach könnte eventuell einen diesbezüglichen tenden-

ziellen Vergleich zulassen. Das Säugetierniveau Heimersheim MP24 (BAHLO 1976) liegt im Bereich des Schleichsandes (Oberer Meeressand) und des Cyrenmergels und ist damit mit Sicherheit jünger als das Vorkommen von Eschbach.

Der Untere Meeressand wird nach FAHLBUSCH (1976) im wesentlichen durch die Säugetierniveaus Montalban

Tabelle 1. Stratigraphie des Oligozäns im Mainzer Becken und Oberrheingraben nach TOBIEN (1987). Modifiziert und ergänzt durch die Verfasser.

Lithostratigraphie des Rheingrabens und Mainzer Beckens	Säugetierfundstellen im Rheingraben und Mainzer Becken	Mammal Paleogene (MP) Referenz Fundstellen	MP Zonen	Säugetier Alter	Marine Stufen
Cyrenmergel Oberer Meeressand	Heimersheim Gabsheim	Heimersheim	24		Chattium
Schleichsand Unterer Meeressand	Eschbach (Bernloch) Weinheim	Itardies Villebramar	23 22		Rupelium
Rupelton	Flonheim Uffhofen			Suevium	
Asphaltkalk Obere Pechelbronner Schichten	Lobsann Pechelbronn	Soumailles	21		Latdorfium

(Itardies), MP Zone 23, und Villebramar, MP Zone 22, repräsentiert. Die Standardlokalität Bernloch wird in das Säugetierniveau Itardies, bzw. Montalban gestellt. Nachdem *Paracricetodon dehmi* die einzige sicher bestimmbare und diesbezüglich brauchbare Säugetierpezies darstellt, die uns aus Eschbach bisher vorliegt, erscheint es vorläufig als wahrscheinlich, Eschbach in dieses Säugetierniveau einzustufen (Tab. 1).

## 6. Literatur

- BAHLO, E. (1975): Die Nagetierfauna von Heimersheim bei Alzey (Rheinhausen, Westdeutschland) aus dem Grenzbereich Mittel/Oberoligozän und ihre stratigraphische Stellung – Abh. hess. L.-Amt Bodenforsch, **71**: 1–182, 43 Abb., 11 Tab.; Wiesbaden.
- BAHLO, E. (1976): Gebißreste von Cricetiden und Theridomyiden (Rodentia) aus dem Mitteloligozän von Gabsheim bei Alzey (Rheinhausen) – Mainzer geowiss. Mitt., **5**: 5–10, 5 Abb.; Mainz.
- BAHLO, E. & TOBIEN, H. (1982): Die Säugetiere aus dem „präaquitane“ Tertiär des Mainzer Beckens; in Bestandsaufnahme der Fauna und Flora im „präaquitane“ Tertiär des Mainzer Beckens. – Mainzer geowiss. Mitt., **10**: 131–157, 1 Abb., 3 Tab.; Mainz.
- BERGER, F.-E. (1959): Untersuchungen an Schädel- und Gebißresten von Cainotheriidae, besonders aus den oberoligozänen Spaltenfüllungen von Gaimersheim bei Ingolstadt. – Paläontographica, Abt. A., **112**: 1–58, 5 Tab., 6 Diagr., Taf. 1–5; Stuttgart.
- DOEBL, F. (1976): Tertiär im Mittleren Rheingraben (Baden-Pfalz), Exkursion D. – Exkursionsführer zur 46. Jahresversammlung der Paläontologischen Gesellschaft in Karlsruhe.
- FAHLBUSCH, V. (1976): Report on the International Symposium on mammalian stratigraphy of the European Tertiary. – Newsl. Stratigr., **5** (2/3): 160–167, 1 Tab.; Berlin–Stuttgart.
- GEIB, K. W. (1950): Neue Erkenntnisse zur Paläogeographie des westlichen Mainzer Beckens – Notizbl. hess. L. Amt Bodenforschung, **6**, 1: 101–125, 5 Abb.; Wiesbaden.
- HRUBESCH, K. (1957): *Paracricetodon dehmi* n. sp., ein neuer Nager aus dem Oligozän Mitteleuropas – N. Jb. Geol. Paläontol., Abh., **105**, 3: 250–271, 2 Abb., 1 Taf.; Stuttgart.
- ILLIES, H. (1960): Geologische Karte des Oberrheingrabenrandes bei Bergzabern/Pfalz; Karlsruhe.
- SCHMIDT-KITTLER, N. (1987): International Symposium on Mammalian Biostratigraphy and Palaeoecology of the European Palaeogene – Münchner Geowiss. Abh. (A), **10**; München.
- TOBIEN, H. (1987): The Position of the „Grande coupure“ in the Paleogene of the Upper Rhine Grabens and the Mainz Basin. – Münchner Geowiss. Abh. (A), **10**: 197–202; München.
- TOBIEN, H. (1988): The Rhine Graben and the Mainz Basin in the Northwest Tertiary Basin. – Geol. Jb., (A), **100**: 395–398; Hannover.
- WEHRLI, H. (1933): Bachtherienfund aus dem Meeressand von Weinheim bei Alzey und kritische Bemerkungen zur Systematik und Stammesgeschichte der Bachtherien. – Notizbl. Ver. Erdkd. hess. geol. Landesamt Darmstadt, **5**: 101–107, 3 Abb., Taf. 9; Darmstadt.

LASZLÓ TRUNKÓ &amp; WOLFGANG MUNK

# Makroflora aus dem Unterrotliegenden (Unterperm) von Alsenz bei Bad Kreuznach/Rheinland-Pfalz

## Kurzfassung

Aus einer Grabung in den Odernheim-Lauterecken-Schichten (ca. L–O 6/7 nach BOY & FICHTER 1982) kam eine Vielzahl von Pflanzenresten, überwiegend Coniferen, zutage. Dabei war auch die Bergung größerer Platten möglich. Die fossilführenden Schichten und ihr Fossilinhalt werden kurz beschrieben.

## Résumé

### Les macroflores du Permien inférieur (Rotliegend) du Palatinat d'Alsens.

Une fouille effectuée dans des niveaux fossilifères (Odernheim-Lauterecken) du Permien inférieur (Rotliegend) du Palatinat a mis en évidence un nombre considérable d'empreintes végétales, surtout des Conifères. Il a été possible de récupérer quelques plaques fossilifères d'une taille importante. Les gisements ainsi que les fossiles reconnus sont décrits.

## Autoren

PROF. DR. LÁSZLÓ TRUNKÓ & WOLFGANG MUNK, Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe, Postfach 62 09, D-7500 Karlsruhe 1.

## 1. Einleitung

Im Sommer 1989 wurde das Staatliche Museum für Naturkunde Karlsruhe vom Landesamt für Denkmalpflege in Mainz in Kenntnis gesetzt, daß beim Bau einer Umgehungsstraße für den Ort Alsenz, Kreis Kirchheimbolanden, fossilführende Lagen im Unterrotliegenden angeschnitten worden seien und dadurch ein temporärer Aufschluß entstanden sei. Eine rasche Bergung der überwiegend pflanzlichen Fossilien sei angezeigt. Im Juli des gleichen Jahres haben wir, gleichzeitig mit einer Grabungsmannschaft des Landesdenkmalamtes Rheinland-Pfalz, eine Woche an dieser Stelle gegraben und dabei recht gutes Material zutage gefördert. Vor allem gelang es, mehrere qm große Platten mit einer Vielzahl gut erhaltener Makrofossilien, vor allem Coniferen, zu bergen.

Die Fundstätte befindet sich am Osthang des Niedermalscher Berges ca. 250 m vom SW-Rand der Ortschaft Alsenz entfernt, direkt unterhalb Punkt 231,0 (Abb. 1).

Teilnehmer der Grabung waren neben den zwei Verfassern Dipl.-Geologe M. LEOPOLD und die Präparatoren R. H. SCHUPPISER und R. KASTNER. Die Fotos wurden von V. GRIENER angefertigt und die Graphiken von F. WEICK ausgeführt (alle beim Staatlichen Museum für Naturkunde Karlsruhe).

Herr DR. M. WUTTKE vom Landesdenkmalamt Rheinland-Pfalz gab uns die Information über die Fundstelle und ermöglichte uns, an dieser Stelle im Auftrag des Landesdenkmalamtes zu graben;

er gab uns auch eine Einführung und leistete technische Hilfe. Des weiteren stellte er uns das an der Fundstelle aufgenommene Profil zur Verfügung. Ihm, und allen anderen, die an der Arbeit beteiligt waren, sei an dieser Stelle herzlich gedankt. Unbeschadet der hier bekanntgegebenen ersten Ergebnisse der Grabung steht das Material für weitere Bearbeitung durch die Mainzer Rotliegend-Arbeitsgruppe zur Verfügung.

## 2. Stratigraphie und geologische Beschreibung

Die Fundschichten liegen stratigraphisch im Bereich der Odernheim-Lauterecken-Schichten nach der Einteilung von BOY & FICHTER (1982), und zwar in der Höhe der Jekkenbach-Bank, L–O 6/7 (höheres Autunien).

Der Bereich der Grabungsstelle ist eingebettet in eine Wechselfolge von Schiefertönen, Sandsteinbänken, gelegentlich auch karbonatischen Lagen. Auf den Schichtoberflächen der Sandsteinbände zeigen sich vielfach schöne Wellenrippeln.

Das geologische Profil an der Fundstätte wurde von BOY & NECKERT (1989, unveröff.) aufgenommen (Abb. 2). Wir haben zu Beginn der Grabung drei Schürfe ziehen lassen, die dann systematisch ausgebeutet wurden (Abb. 3). Sie erschlossen die höffigen Lagen, und zwar die stratigraphisch höheren zwei Schürfe den sog. unteren (Schicht 3 im Profil Abb. 2) und den oberen Pflanzenhorizont und die tiefste, das fischführende Schichtpaket Nr. 14 unter dem gelben Sandstein Nr. 13 (links auf Abb. 3).

Im Zuge des Fortganges der Arbeit erhielten die einzelnen Grabungsstellen folgende Bezeichnungen: Az 1 für den unteren (3), Az 2 für den oberen Pflanzenhorizont und Az 4 für das fischführende Schichtpaket (14).

Bei Az 1 wurde zunächst eine 350 x 170 m große Platte freigelegt, die später nochmal auf etwa doppelte Fläche vergrößert wurde. Als Streichen wurde NE–SW (45°) und Einfallen 33° SE festgestellt. Lithologisch sind es gelbe, feinsandige, gut spaltende Schiefer, feingeschichtet wie die ganze Serie. Infolge der guten Spaltbarkeit konnten größere Stücke relativ leicht gewonnen werden. Für die Flora sind in erster Linie Coniferen charakteristisch, mit Zweigresten, Fruktifikationen, Wurzelresten.

Die Grabungsstelle Az 2 wurde auf den oberen Pflanzenhorizont angesetzt. Als Az 3 wurde eine knapp 50 cm darüber liegende sandige Lage mit Pflanzenhächsel und einzelnen Pteridospermen-Resten (*Callipteris*) bezeichnet. Im Gegensatz zur Grabungsstelle 1 waren die Pflanzenhorizonte in der Grabungsstelle 2 vom Anschnitt her gesehen nicht zu erkennen, und das Gestein spaltete nicht bevorzugt entlang dieser Flächen. Somit

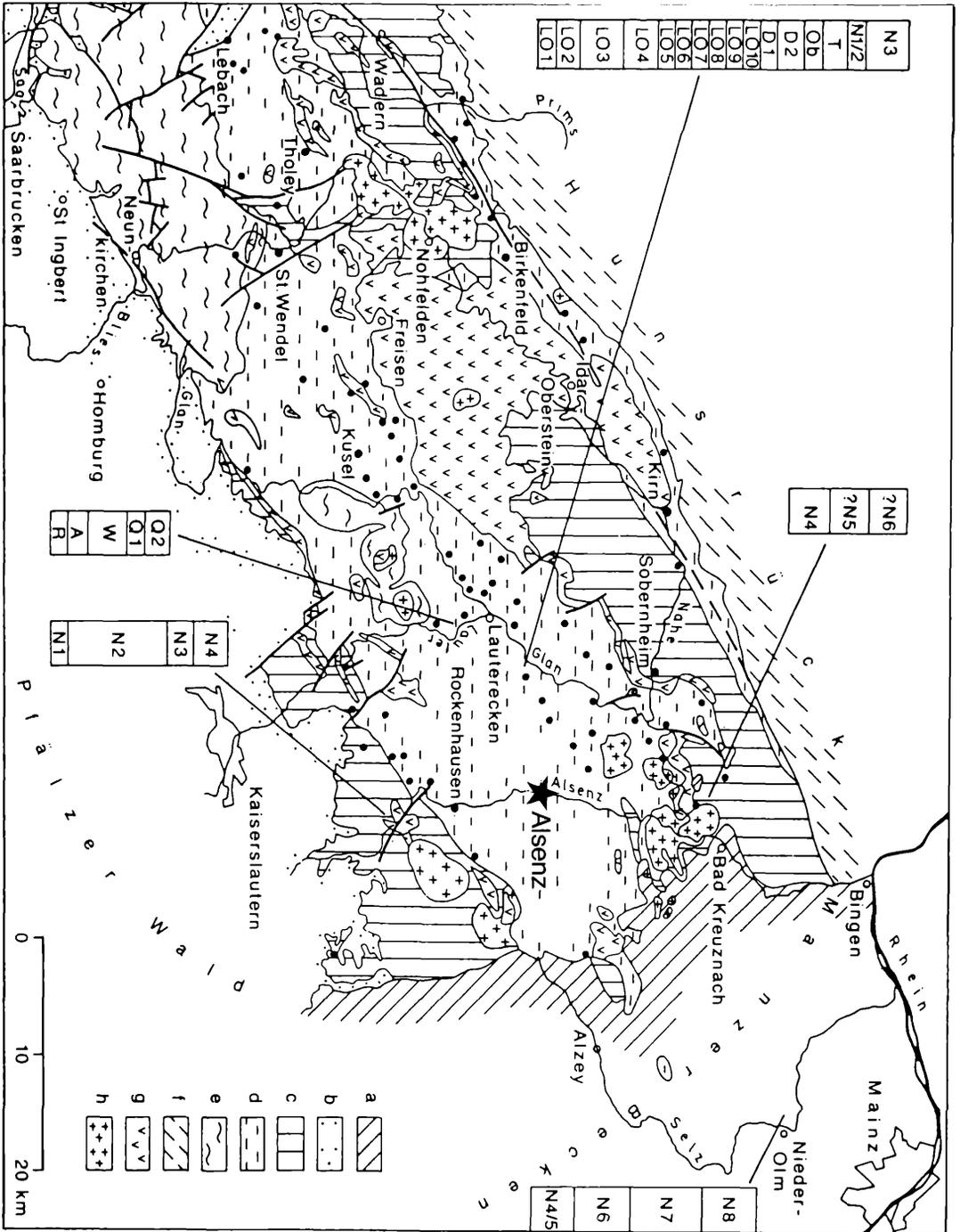


Abbildung 1. Lage des Fundortes Aisenz, eingezeichnet auf einer vereinfachten geologischen Karte des Saar-Nahe-Gebietes. Nach KERP & FICHTER (1985): a = Tertiär, b = Buntsandstein, c = Oberrotliegendes, d = Unterrotliegendes, e = Oberkarbon, f = Devon, g = intermediäre und basische Magmatite, h = Rhyolite und Rhyodazite.



Abbildung 3. Gesamtansicht der Grabungsstelle mit den drei Schürfen, angelegt in den fossilhöchsten Lagen. Links Az 4, Mitte Az 1, rechts Az 2 und Az 3.

erwies sich der Abbau dort als wesentlich zeitraubender, und es war nicht möglich, große Platten im Zusammenhang zu gewinnen. Das Gestein war ein mittelgrauer bis olivgrüner Schiefererton, feingeschichtet mit sehr dünnen Siltlagen.

Die Flora war wesentlich abwechslungsreicher, da neben Coniferen auch mehrere Farne gefunden wurden sowie auch *Schizopteris* und zahlreiche Samen. In der Nähe der ausgeprägten Pflanzenlagen gab es noch mehrere pflanzenführende Horizonte mit weniger Resten. Besonders interessant erwies sich ein etwa 10 cm mächtiges Paket über dem oberen Pflanzenhorizont mit Farnen und, als Besonderheit, einem großen Insektenflügel (?).

Az 4, überwiegend Schicht 14 und oberer Teil von 15 auf Abbildung 2, wurde mehrere Tage lang von 1 bis 2 Personen abgebaut, während der größere Teil der Grabungsmannschaft bei den Pflanzenhorizonten beschäftigt war. Beim Gestein handelte es sich um mittel- bis dunkelgraue Schiefertone, feingeschichtet mit feinen Siltlagen, z. T. sehr regelmäßig, was den Gedanken auf jahreszeitliche Schichtung aufkommen ließ. Das Gestein ließ sich entlang bevorzugter Flächen gut spalten – oft waren es limonitische Lagen –, während die Abschnitte dazwischen auch nur schwer zu spalten waren. Die Flora bestand nur aus einigen Treibhölzern mit ganz vereinzelt Coniferen-Zweigstücken, die Fauna aus zwei Fischarten. Die häufigsten Funde waren jedoch Koprolithen. Im Hangenden dieses Schichtpaketes folgte der petrologisch recht einheitlich ausgebildete, jedoch verschiedenen mächtige (20–40 cm) Sandstein Nr. 13. Es ist ein gleichmäßig mittelkörniger, lebhaft gelber (limonitischer) verfestigter Sand, fossilfrei. Im Liegenden der fossilführenden Schichten folgen einige karbonatische, überwiegend fischführende Horizonte, die nicht von uns ausgebeutet wurden.

Abbildung 2. Detailprofil in der Grabungsstelle, aufgenommen von BOY & NECKERT (1989, unveröff.), modifiziert. Wir bedanken uns für die Erlaubnis zur Veröffentlichung.

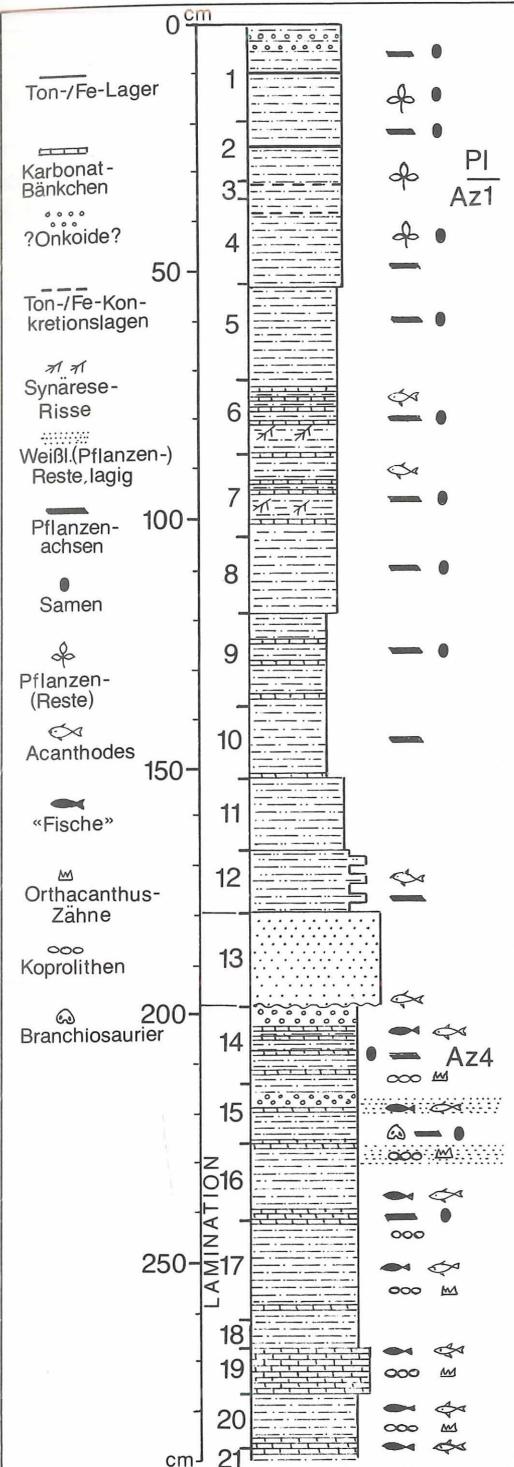


Tabelle 1. Auflistung der bei der Grabung Alsenz gefundenen Fossilien und ihre Verteilung auf die einzelnen Horizonte.

Arten	Fundhorizont	Arten	Fundhorizont
	Az 3 0–10 cm über Az 2 Az 2 0–20 cm über Az 1 Az 1 Az 4		Az 3 0–10 cm über Az 2 Az 2 0–20 cm über Az 1 Az 1 Az 4
Thallophyten-Häcksel	x	„ <i>Hermitia</i> “ <i>germanica</i> (FLORIN) KERP & CLEMENT-WESTERHOFF	
<i>Schizopteris</i> sp.		<i>Walchianthus</i> sp.	
<i>Annularia</i> sp.		<i>Walchianthus cylindraceus</i> FLORIN	
<i>Calamostachys</i> cf. <i>dumasi</i> (ZEILER) JONGMANS		Walchiaceae „ <i>Hermitia</i> “ <i>germanica</i> ; Fruchtschuppenkomplexe	
<i>Sigillariostrobus</i> sp.		Walchiaceae indet. (Samen)	
<i>Lepidostrobophyllum</i> sp.		<i>Gomphostrobus bifidus</i> (GEINITZ) POTONIE	
<i>Filicophyta</i> indet. (unbel. Achsen)		<i>Carpentieria marocana</i> NEMEJC & AUGUSTA	
<i>Megaphyton</i> sp.		<i>Gymnospermae</i> indet. (Hölzer)	
<i>Pecopteris</i> cf. <i>candolleana</i> BROGNIART		<i>Gymnospermae</i> indet. (Fusit)	
<i>Weissites pinnatifidus</i> (GUTBIER) REMY		<i>Gymnospermae</i> indet. (Wurzeln)	
<i>Odontopteris</i> sp.		Insekt ? <i>Blattoidea</i> indet.	
<i>Odontopteris latifrons</i> WEISS		Fischkoprolithe	
<i>Odontopteris lingulata</i> (GOEPPERT) SCHIMPER		<i>Acanthodes</i> cf. <i>gracilis</i> (BEYRICH)	
<i>Callipteris</i> sp.		<i>Rhabdolepis macropterus</i> (BRONN)	x
<i>Callipteris conferta</i> (STERNBERG) BROGNIART			
<i>Callipteris subauriculata</i> (WEISS) GRAND EURY			
<i>Sphenopteris</i> sp.			
<i>Pteridospermae</i> indet. (Samen)			
<i>Cordaites</i> cf. <i>palmaeformis</i> (GOEPPERT) WEISS			
<i>Cordaicarpus</i> sp.			
? <i>Ginkgophyllum</i> sp.			
<i>Walchia piniformis</i> (STERNBERG)			
<i>Walchia hypnoides</i> (BROGNIART) BROGNIART			
„ <i>Culmitzschia</i> “ <i>parvifolia</i> (FLORIN) KERP & CLEMENT-WESTERHOFF			
„ <i>Culmitzschia</i> “ <i>speciosa</i> (FLORIN) CLEMENT-WESTERHOFF			
„ <i>Culmitzschia</i> “ <i>angustifolia</i> (FLORIN) CLEMENT-WESTERHOFF			
„ <i>Culmitzschia</i> “ <i>laxifolia</i> (FLORIN) CLEMENT-WESTERHOFF			
<i>Ernestiodendron filiciforme</i> (STERNBERG) FLORIN			

### 3. Fossilinhalt

#### 3.1 Tierreste

Tierische Fossilien fanden sich nur im Schurf Az 4, im Liegenden des gelben Sandsteins. Neben zahlreichen Koprolithen waren es *Rhabdolepis macropterus* und *Acanthodes* cf. *gracilis*. Ihr Mengenverhältnis ist etwa 5:1. Die Erhaltung ist mittelmäßig, besonders die größeren Acanthodier waren bereits vor der Einbettung vielfach in Einzelteile zerlegt worden. Auffällig war eine Schichtfläche mit massenhaft auftretenden, statistisch verteilten, sehr kleinen Fischknochenresten, die sekundär in eine weiße Masse umgewandelt worden sind. Während sich in diesen Horizonten außer einigen nicht näher identifizierbaren Treibhölzern keine Pflanzenreste fanden, waren wiederum die pflanzenführende Lagen frei von Fischresten.

#### 3.2 Pflanzliche Fossilien

Die mit Abstand am häufigsten vertretene Pflanzengruppe sind die Coniferen. Danach folgen Pteridospermen, während andere Gruppen im Vergleich zurücktreten bzw. nur lokal etwas häufiger sind (Tab. 2). Die angeführten Arten wurden nur aufgrund der Makroreste be-

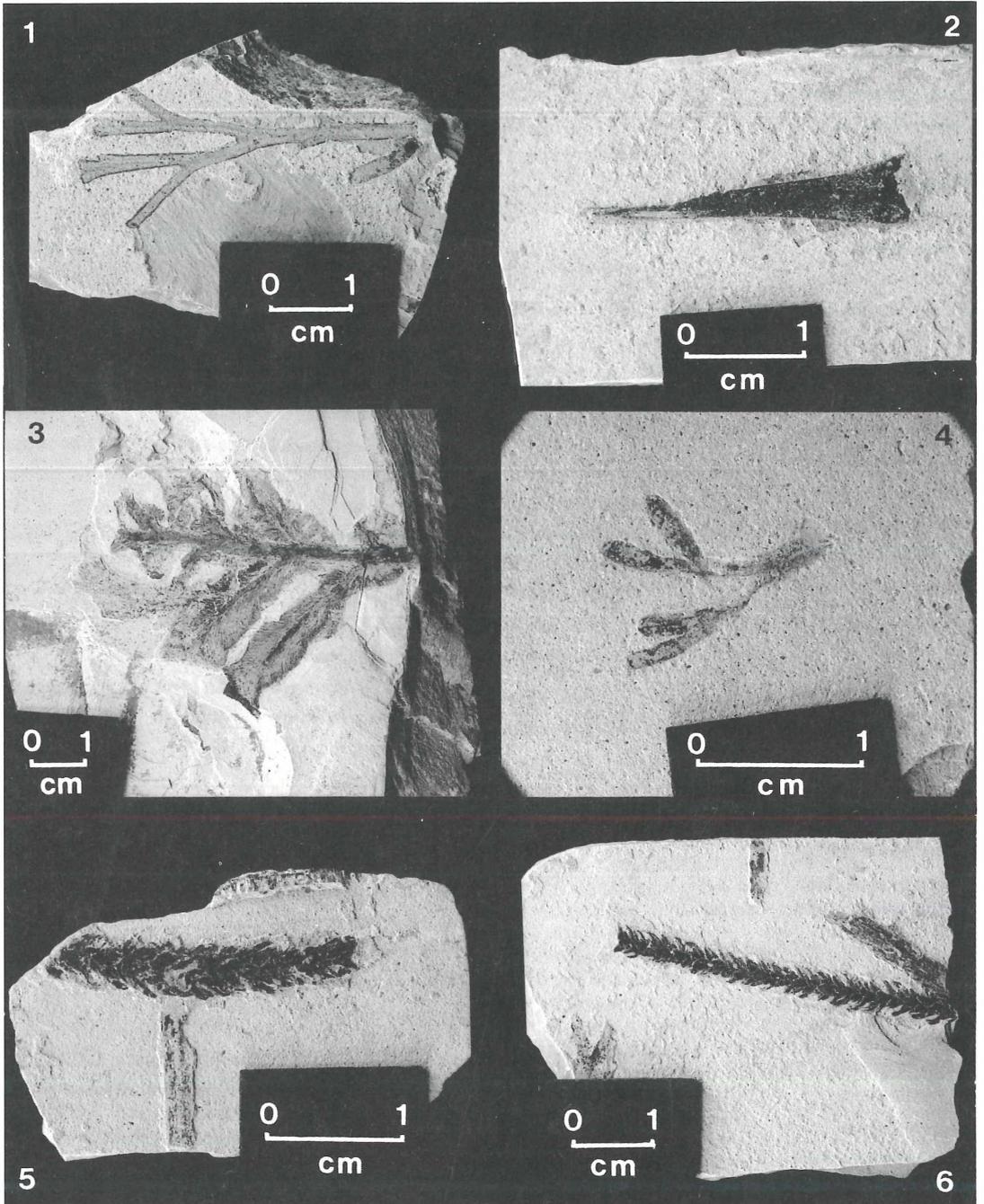
Tabelle 2. Auswertung der relativen Häufigkeit der einzelnen Taxa in den Horizonten Az 1, Az 2 und Az 3.

Pflanzenarten	Stückzahl	in %	Pflanzenarten	Stückzahl	in %
0–10 cm über Az 2:					
Thallophyten-Häcksel	2	5,00	<i>Ernestiodendron filiciforme</i>	72	10,198
<i>Calamostachys</i> cf. <i>dumastii</i>	1	2,50	<i>Walchianthus</i> sp.	1	0,142
<i>Sigillariostrobus</i> sp.	1	2,50	Walchiaceae indet. (Samen)	12	1,700
<i>Lepidostrobophyllum</i> sp.	1	2,50	Walchiaceae indet. (Belaubungsreste)	6	0,950
<i>Pecopteris candolleana</i>	1	2,50	<i>Gomphostrobus bifidus</i>	4	0,567
<i>Weissites pinnatifidus</i>	1	2,50	? <i>Carpentieria marocana</i>	297	42,068
<i>Odontopteris</i> sp.	1	2,50	<i>Gymnospermae</i> indet. (Hölzer)	12	1,700
<i>Odontopteris lingulata</i>	2	5,00	insgesamt	706	100,105
<i>Pteridospermae</i> indet. (Samen)	3	7,50	Az 1		
<i>Cordaites</i> cf. <i>palmaeformis</i>	1	2,50	? <i>Annularia</i> sp.	1	0,089
? <i>Ginkgophyllum</i> sp.	1	2,50	<i>Sigillariostrobus</i> sp.	1	0,089
<i>Walchia piniformis</i>	7	17,50	<i>Lepidostrobophyllum</i> sp.	18	1,603
„ <i>Culmitzschia</i> “ <i>parvifolia</i>	5	12,50	<i>Weissites pinnatifidus</i>	3	0,267
<i>Ernestiodendron filiciforme</i>	3	7,50	<i>Filicophyta</i> indet. (unbelaubte Achsen)	4	0,356
<i>Walchianthus</i> sp.	2	5,00	<i>Pteridospermae</i> indet. (Samen)	25	2,226
<i>Walchianthus cylindraceus</i>	2	5,00	<i>Cordaicarpus</i> sp.	3	0,267
? <i>Carpentieria marocana</i>	4	10,00	? <i>Ginkgophyllum</i> sp.	1	0,089
<i>Gymnospermae</i> indet. (Hölzer)	2	5,00	<i>Walchia piniformis</i>	16	1,425
insgesamt	40	100,00	<i>Walchia hypnoides</i>	5	0,445
Az 2					
<i>Schizopteris</i> sp.	9	1,275	„ <i>Culmitzschia</i> “ <i>parvifolia</i>	6	0,534
<i>Lepidostrobophyllum</i> sp.	20	2,833	„ <i>Culmitzschia</i> “ <i>speciosa</i>	10	0,890
<i>Weissites pinnatifidus</i>	4	0,567	„ <i>Culmitzschia</i> “ <i>angustifolia</i>	3	0,267
<i>Odontopteris</i> sp.	23	3,258	<i>Ernestiodendron filiciforme</i>	166	14,782
<i>Odontopteris latifrons</i>	5	0,708	„ <i>Hermitia</i> “ <i>germanica</i>	30	2,671
<i>Odontopteris lingulata</i>	11	1,558	<i>Walchianthus</i> sp.	2	0,178
<i>Callipteris subauriculata</i>	1	0,142	Walchiaceae indet. (Samen)	474	42,208
<i>Sphenopteris</i> sp.	1	0,142	Walchiaceae „ <i>Hermitia</i> “ <i>germanica</i> (Fruchtschuppenkomplexe)	3	0,267
<i>Filicophyta</i> indet. (unbelaubte Achsen)	6	0,850	Walchiaceae indet. (Belaubungsreste)	16	1,425
<i>Megaphyton</i> sp.	1	0,142	? <i>Carpentieria marocana</i>	3	0,267
<i>Pteridospermae</i> indet. (Samen)	12	2,125	<i>Gymnospermae</i> indet. (Hölzer)	306	27,248
<i>Cordaicarpus</i> sp.	11	1,558	<i>Gymnospermae</i> indet. (Fusit)	4	0,356
? <i>Ginkgophyllum</i> sp.	2	0,283	<i>Gymnospermae</i> indet. (Wurzel)	23	2,048
<i>Walchia piniformis</i>	59	8,357	insgesamt	1123	99,997
<i>Walchia hypnoides</i>	32	4,533	stimmt. Kutikula-Untersuchungen, die aufgrund des Erhaltungszustandes des Materials ohnehin nur schwer durchzuführen wären, gehören in den Rahmen einer taxonomisch angelegten Arbeit.		
„ <i>Culmitzschia</i> “ <i>parvifolia</i>	91	12,890	Wenn wir bei der Behandlung der Pflanzensystematik folgen, so sind zuallererst dünne, sich verzweigende Achsen mit Längen zwischen ca. 1 cm und 5 cm anzuführen, die mit einigem Vorbehalt als <i>Schizopteris</i> be-		
„ <i>Culmitzschia</i> “ <i>speciosa</i>	4	0,567			
„ <i>Culmitzschia</i> “ <i>angustifolia</i>	6	0,850			
„ <i>Culmitzschia</i> “ <i>laxifolia</i>	1	0,142			

stimmt haben; diese Form wird als Alge angesehen. Sie fand sich nur im oberen Pflanzenhorizont (Az 2), dort

aber nicht selten.

Von Blattresten der Articulaten fand sich nur in Az 1 ein



Tafel 1. (Maßstab jeweils 1 cm) : 1. *Schizoperis* sp., 2. *Lepidosporophyllum* sp., 3. *Odontopteris lingulata* 4. ? *Ginkgophyllum* sp., 5. *Walchia piniformis*, 6. *Walchia hypnoides*.

von uns als *Annularia* angesehenen, mehr oder weniger kreisrunder Rest. Die Erhaltung ist nicht sehr gut, die Bestimmung ist daher mit einiger Unsicherheit behaftet. Dagegen ist eine Fruktifikation, die etwa 10 cm über dem oberen Pflanzenhorizont gefunden wurde, sicherlich ein *Calamostachys*, verm. *C. cf. dumasi*. Zu den Lycopodiales läßt sich ebenfalls eine Fruktifikation zuordnen („*Lepidosporophyllum*“ sp.). Weniger sicher in der Zuordnung sind zwei fertile Reste, bei denen es sich um *Sigillariostrobus* handeln könnte. Aus der Gruppe der Filicales lassen sich fertile Reste eindeutig *Weissites pinnatifidus* zuordnen. Sie kommen in allen Horizonten vor, sind aber selten. Die Gattung *Pecopteris* ist durch ein Fiederfragment, vermutlich der Art *P. cf. candolleana* vertreten. Die häufigste Pteridospermen-Gattung ist *Odontopteris*, von der sich zwei Arten mit Sicherheit unterscheiden lassen, *O. linquolata* und *O. latifrons*. Von *Callipteris conferta* ließ sich nur ein Fiederfragment sicher bestimmen. Ein weiteres Fiederfragment ist am ehesten mit *C. subauriculata* zu vergleichen. Ein Fiederchen aus Az 2 vertritt die Gattung *Sphenopteris*. Zu den häufigsten Pteridospermen-Resten zählen allerdings isolierte Samen. Nach unserer Bestimmung sind darunter die Gattungen *Trigonocarpus*, *Samaropsis* und *Schuetzia* vertreten.

Von den Gymnospermen wäre zunächst ein gut erhaltenes Blattfragment von *Cordaites cf. palmaeformis* zu nennen. Gelegentlich vorkommende *Cordaicarpus* sp. vertreten die Fruktifikationen. Zwar seltene, aber wiederholt vorkommende dichotomisch gegabelte Blattreste (Taf. 1, Fig. 4) ordnen wir nach KERP & FICHTER (1985) (Taf. 42, Fig. 2; 3) „*Ginkgophyllum*“ sp. zu.

Häufigste belaubte Coniferen-Reste sind die Walchiaeen; von der Gattung *Walchia* selbst ist wiederum die Art *W. piniformis* am häufigsten vertreten. Durch ihre dickfleischigeren, kürzeren Blätter unterscheidet sich *W. hypnoides* von der vorhergenannten Form; sie ist wesentlich seltener. Vier Arten der Gattung „*Culmitzschia*“, nämlich *C. paryifolia*, *C. angustifolia*, *C. speciosa* und *C. laxifolia* (in der Reihenfolge ihrer Häufigkeit) lassen sich in Anlehnung an KERP & FICHTER (1985) makroskopisch bestimmen. Wir wollen allerdings darauf hinweisen, daß die Zuordnung dieser Arten zur Gattung *Culmitzschia* (definiert auf Grundlage der Art *C. florini*) auf CLEMENT-WESTERHOFF (1984) zurückgeht; aufgrund rein makroskopischer Merkmale halten wir diese Zuordnung für problematisch. Aus der Originalbeschreibung von ULLRICH (1964) läßt sich dies nicht ableiten. Nach Abschluß des Manuskriptes ergab sich aus einem Gespräch mit Dr. WALTHER, Dresden, daß diese Arten in der Tat nicht zu *Culmitzschia*, sondern zu *Walchia* zu stellen sind; „*Hermitia*“ *germanica* gehört zur Gattung *Ernestiodendron*. Ähnliche Probleme ergeben sich aus der Unterscheidung der Gattungen *Hermitia* und *Ernestiodendron* mit den Arten *H. germanica* und *E. filiciforme* nach CLEMENT-WESTERHOFF (1984). Aufgrund des makroskopischen Vergleichs lassen sich sicherlich keine Gattungsunterschiede ableiten. *E. filiciforme* ist in Az 1 die häufigste

Conifere, tritt aber durch das ganze Profil, wenn auch untergeordnet, auf. *H. germanica* haben wir von der vorhergenannten Art auf Grund der Blattlänge unterschieden; Längen über 6 mm wurden zu *H. germanica* gerechnet. Von bei den Formen fanden sich gut erhaltene weibliche Zapfen, im Zusammenhang mit den jeweiligen beläuterten Zweigen. Isolierte Fruchtschuppenkomplexe ließen sich nach FLORIN *H. germanica* zuordnen. Die in Az 1 in großer Anzahl vorkommenden Walchiaeeen-Samen stammen vermutlich zum größten Teil ebenfalls von diesen beiden Arten. Die im Horizont Az 2 besonders häufig auftretenden gegabelten Blätter haben wir mit großem Vorbehalt *Carpentieria marocana* zugeordnet (Taf. 2, Fig. 6). Dies erfolgte nach der Beschreibung und den Abbildungen von FLORIN; allerdings fehlen die so charakteristischen belaubten Zweige letzter Ordnung, deshalb ist eine sichere Bestimmung nicht möglich. Dies kann freilich biostratonomische Ursachen haben. Keinem Zweifel allerdings kann die Zuordnung endständig gegabelter blattähnlicher Organe zu *Gomphostrobus bifidus* unterliegen. Es handelt sich um eine Sammelart; Blätter von diesem Typ können nach FLORIN offenbar bei verschiedenen Arten auftreten, auch als Deckblätter von Knospen.

Als bestimmmbaren männlichen Zapfen können wir *Walchianthus cylindraceus* anführen.

Sehr häufig sind Treibhölzer, die sicherlich zu den Gymnospermen, vor allem Coniferen, gehören. Sie sind gelegentlich als Fusit verkohlt und dabei relativ stark abgerollt. Das gelegentliche Vorkommen von Wurzeln, die ebenso zerstückelt sind wie die Zweige, ist ebenfalls ein Hinweis auf starke Stürme und Gewitter.

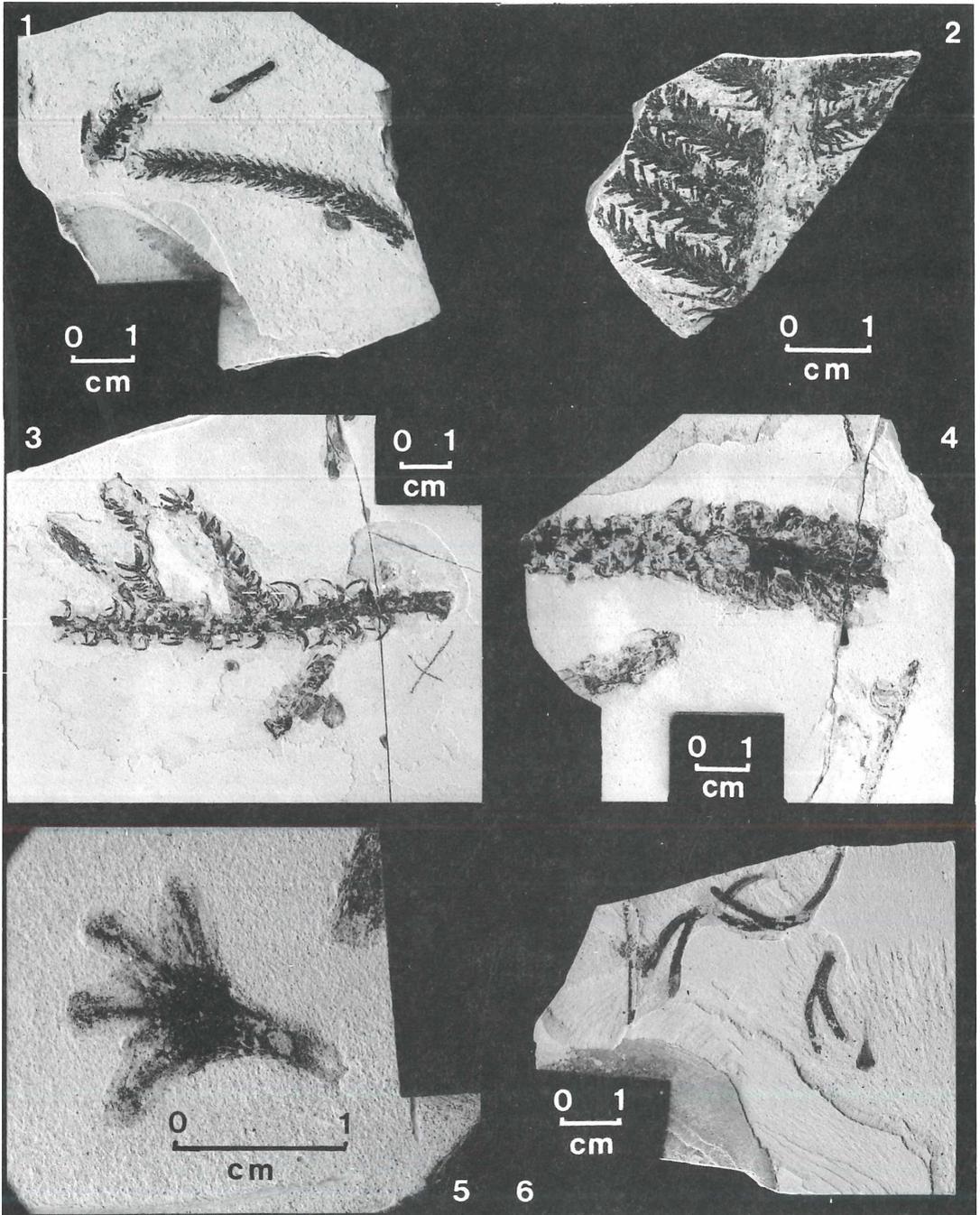
#### 4. Palökologie und Biostratonomie

Die Pflanzen waren offensichtlich zum weitaus überwiegenden Teil trockenheitsliebend bzw. –duldig. Im oder am Wasser lebende Formen fehlen nahezu vollkommen. Zu den ersteren können wir *Schizopteris* rechnen, die als Alge gedeutet wird. Die feuchtigkeitsliebenden Articulaten, typische Pflanzen der Uferzone, sind sehr selten. Die Masse der Funde machen die Coniferen aus, daneben finden sich einige Pteridospermen und „Ginkgoartigen“, auch ein *Cordaites*-Blatt. Sie alle gehören zur sog. *Walchia-Callipteris*-Assoziation, die mehr oder weniger xerophytische Pflanzen umfaßt. Das bedeutet, daß es sich praktisch ausnahmslos um verschwemmte Elemente der Landflora handelt, eine ufernahe Vegetation ist nicht vertreten, das Ufer befindet sich demnach in größerer Entfernung. Dies wird auch dadurch belegt, daß die Pflanzenreste stark zerstückelt sind, allein die relativ widerstandsfähigen Coniferen sind mit größeren Zweigstücken vertreten, aber auch hier fehlen größere Wedeln. Schließlich kann man ins Feld führen, daß der relative Artenreichtum auf ein größeres Liefergebiet und damit auch auf einen ziemlich weiten Transportweg hindeutet.

Die Pflanzenreste treten in einigen Lagen konzentriert

auf, was aber nicht bedeutet, daß sie aus den dazwischen liegenden Bereichen fehlen würden. In den Berei-

chen Az 2 und Az 3 sind gewiß mehr Lagen vorhanden als ausgebeutet werden konnten. Allein schon die



Tafel 2. (Maßstab jeweils 1 cm): 1. „Culmitzschia“ parvifolia, 2. „Culmitzschia“ cf. laxifolia, 3. Ernestiodendron filiciforme, 4. Ernestiodendron filiciforme, weibl. Zapfen, 5. Walchiaceae, „Hermitia germanica“; Fruchtschuppen-Komplex, 6. ? Carpentieria marocana.

schlechte Spaltbarkeit verhindert die Gewinnung eines zuverlässigen Überblicks. Hier können wir eine eher kontinuierliche Anlieferung von Pflanzenmaterial annehmen, das übrigens ein breiteres Spektrum aufweist als der tiefere Pflanzenhorizont (Az 1). Neben Coniferen sind hier Pteridospermen recht häufig.

Der Horizont im Schurf Az 1 („unterer Pflanzenhorizont“) ist dagegen das Ergebnis einer einmaligen Schüttung stärker sandigen Materials. Die Schichtoberfläche ist geradezu übersät von Coniferenresten aller Art, Zweigstücken, Zapfen, Fruktifikationen (Abb. 4 und 5). Andere Pflanzenarten sind selten. Möglicherweise dokumentiert diese Schüttung ein Sturmereignis; der Sturm hat in dem Nadelwald große Schäden angerichtet, und so wurde eine große Menge pflanzlichen Materials angeliefert. Wir haben auf dieser Schichtfläche eine 3 qm große Fläche ausgemessen und die Orientierung der Reste in Abbildung 6 dargestellt. Für die Konstruktion der Richtungsrose wurden 256 Meßwerte verwendet. Wir haben zwar dabei einige Maxima, insbesondere in ENE-WSW; doch ist insgesamt gesehen die Verteilung eher diffus. Auch das würde die Deutung unterstützen, daß die Pflanzen durch ein Einzelereignis verstreut und nicht durch eine stete Strömung angeliefert worden sind.



Abbildung 4. Schichtfläche in Az 1, übersät mit Pflanzenfossilien, vor allem Coniferen. Diese Platte wurde ausgemessen (Abb. 6).



Abbildung 5. Detailausschnitt aus der Schichtfläche Az 1 mit vorwiegend „*Hermitia*“ *germanica* (weibl. Zapfen und sterile Zweigabschnitte) sowie *Ernestiodendron filiciforme* (sterile Zweigabschnitte).

## 5. Literatur

- BARTHEL, M. (1980): Die Rotliegendflora Sachsens. – Abh. staatl. Mus. Mineral. Geol. Dresden, **24**: 1–190, 19 Abb., 48 Taf.; Dresden.
- BARTHEL, M. (1982): Die Pflanzenwelt. – In: HAUBOLD (Hrsg.): Die Lebewelt des Rotliegenden: 83–131, 34 Abb.; Wittenberg.
- BOY, J. A. (1976): Überblick über die Fauna des saarpfälzischen Rotliegenden (Unter-Perm). – Mainzer geowiss. Mitt., **5**: 13–85, 41 Abb.; Mainz.
- BOY, J. A. (1983): Paläontologie des saarpfälzischen Rotliegenden. – 85 S., 17 Abb., Führer zu Exk. C der 53. Jahresversammlung der Paläontologischen Gesellschaft; Mainz.
- BOY, J. A. & FICHTER, J. A. (1982): Zur Stratigraphie des saarpfälzischen Rotliegenden (?Oberkarbon – Unter-Perm; SW-Deutschland). – Z. deutsch. geol. Ges., **133**: 607–642, 7 Abb.; Hannover.
- CLEMENT-WESTERHOF, J. A. (1984): Aspects of Permian Palaeobotany and Palynology. IV. The conifer *Ortiseia* FLORIN from the Val Gardena Formation of the Dolomites and the Vicentinian Alps (Italy) with special reference to a revised concept of the Walchiaceae (GOEPPERT) SCHIMPER. – Rev. Palaeobot. Palynol., **41**: 51–166, 17 Abb., 6 Tabl., 33 Taf.; Amsterdam.
- DOUBINGER, J. (1956): Contribution à l'étude des flores autono-stéphanienues. – Mém. Soc. géol. France, N. S., **35**: Fasc. 1–2, Mém 75; 1–180, 20 Abb., 7 Tabl., 17 Taf.; Paris.

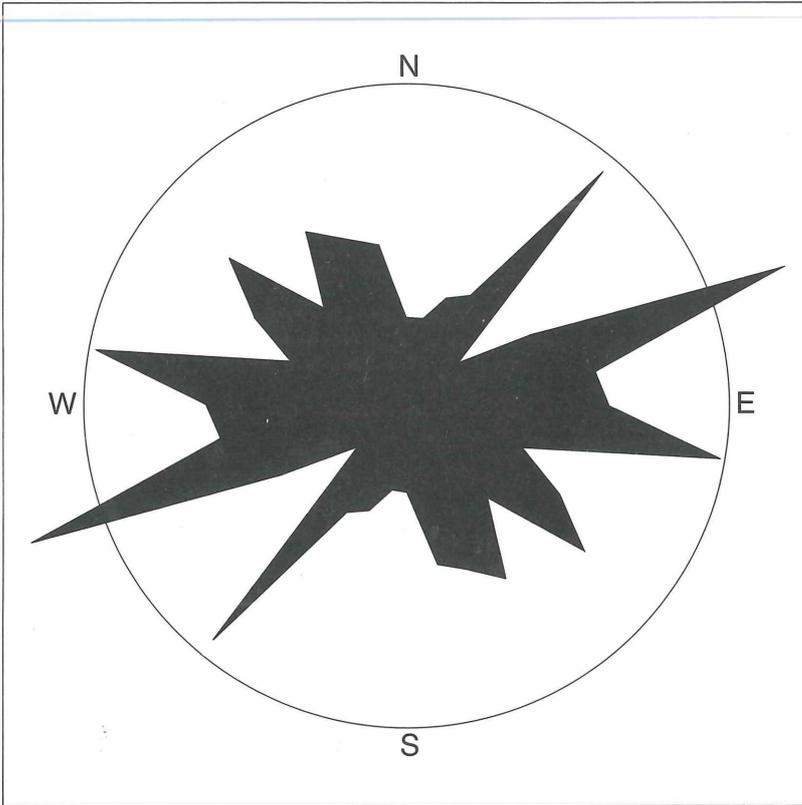


Abbildung 6. Richtungsrose der Einregelung von Pflanzen-Achsen in der Schicht Az 1 auf einem Flächen-Ausschnitt von ca. 3 qm; 256 Daten wurden hierbei ausgewertet. 10°-Intervalle, äußerer Kreis entspricht 10° Häufigkeit.

FALKE, H. (1954): Leithorizonte, Leitfolgen und Leitgruppen im pfälzischen Unterrotliegenden. – N. Jb. Geol. Paläont., Abh., **99**: 298–354, 2 Abb., 2 Tab., 1 Profil; Stuttgart.

FLORIN, R. (1940–1945): die Koniferen des Oberkarbons und des Unteren Perms. – Palaeontographica, Abt. B, **85**: 2–279, 65 Abb., 5 Tab., 180 Taf.; Stuttgart.

HAUBOLD, H. (1982): Die Lebewelt des Rotliegenden. – Die Neue Brehm-Bücherei, **154**: 246 S., 163 Abb.; Wittenberg.

KERP, H. & FICHTER, J. (1985): Die Makroflora des saarpfälzischen Rotliegenden (?Ober-Karbon – Unter-Perm; SW-Deutschland). – Mainzer geowiss. Mitt., **14**: 159–286, 3 Abb., 19 Tab., 42 Taf.; Mainz.

POTONIÉ, M. (1980): Die Flora des Rotliegenden in Thüringen. – Abh. preuss. geol. L.-Anst, N. F., **9**: 1–298, 2 Tab., 34 Taf.; Berlin.

REMY, W. (1954): Beiträge zur Kenntnis der Rotliegendflora Thüringens. Teil II. Fruktifikationen. – Sitz.-Ber. deutsch. Akad. Wiss. Berlin, Kl. Math. u. allg. naturwiss., **3**: 21 S., 4 Abb., 4 Taf.; Berlin.

REMY, W. & REMY, R. (1977): Die Floren des Erdaltertums. – 468 S., 248 Abb.; Essen.

ULLRICH, H. (1964): Zur Stratigraphie und Paläontologie der marin beeinflussten Randfazies des Zechsteinbeckens in Ostthüringen und Sachsen. – Freib. Forsch.-H., C., **169**: 1–163, 28 Bilder, 16 Taf., 9 Anl., 31 Tab.; Leipzig.

WERNER KRAUSE &amp; ASTRID GRÜTTNER

# Über einen Fund der *Chara tenuispina* im Bodenseegebiet mit Blick auf die Gesamtverbreitung der Pflanze

## Kurzfassung

*Chara tenuispina* A. BR., eine wenig bekannte Armleuchteralge, die 1827 bei Mannheim entdeckt wurde und in Deutschland seit langem verschollen war, wurde im Bodenseegebiet in einem nur einige Ar großen Moor aufgefunden. Ein kleiner Bestand siedelte dort in einer Freifläche von wenigen Quadratmetern im Steifsegried. Am Rand des Moores deuten Reste von Caricion davallianae-Gesellschaften auf Kalkreichtum und leichten Quellwasser einfluß. Anlässlich dieses Fundes wird hier der größere geographische Zusammenhang behandelt.

Das Areal der *Chara tenuispina*, das vom Oberrhein und von Schleswig-Holstein bis in die Ukraine und nach Cypern reicht (Abb. 1), zeigt drei Häufungszentren: das östliche Mitteleuropa bis Westpolen, das pannonische Tiefland zwischen dem Neusiedler See und dem Donau-Theiss-Zwischenland, sowie das südbösch-montenegrinisch-mazedonische Bergland mit dem Ochrid-, Prespa- und Skutarisee. Drei weiter östlich gelegene Fundplätze stehen geographisch isoliert. In Mitteleuropa besiedelt *Chara tenuispina* Kleingewässer im Komplex basenreicher Niedermoore; nach den vorliegenden Beschreibungen ehemaliger Fundorte könnte, wie bei dem hier dokumentierten Neufund, auch in anderen Fällen das Caricetum elatae eine wichtige Rolle als Kontaktgesellschaft gespielt haben. In Ungarn konzentriert sie sich auf die landestypischen Soda- und Sulfatseen, in denen sie von der halophilen *Chara canescens* begleitet wird. Im südlichen Jugoslawien wächst sie wieder im Süßwasser, dort auch in Seen zwischen Laichkräutern und unter *Trapa*-Decken. Im ganzen Verbreitungsgebiet kommt *Chara tenuispina* auch in Sandgruben vor. Mit ihrer Fähigkeit, Salzwasser ebensogut zu besiedeln wie Süßwasser, gleicht sie der taxonomisch nahestehenden *Chara aspera*. Abweichend verhält sie sich mit ihrer nach SO-Europa gerichteten Verbreitung, für die innerhalb der Characeen wenige Beispiele bestehen; dies läßt gleichzeitig auf abweichende Standortsansprüche schließen.

## Abstract

### A recently found growing site of *Chara tenuispina* A. BR. in SW-Germany related to its general distribution.

In Central Europe, *Chara tenuispina* has been rarely found. In fact it is considered as missing since nearly 100 years. Now it has been encountered near the lake of Constance in southern Baden-Württemberg (SW-Germany). The paper endeavours to insert this isolated finding into a larger geographical horizon. In the area of *Chara tenuispina* there are three centres of distribution: 1. Eastern Central Europe between the upper Rhine and western Poland, 2. the Hungarian plain between the Neusiedler See and the river Tisza (Theiss), 3. the mountains of southern Yugoslavia with the lakes of Ochrid, Prespa and Skadar. One station respectively is known from Roumania, Ukraine and Cyprus. In central Europe *Chara tenuispina* settles in calcareous fen, in Hungary in brackish water together with *Chara canescens*, in the Yugoslavian mountains in freshwater lakes, ditches and channels. This diversity in ecological requirements is not unknown among Charophytes. As a true particularly the southeastern distribution of *Chara tenuispina* must be considered. There are hardly few comparable examples within the family.

## Autoren

Dr. WERNER KRAUSE, Amselweg 5, D-7960 Aulendorf, Dipl.-Biol.  
ASTRID GRÜTTNER, Institut für Biologie II (Geobotanik),  
Schänzlestraße 1, D-7800 Freiburg i.Br.

## Einleitung

„*Chara tenuispina* gehört zu den seltenen Arten, denen zu begegnen so unwahrscheinlich ist, daß der Finder sie nicht sofort richtig anzusprechen wagt“ – schreiben KRAUSE & KRAUSE (1980) in ihrem Exsikkatenwerk.

Im Rahmen der geobotanischen Untersuchung verschiedener Moortypen im westlichen Bodenseegebiet kam es zur Entdeckung eines kleinen Bestandes dieser

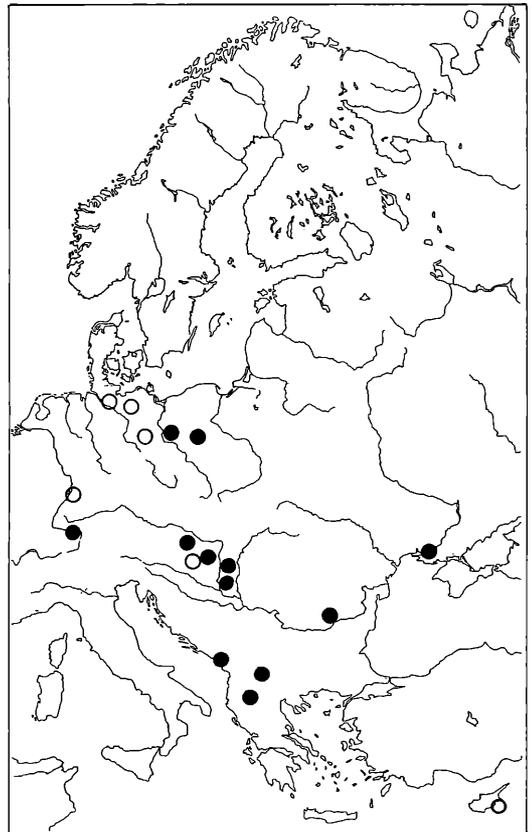


Abbildung 1. Die bisher bekannten Fundorte der *Chara tenuispina* ● neuerdings bestätigt ○ alt, großenteils verschwunden.

Characeen-Spezies. Der Nachweis (die Bestimmung durch A. GRÜTTNER wurde durch W. KRAUSE bestätigt) bringt die in Mitteleuropa seit längerem verschollene Pflanze wieder ans Tageslicht. In der Mitteilung wird zunächst der Fundort (A. G.), anschließend die Gesamtverbreitung und das Siedlungsverhalten der Pflanze beschrieben (W. K.).

#### Fundstelle von *Chara tenuispina* im westlichen Bodenseegebiet

Das neuentdeckte Vorkommen befindet sich auf dem Bodanrück, der Halbinsel, die den Bodensee an seinem Westende in den Überlinger See und den Untersee teilt. Das Klima steht hier unter dem Einfluß der Wassermassen des Bodensees und ist als wintermild und verhältnismäßig ausgeglichen zu kennzeichnen. Die mittlere Jah-

resniederschlagssumme liegt bei rund 800 mm, die mittlere Jahreslufttemperatur bei ca. 8°

Es handelt sich um ein kleines Moor, das in etwa 440 m Höhe am Rande der Drumlinlandschaft zwischen einer Waldwiese (*Arrhenatheretum cirsietosum oleracei*) und einem Fichtenforst liegt. (Aus Schutzgründen wird der genaue Fundort hier nicht angegeben – er ist der zuständigen Bezirksstelle für Naturschutz bekannt.) Das ganze Moor ist nur ca. 50×30 m<sup>2</sup> groß und stellt eine ursprünglich abflußlose Mulde im flach zum Bodenseeufer abfallenden Gelände dar. Ein Zufluß fehlt, ein Abflußgraben ist durch ein Wehr verschlossen; letzterer dürfte aufgrund seiner geringen Tiefe aber auch sonst nur schwach entwässernd wirken.

Der zentrale Moorbereich wird von einer Großseggenengesellschaft eingenommen (s. u.); sehr kleinflächig finden sich in einem schmalen Randstreifen zwischen Forst bzw. Grünland und Moor Gesellschaften, die auf Wasserzügigkeit und hohen Kalkgehalt des Untergrundes hinweisen: Molinietum mit *Carex davalliana*, fragmentarisches Caricetum *davallianae* und Scirpetum *sylvatici*. Ein Juncetum *subnodulosi* ist in einer angrenzenden, sehr flachen Senke ausgebildet.

Die Mulde selbst nimmt ein hochbultiges, artenarmes Steifseggenried (*Caricetum elatae typicum*) ein, eine Gesellschaft, die auf einen Grundwassergang mit großer Amplitude und hohem mittleren Wasserstand hinweist (WARNKE-GRÜTTNER 1989). (Allerdings handelt es sich hier vermutlich zum großen Teil um einen Bastard *Carex elata* x? mit sterilen Früchten und kaum netzfasrigen Blattscheiden.) Zwischen den Steifseggenbulten steht das Wasser im Frühjahr dementsprechend deutlich über einen halben Meter hoch, im Sommer sinkt der Grundwasserspiegel hingegen zumindest randlich unter die Oberfläche. Im tieferliegenden Zentrum treten die *Carex elata*-Horste auseinander – hier finden sich freie Wasserflächen von einem halben bis zu wenigen Quadratmetern Größe, die auch in regenarmen Sommern nicht trockenfallen. Ein Aufrühren des weichen Untergrundes ruft starken H<sub>2</sub>S-Geruch hervor, es herrscht also O<sub>2</sub>-Armut. Die eher am Rand gelegenen freien Was-

serflächen sind von *Lemna minor* bedeckt, die im Zentrum werden von Characeen, darunter *C. fragilis* und dem flutenden Moos *Drepanocladus aduncus* f. *polycarpus* eingenommen. In einer dieser zentralen Freiflächen wurde am 24. 8. 1987 ein Bestand von *Chara tenuispina* entdeckt (A. G.). Der Bestand sei durch folgende Aufnahme belegt (erweiterte BRAUN-BLANQUET-Skala, vgl. z. B. WILMANN 1984):

Fläche: 2 m<sup>2</sup>, Vegetationsdeckung: 60%.

*Chara tenuispina* 3.3, *Utricularia vulgaris* s. l. 2b. 3, *Drepanocladus aduncus* f. *polycarpus* 2b. 3.

Im Jahre 1988 wurde mehrfach versucht, den *Chara tenuispina*-Bestand wiederzufinden. Die Nachsuche blieb vergeblich. Vielleicht war die Pflanze in diesem Jahr nicht entwickelt, vielleicht wurde sie aufgrund des schwer begehbaren und unübersichtlichen Geländes übersehen. Im selben Jahr war eine starke Entwicklung fädiger Grünalgen sogar im Zentrum des Moores zu bemerken, ein Hinweis darauf, daß der Wuchsort der Armelechteralge durch Eutrophierung aus den unmittelbar angrenzenden Wiesen bedroht ist. Obwohl das beschriebene Moor seit kurzer Zeit als Naturdenkmal unter Schutz steht, ist bisher keine Pufferzone zum Intensivgrünland vorhanden; sie wäre zur Erfüllung des Schutzzieles dringend notwendig. Eine weitere Gefahr hat das Gebiet glücklich überstanden: nur wenige 100 m trennen es von der neugebauten Autobahntrasse.

Erstaunlich bleibt das isolierte Vorkommen von *Chara tenuispina* in einem winzigen Moor in landwirtschaftlich genutzter Umgebung. Im Rahmen einer Doktorarbeit über die Vegetation der Moore des westlichen Bodenseegebietes (in Vorbereitung) wurden die Moore im nahen und weiteren Umkreis gründlich durchforscht und die dabei aufgefundenen Characeen herbarisiert und bestimmt. *Chara tenuispina* jedoch konnte in keinem anderen der teilweise durchaus ähnlichen Gebiete entdeckt werden.

#### Weitere Verbreitung von *Chara tenuispina* in Europa

Der Neufund gibt Anlaß, die „omnium rarissima species secundum mentionem clarissimi A. BRAUN“ (C. SCHIMPER) aus der Vergessenheit herauszuführen. Bis zu WOOD & IMAHORI (1965) hielt sich in westlichen Florenwerken die Vorstellung, *Chara tenuispina* sei auf sehr wenige Fundplätze in Mitteleuropa beschränkt. Eine Angabe aus Ungarn war mit Zweifeln behaftet.

Gesichert sind folgende Angaben:

– Sandgrube bei Rheinhausen s. Mannheim. Hier 1827 von A. BRAUN und G. ENGELMANN entdeckt, 1835 von BRAUN als *Chara tenuispina* beschrieben. 1835 und 1859 in einer Torfgrube am Rohrhof bei Schwetzingen von C. SCHIMPER wiedergefunden (v. LEONHARDI 1860). Im Exsikkatenwerk von BRAUN, RABENHORST & STITZENBERGER reichlich überliefert! Synonym: *Chara belemnophora* C. SCHIMPER 1857!

– Torfwiesen bei Spandau nahe der Lokalität „Spandauer Bock“ 1867 von A. BRAUN entdeckt. Reichlich in den Exsikkaten von Br., R. & St.!

- Torfsumpf im Grunewald, ohne weitere Angabe. Hb. Hamburg!
- Berlin, Oranke bei Weißensee, 1867 von P. MAGNUS gesammelt. Hb. Bremen!
- Torfmoor auf dem Schelfsand bei Schwerin. 1862 von H. BROCKMÜLLER entdeckt. Kein Beleg. Durch A. BRAUN in Br., R. & St. Nr. 74a bestätigt. Standort ein Jahr nach der Entdeckung zerstört (BROCKMÜLLER 1863).
- Ahrensburg in Schleswig-Holstein auf Torfboden. Leg. SONDER 1890. Kein Beleg. Nach SONDER'S Beschreibung zutreffend.
- Fök in Ungarn in einem salzigen Gewässer. Leg. WALDSTEIN & KITAIBEL 1799. Korrekter Ortsname nach FILARSZKY 1931: Siófok am Balaton. Kein Beleg. Zweifel (vgl. v. LEONHARDI 1860) nach mehrmaligem Wiederfund in Ungarn unbegründet.
- Als irrtümlich haben sich erwiesen:
- Trägerbruch bei Callies in Pommern, Torfgräben. Leg. P. SYDOW 1874. Hb. Hamburg. Die Pflanzen gehören zu *Chara globularis* f. *barbata* GANTERER!
- Niederlande, Dünen auf Texel (VERDAM 1938). Nach MAIER 1972 nicht *Chara tenuispina*.
- Schweiz, Neuenburger Jura (MÜLLER 1881). Kein Beleg. Angabe vage im Vergleich zu den übrigen Fundortsmeldungen des Verfassers. Mit hoher Wahrscheinlichkeit Verwechslung mit *Chara strigosa* auf Grund einer mißverständlichen Äußerung v. LEONHARDIS (1860).
- Das auf diesen Angaben gegründete Verbreitungsbild (CORILION 1957) ist wie folgt zu ergänzen:
- Polen: Poznań, in Torfstichen (DAMBSKA 1952). – See Niesulice, pow. Suléchow zwischen Küstrin und Frankfurt an der Oder (DAMBSKA 1966).
- Österreich, Neusiedler See: KUSEL-FETZMANN 1979, KRAUSE 1977, 1979. In Exsikkaten KRAUSE & KRAUSE Nr. 28, 1980, DIEDERICH 1984 n. p.!
- Ungarn: Velencer See nahe Székesvehérvár. KRAUSE 1981, 1985. In Exsikkaten KRAUSE & KRAUSE Nr. 56, 1986. – Kecskémét. KRAUSE 1981. – Madarász-See w. Szeged (FILARSZKY 1934).
- Jugoslawien: Crepuljak-Gebirge in Serbien bei Peć im Kosovo-Gebiet (KOŠANIN 1907). Skopje (PETROWSKA 1963). – Ochrid- und Prespasee (KOSTIĆ 1936). – Skutarisee (BLAŽENŽIĆ & BLAŽENŽIĆ 1983, KRAUSE 1988 n. p.).
- Rumänien: Snagov-See im Gebiet Bukarest (STEFUREAC & TE-CULESCU 1961).
- Ukraine: Cherson (HOLLERBACH 1950).
- Cypern: Larnaka (FILARSZKY 1931).

Herbarbelege zu den zitierten Veröffentlichungen liegen dem Verfasser nicht vor. Die von FILARSZKY, KOŠANIN und KOSTIĆ gegebenen Beschreibungen und die eigenen Beobachtungen bezeugen aber, daß *Chara tenuispina* in Südosteuropa verbreitet ist (Abb. 1).

Angesichts der geringen Wahrscheinlichkeit, die Art in Deutschland zu finden, erscheint eine Beschreibung angebracht (Abb. 2). *Chara tenuispina* ist feinästig und vom Grund an verzweigt. Sie erreicht kaum mehr als 15 cm, selten bis 30 cm Höhe. An ihrem Aussehen fällt die Spitzigkeit aller Teile auf. Die Stacheln sind extrem dünn und übertreffen den Sproßdurchmesser an Länge (*Chara tenuispina* = feinstacheliger Armleuchter). Dünn und spitz sind auch die Quirläste und die Blättchen an den Ästen. Wenn an den Sproßspitzen die Äste kopfförmig zusammengedrängt sind, bilden sie zusammen mit den Blättchen einen wahren „Kugelkaktus“. Am Gesamtbild fällt das frischgrüne Aussehen auf. Gelegentlich bildet sich leichte Kalkverkrustung. Typisch an getrockneten

Exemplaren ist der glasartige Glanz der Astenden, der Anlaß zur Benennung einer „forma nitida“ gegeben hat. Er tritt am stärksten hervor, wenn ein längeres Stück eines Astes keine Rinde gebildet hat (f. *subgymnophylla* KOSTIĆ). Die Herbarexemplare aus der Oberrheinenebene und der Mark Brandenburg stimmen mit den Bodenseepflanzen überein. In Osteuropa treten auch kurzstachelige Wuchsformen auf (vgl. Abb. 2). Die Unterschiede halten sich aber im Rahmen der bei Characeen allgemein auftretenden intraspezifischen Variabilität. Verbindliche Schlüsselmerkmale sind die feingestreifte triplostiche Rinde (triplostich: die Zahl der Rindenreihen ist dreimal so groß wie die der Äste pro Quirl), die einzelstehenden Stacheln und die Einhäusigkeit. Letztere trennt *Chara tenuispina* von der häufigeren *Chara aspera*. Die Geschlechtsverteilung läßt sich leicht feststellen, weil *Chara tenuispina* reich fruchtet. Die Antheridien können allerdings an den unteren Quirlen abgefallen sein. Ähnliches gilt für die Stacheln, die sich manchmal nur an den obersten Internodien erhalten. Die Oosporen bleiben bis zur Reife gelb bis braun, während sie bei *Chara aspera* schwarze Farbe annehmen.

Die Fundplätze „Rohrhof“ und „Spandauer Bock“ werden auf den Herbarzetteln „Torfsümpfe“ genannt. *Chara tenuispina* wuchs in „seichten Tümpeln“ oder „Torflöchern“, zusammen mit *Scorpidium scorpioides*, *Calliergon giganteum*, *Chara hispida*, *Ch. vulgaris*, *Ch. fragilis*. Einmal stand sie „zwischen Gras und Seggen“. Ausführlicher beschreibt LAUTERBORN (1917) die „weitausholenden Windungen des postglazialen Rheins zwischen Karlsruhe und Mannheim, deren Altwässer sich in Wiesenmoore verwandelt haben“ Zwei solcher Schlingen sind noch heute am Rohrhof zu erkennen. Die Torfgruben im schwarzen tiefründigen Boden beherbergten damals *Chara hispida*, *Ch. vulgaris* und *Nitella tenuissima*. Auf den Wiesen dominierten Arten des Molinion und des Caricion davallianae. Demnach wuchs *Chara tenuispina* am Rhein in den Flachgewässern eines elektrolytreichen Wiesenmoores. – Die Vorkommen in einer Sandgrube bei Rheinhausen und in einer Torfgrube bei Schwetzingen zeigen, daß *Chara tenuispina*, wie viele andere Characeen, in der Nähe ihrer natürlichen Vorkommen auch vom Menschen geschaffene Wuchsorte besiedeln kann.

Daß die Torfwiesen am Spandauer Bock den oberrheinischen vergleichbar waren, ist nach den vorliegenden Aufzeichnungen zumindest wahrscheinlich. In gleichem Sinne läßt sich die Bemerkung BROCKMÜLLERS (1863) deuten, der Schweriner Standort sei nach der Trockenlegung mit Eschen aufgeforstet worden. Selbst in einer Zeit geringen ökologischen Interesses hätte man das auf einem oligotrophen Moor nicht getan.

Am Neusiedler See und in Ungarn bewohnt *Chara tenuispina* die Flachzonen am Röhrichtgürtel der pannonischen Soda- und Sulfatgewässer. Im dichten Schilf bildet sie gestreckte sterile Exemplare. Auflockerung durch Erdarbeiten, Ausmähen oder Niederwalzen mit Kettenfahrzeugen verhilft ihr zur Ausbreitung. Im freien Flach-

wasser wächst sie straff gedungen, in metertiefen Gräben langgestreckt. Regelmäßig begleitet wird sie von *Chara canescens* und *Ch. aspera*, gelegentlich auch *Ch. tomentosa*. Enge Bindung besteht zu *Bolboschoenus maritimus* (= *Scirpus m.*), der sich im lichtgestellten Röhricht ebenfalls ausbreitet. Die üppigen Bestände der *Chara tenuispina* im aufgelockerten Schilf sind von kurzer Dauer, bilden aber reichlich Oosporen. Wenn sich das Röhricht schließt, überdauert die Pflanze mit gedämpfter Vitalität. Der Wechsel zwischen Ausharren unter Konkurrenzdruck und Explodieren nach Aufhören des Druckes ist für Characeen charakteristisch. – Wahrscheinlich ebenfalls in salzhaltigem Wasser fand FILARSKY (1931) *Chara tenuispina* „in aquis stagnantibus ad mare“ bei Larnaka auf Cypern. Hier ist anstelle der Soda- mit Kochsalzverbrückung zu rechnen. Die Standortbedingungen im Bergland südlich der pan-

nonischen Tiefebene sind nicht ausführlich beschrieben. Am Ochrid-, Prespa- und Skutarisee wächst *Chara tenuispina* mit Sicherheit, an den übrigen Plätzen mit hoher Wahrscheinlichkeit in Süßwasser. Am Ochridsee, dessen Characeenbestand gut bekannt ist, wurde sie nur in flachen Gräben und Kanälen angetroffen (KOSTIĆ 1936). Im Skutarisee wächst sie im Röhrichtsaum (BLAŽENČIĆ & BLAŽENČIĆ 1983). Der Standorttyp „Sandgrube“ ist von Rheinhausen über Thadten am Neusiedler See (DIEDERICH 1984!), Kecskemét bis zur Ukraine verwirklicht. HOLLERBACH (1950) gibt für Cherson das Lehnwort (in kyrillischer Schrift) Karrier = carrière = Sandgrube.

### Zusammenfassung

*Chara tenuispina* zeigt einen deutlichen Schwerpunkt des Vorkommens in Südosteuropa. Gemeinsam ist allen

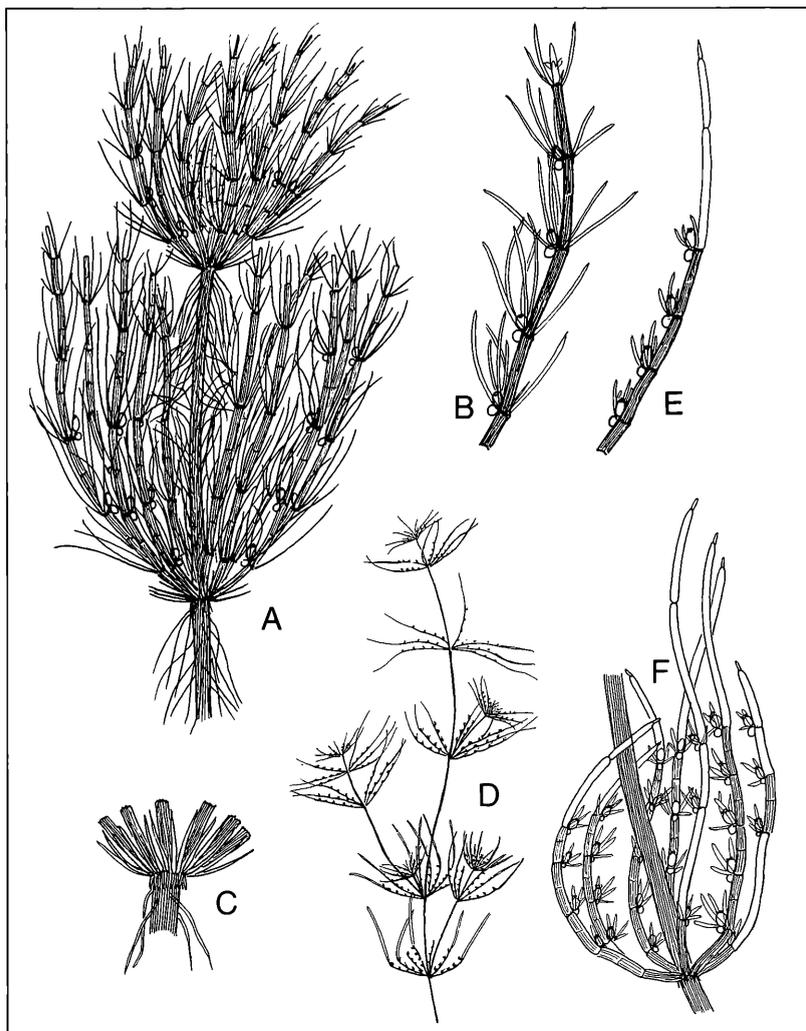


Abbildung 2. *Chara tenuispina*, Pflanze vom Bodensee. A Habitus (5x nat. Größe), B Ast, C Stipularkranz. – Vom Velencer See in Ungarn. D Habitus (nat. Größe), E Ast, F Quirl mit unregelmäßiger Berindung (f. subgymnophylla).

Fundorten, daß es sich um flache Wasseransammlungen mit relativ hohem Elektrolytgehalt handelt. Im kontinentalen Klima des Hauptverbreitungsgebietes müssen starke Schwankungen des Wasserstandes und der Ionenkonzentration in den besiedelten Gewässern erwartet werden, welche für die Art von entscheidender ökologischer Bedeutung sein könnten. Dafür spricht die Tatsache, daß auch am neuentdeckten Fundort im Bodenseegebiet ähnliche Standortbedingungen herrschen. *Chara tenuispina* verhält sich komplementär zur atlantisch verbreiteten Gattung *Nitella*, die elektrolytarmes Wasser bevorzugt und in Polen, Ungarn und Jugoslawien nur wenige Fundorte besitzt.

Herrn Universitätsprofessor Dr. ERNEST MEYER, Ljubljana, haben wir für umfangreiche Übersetzungen aus dem Serbokroatischen, Herrn P. DIEDERICH, Lorenzweiler, Großherzogtum Luxemburg, für zugesandte Pflanzen zu danken.

#### Literatur

BLAŽENČIĆ & BLAŽENČIĆ, Ž. (1983): Fitocenološka Studija Zajednica Charetum fragilis CORILLION 1957 i Chareto-Nitellopsidum obtusae J. Blaž. Ass. Nova Kod Plavnice, na Skadarskom Jezeru (serbokroat. m. engl. Zus.). – Glas. Republ. Zavoda Zašt. Prirode – Prirodnjačok Muzeja Titograd, **16**: –13; Titograd.

BROCKMÜLLER, H. J. H. (1863): Beiträge zur Kryptogamenflora

Mecklenburgs. – Archiv des Vereins der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg, **17**: 162–256; Neubrandenburg.

CORILLION, R. (1957): Les Charophycées de France et de l'Europe Occidentale. – 499 S., 61 Karten; Rennes (Imprimerie Bretonne), Reprint Koeltz, Königstein/Taunus 1972.

DAMBSKA, I. (1952): Ramienice okolic Poznania (poln. m. engl. Zus.). – Acta Soc. Bot. Polon., **21** (3): 355–368; Poznań.

DAMBSKA, I. (1966): Zbiorowiska Ramienic Polski (poln. m. engl. Zus.). – Poznański Tow. Przyj. Nauk, mat.-nat. Biol., **31** (3): 1–205, zahlr. Tabellen u. Karten; Poznań.

FILARSZKY, N. (1931): Beiträge zur Kenntnis der Characeenvegetation Kroatiens-Sloweniens und einiger anderer Länder der Balkanhalbinsel (ung. m. dt. Zus.). – Mag. Bot. Lap., **1931**: 81–99; Budapest.

FILARSZKY, N. (1934): Enumeratio specierum et formarum Characearum in regionibus oppidi Szeged hucusque cognitarum. – Folia cryptogamica, **1** (10): 1307–1316; Szeged.

HOLLERBACH, M. M. (1950): Systematisches Verzeichnis der bis zum Jahre 1935 einschließlich aus der USSR bekanntgewordenen Characeen (russ.). – Acta Instituti Botanici Acad. Sci. USSR, Ser., **2**: 20–94; Moskau.

KOŠTIĆ, L. J. (1936): Prinos Poznavanju Haraceja Ohridskog Jezera i Okoline (serbokroat. m. dt. Zus.). – Acta Bot. Croatica, **11**: 64–86; Zagreb.

KOŠANIN, N. (1907): Characeen Serbiens. – Österr. Bot. Z., **57** (7–8): 280–282; Wien.

KRAUSE, W. & KRAUSE, H. (1980–1986): Exsikkate Europäischer Characeen; Aulendorf.

KUSEL-FETZMANN, E. (1979): The algal vegetation of Neusiedlersee. – In: LÖFFLER et al. (Edit): Neusiedlersee (Monographiae biologicae Vol. 37): 171–202; Den Haag (Junk).



Abbildung 3. Lochwiese, November 1989.

- LAUTERBORN, R. (1917): Die geographische und biologische Gliederung des Rheinstroms II. – Sitzungsber. Heidelberger Akad. Wiss., math.-nat., B: 3–70; Heidelberg.
- LEONHARDI, H. v. (1860): Die Wiederauffindung der *Chara tenuispina* A. BRAUN durch Dr. KARL SCHIMPER in Schwetzingen. – Sitzungsber. kgl. böhm. Ges. Wiss., 1860: 50–52; Prag.
- MAIER, E. X. (1972): De Kranswierien (Charophyta) van Nederland. – Wetenschaplijke Meded. Koningl. Ned. Natuurhist. Vereniging, 93, 44 S.; Hoorn.
- MULLER, J. (Müller Arg.) (1881): Les Characées genevoises. – Bull. Soc. Bot. Genev., 2: 42–96; Genève.
- PETROVSKA, L. (1963): Ein Beitrag zur Kenntnis der Characeen im Talbecken von Skopje. – God. zborn. prirod-mat. fakultet Skopje, 14: 185–188; Skopje.
- SONDER, Chr. (1890): Die Characeen der Provinz Schleswig-Holstein und Lauenburg nebst eingeschlossenen fremden Gebietsteilen. – 64 S., Dissertation; Kiel.
- STEFUREAC, T. & TECULESCU, V. (1961): Contributii la Cuonastera Characeelor din R. P. R. – Studii di cercet. Biol., veget., 13 (2): 175–201; Bucuresti.
- VERDAM, H. D. (1938): The Netherland's Charophyta. – Blumea, 3 (1): 5–33; Leiden.
- WARKE-GRÜTTNER, R. (1989): Ökologische Untersuchungen zum Nährstoff- und Wasserhaushalt in Niedermooren des westlichen Bodenseegebiets. – 297 S., Dissertation; Freiburg i.Br.
- WILMANN, O. (1984): Ökologische Pflanzensoziologie. – 3., erweiter. Aufl., 372 S.; Heidelberg (Quelle & Meyer).
- WOOD, R. D. & IMAHORI, K. (1965): Monograph of the Characeae. – 904 S.; Weinheim (Cramer).

HERBERT SCHINDLER

# Die höheren Flechten des Nordschwarzwaldes

## 5. *Baeomyces*, *Sphaerophorus*, *Leprocaulon* und *Stereocaulon*

### Kurzfassung

Die im Nordschwarzwald gefundenen Arten der Gattungen *Baeomyces*, *Sphaerophorus*, *Leprocaulon* und *Stereocaulon* werden samt Fundstellen aufgeführt; die Inhaltsstoffe dieser Arten werden genannt. *Baeomyces placophyllus*, *B. roseus* und *Stereocaulon tomentosum* wurden chromatographisch (DC) geprüft. Weiter wurden Proben von *Stereocaulon nanodes* mittels Polarographie auf Schwermetalle untersucht. *Sphaerophorus melanocarpus* wurde nach langer Zeit im Gebiet wiederentdeckt; *Baeomyces placophyllus* ist für den Schwarzwald neu. Die Verbreitung von *Leprocaulon microscopicum*, *Baeomyces placophyllus*, *Sphaerophorus globosus*, *Sph. melanocarpus* und *Stereocaulon dactylophyllum* im Gebiet wird in Karten dargestellt.

### Abstract

**Lichens of the Northern Black Forest. 5. *Baeomyces*, *Sphaerophorus*, *Leprocaulon* und *Stereocaulon*.**

A list of the species of the genera *Baeomyces*, *Sphaerophorus*, *Leprocaulon* and *Stereocaulon* found in the Northern Black Forest (SW Germany) is presented. The lichen substances are listed. *Baeomyces placophyllus*, *B. roseus* and *Stereocaulon tomentosum* were examined by thin layer chromatography (TLC). The content of heavy metals in *Stereocaulon nanodes* was measured by polarography. *Sphaerophorus melanocarpus* was rediscovered after a long time, *Baeomyces placophyllus* was found for the first time in this area. Maps show the distribution of *Leprocaulon microscopicum*, *Baeomyces placophyllus*, *Sphaerophorus globosus*, *Sph. melanocarpus* and *Stereocaulon dactylophyllum* in the Northern Black Forest.

### Autor

Dr. HERBERT SCHINDLER, Staatliches Museum für Naturkunde, Erbprinzenstraße 13, D-7500 Karlsruhe.

Die höheren Flechten des Nordschwarzwaldes 4: *Carolinea*, 45: 77–88 (1987).

### Einleitung

Im Anschluß an die früheren Mitteilungen über Makrolichenen des Nordschwarzwaldes sollen hier vier weitere Gattungen behandelt werden. *Sphaerophorus melanocarpus* wurde 1969 erstmals im Gebiet aufgefunden, leider erlosch das Vorkommen im Winter 1981/82 durch Unwetter und Forstbetrieb! *Baeomyces placophyllus* wurde 1961 als neu für den Nordschwarzwald festgestellt.

Für die freundliche Ausleihe von Belegstücken danke ich Herrn Dr. V. WIRTH (Stuttgart), für Revisionen der *Stereocaulon*-Arten Herrn Dr. H. SIPMAN (Berlin) und Herrn Dr. HÖLZER (Karlsruhe) für die Durchführung einiger Schwermetall-Analysen von *Stereocaulon nanodes*.

Über die Verbreitung der behandelten Arten in Baden-Württemberg unterrichtet der Flechtenatlas von V. WIRTH, dem auch prachtvolle farbige Aufnahmen beigelegt sind.

! = bedeutet, daß ich den Beleg gesehen habe. Angaben ohne Sammlername sind eigene Funde, STU = Museum f. Naturkunde Stuttgart einschließlich Herbar WIRTH, B, = Botanisches Museum Berlin. Das Herbar PUTZLER befindet sich in KR = Karlsruhe.

### *Baeomyces* PERS.

#### *Baeomyces placophyllus* Ach.

(*Sphyridium* pl. [Ach.] Th. Fr.), Abbildung 1 und 2.

Baden-Baden: Herrenwies, auf Granitgrus oberhalb Seebachhof im Seebachtal (nördl. Schwarzenbach-Talsperre), c. ap., 700 m, 1983 (KR 11503 = A. VÉZDA, Lich. sel. exs. 2044). – Wildbad: auf Erde am Eingang in das Sulzkar, c. ap., 630 m, 1971, 1976. Neu für den Nordschwarzwald! – Oppenau: Liezbachtal, an der Rinkhalde, c. ap., ca. 400 m, 1977.

Reaktion: K + stark gelb! P + orange!

Nach meinen früheren Untersuchungen über die Verbreitung in Europa, speziell in Deutschland, erweist sich die Flechte als ein nördlich-mitteleuropäisch-subozeanisches Element, das regenarme (weniger als 500–600 mm jährl. Niederschlag) und kontinentale Regionen sowie Kalkgebiete meidet; pH des Substrates 5,4–5,8 (SCHINDLER 1937). Die Vorkommen im Schwarzwald waren damals noch nicht bekannt, ebensowenig z. B. die Funde in Hessen (FUTSCHIG), Rheinland-Pfalz (JOHN) und anderswo.

#### Chemie:

Stictinsäure (ASAHINA et al. 1936, ASAHINA 1943, ASAHINA & SHIBATA 1954). Atranorin hatte schon ZOPF (1907) angegeben (als Atranorsäure). THOMSON fand in USA-Material kein Atranorin.

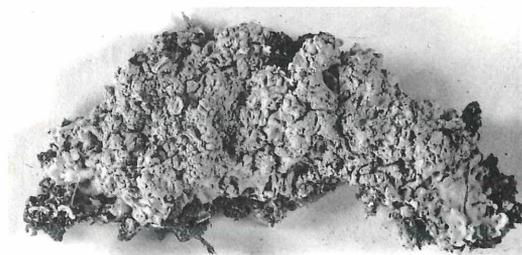
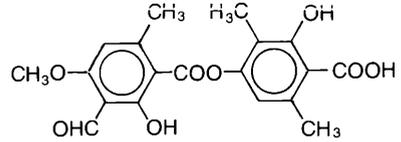


Abbildung 1. *Baeomyces placophyllus* Ach. Im Sulzkar bei Wildbad (KR). Alle Fotos: V. GRIENER.

Eigene Untersuchung.  
Prüfung von KR 11503. DC mit Kieselgelplatte 60 F<sub>254</sub> (Merck),  
Fließmittel Toluol: Dioxan: Eisessig 90:25:4. Detektion mit Anisal-  
dehyd H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> und P-Reagenz.  
R<sub>f</sub> × 100:35 (Stictinsäure) und 75 (Atranorin).



Baeomycessäure (I)

Chemie:

Depsid Baeomycessäure (I), C<sub>19</sub>H<sub>18</sub>O<sub>8</sub>, von KOLLER & MAASS (1935) in dieser Flechte zuerst aufgefunden; ASAHINA (1938b): Mikrotest und ASAHINA et al. (1936): Struktur, in japan. Material SANTESSON (1935) Nachweis durch DC.

Rote Pigmente (Carotinoide) in den Apothezien (HENRIKSSON & PEARSON 1968).

Eigene Untersuchung:

DC-Analyse (Technik wie bei voriger). R<sub>f</sub> × 100: 45 (Baeomyces-  
säure) und 75 (Atranorin). Zum Vergleich wurde *Thamnolia subu-  
liformis* verwendet, die ebenfalls Baeomycessäure enthält.

**Baeomyces rufus (HUDS.) REBENT.**

(*B. byssoides* [L.] GÄRTN., MEYER & SCHERB.; *Lichen fungiformis* SCOP.)

Häufig im ganzen Schwarzwald auf sandigen oder leh-  
migen Boden und kleinen Steinen, gern an schattigen  
Waldwegböschungen, fast stets reichlich fruchtend.

**Baeomyces roseus PERS.**

(*B. fungoides* [Sw.] ACH.)

Bad Herrenalb: zwischen Marxzell und Metzlin-  
schwander Hof, auf lehmig-sandigem Boden, 350 m, 1971. – Ba-  
den-Baden: Battertelsen, auf der Ritterplatte, 470–85  
m, leg. WIRTH, 1981. – Wildbad: auf Erde im großen Bä-  
renloch bei Enzklösterle, 745 m, 1971. – Forbach (Murg-  
tal): Wegböschung zwischen Gausbach und Eulstein,  
400 m, 1974. – Oberkirch: Ottenhöfen, Breitfelsen, auf  
Erde, leg. WIRTH, 1988 (STU!). – Oppenau: Allerheiligen,  
Straßenböschung nördl. des Klosters („Wolfsgrube“),  
leg. WIRTH, 1986, 700 m (STU!); Lierbachtal, Rinkhalde,  
ca. 500 m, 1983. – Wildberg (Nagoldtal), leg. HERMANN, o.  
J., c. ap. (STU!). – Freudenstadt: Christophstal, leg.  
ROESLER, 1826 (STU!). – Oberzwieselberg, kleines Kin-  
zigtal, unterhalb Bartleshütte, 600 m, 1972; Reinerzau,  
Wegböschung südl. Roßbergkapelle, 750 m, 1969. –  
Gengenbach (Kinzigtal): Steinach, sandige Böschung  
am Wege zum Katzenstein, 430 m, 1977.

Reaktionen. K – bis schwach gelb! KC –!

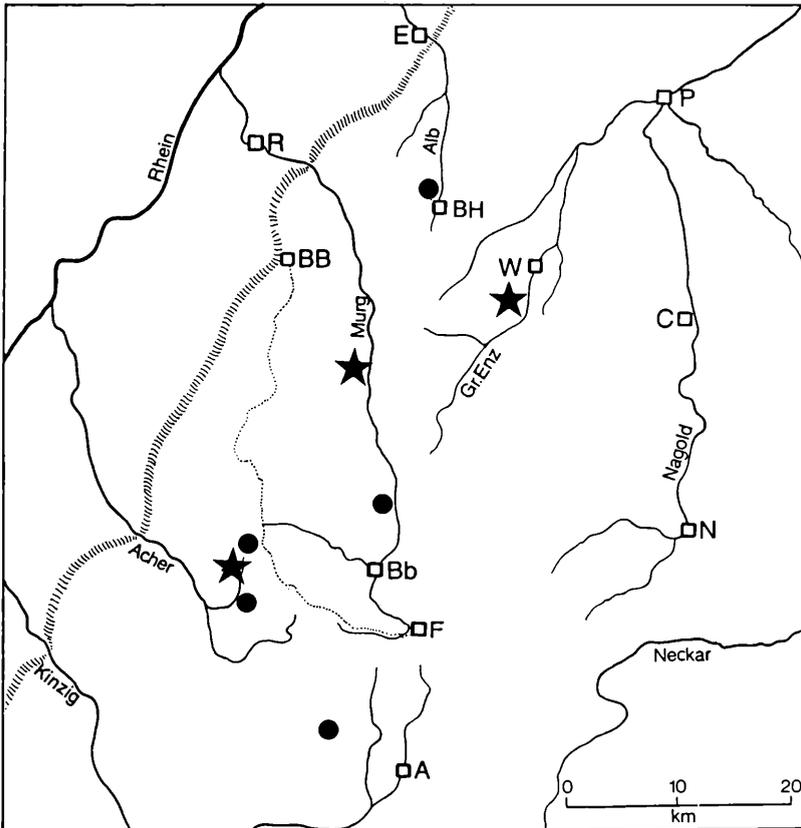


Abbildung 2. Karte der Fund-  
orte von *Leprocaulon microscopicum* (VILL.) GAMS ● und  
*Baeomyces placophyllus* ACH. ★ im Nordschwarzwald.  
Schraffen: Westgrenze des  
Schwarzwaldes gegen den  
Rheingraben, punktierte  
Linie: Schwarzwaldhoch-  
straße, sie verläuft nahe der  
Kammlinie.

Abkürzungen: A Alpirsbach,  
BB Baden-Baden, Bb Baiers-  
bronn, BH Bad Herrenalb, C  
Calw, F Freudenstadt, N Na-  
gold, P Pforzheim, R Rastatt,  
W Wildbad. – Alle Zeichnun-  
gen: F. WEICK.

Chemie:

Stictinsäure (ASAHINA 1943), Atranorin und Norstictinsäure HESS (1958). TAYLOR (1972) fand in amerikanischem Material kein Atranorin. Calciumoxalat (SCHADE 1967).

**Sphaerophorus PERS.**

**Sphaerophorus globosus (HUDS.) VAINIO.**

*S. coralloides* PERS., Abbildungen 3–4.

Bad Herrenalb: Am Wege nach Kaltenbronn an *Betula*, leg. BAUSCH 1867 (STU!) ex herb. SCHÜZ. – Baden-Baden: Herrenwies, an Felsen gegen die Badener Höhe, leg. A. BRAUN (zit. nach BAUSCH 1869); schattiger Felsblock am Herrenwieser See, 850 m, 1971; auf Granit am Falkenfelsen bei der Bühler Höhe, ca. 750 m, 1967; an *Betula* im Seebachtal oberhalb Seebachhof, ca. 700 m, 1983; „Bei Herrenwies“, leg. GMELIN, ca. 1870 (STU!). – „An Bäumen auf der Hornsgründe“, leg. SEUBERT (zit. nach BAUSCH 1869). – Wildbad: Lautenhof, an *Abies alba* im Rollwasserbachtal unterh. Legerhütte, 600 m, 1980, ebenda an *Betula* unterh. Schäferweghütte, 810 m, 1974. Hier auch von WIRTH 1979 oberh. der Hütte an *Fagus* gesammelt (STU!); Wildsee, an Felsen leg. J. HERMANN, o. J. (STU!); an *Betula* im oberen Kegelbachtal bei Kaltenbronn, ca. 800 m, 1974; an Felsen im großen Bärenloch bei Enzklösterle, 730 m, 1971. – Schön Münz- ach: Schurmsee, an *Abies alba* am Seeufer, ca. 800 m, 1972, 1978. – Oberkirch: Ottenhöfen, leg. VOIGTLÄNDER-TETZNER, Nov. 1909 (STU!). – Altensteig (Nagoldtal): Hochdorf, Tannbachtal, leg. BAUR 1953 (STU!). – Baiersbronn: Obertal, an alten Tannen, c. ap. leg. ? 1893 (in B als *S. melanocarpus*); Tonbachtal, auf Sandstein, leg.

PUTZLER!, 650 m, 1954 (KR); ebenda an Felsen nördl. Kohlwald nahe Wiesenhütte, 670 m, 1968, 1969. – Freudenstadt: „Murgtal“, leg. ? o. J. (ex herb. SCHÜTZ, Calw) (STU!); Christophstal, leg. BERTSCH 1897 (STU!); Lauterbad, an schattigen Sandsteinblöcken im Lautertal, ca. 630 m, 1967; an *Abies alba* oberh. Eselsteichbrunnen am Teuchelweg, 760–770 m, 1960; desgl. im Kar „Alter Weiher“ (zw. Oberwieselberg und Reierzau), 650 m, 1969, 1989; Obermußbach: Bengelbrück, leg. WIRTH 1980 (STU!); Kniebis, Schwedenschanze, leg. RIEBER, ca. 1900 (STU!).

Reaktionen: Mark J+ blau! Lager K– ! C– ! P+ schwach gelborange oder P–!

Als Begleiter der Flechte wurden folgende Moose beobachtet: *Bazzania flaccida* (DUM.), *Diplophyllum albicans* (L.) DUM., *Isothecium myosuroides* (L.) BRID., *Paraleucobryum longifolium* (EHRH.) LOESKE und *Sphenobolus minutus* (CRANTZ) STEPH. Sämtl. det. PHILIPPI.

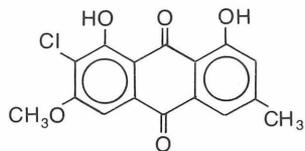
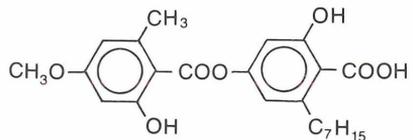
Chemie:

Sphaerophorin (II), Fragilin (III), Squamatsäure, Tham nol- und Hypothamnolsäure (vergl. weiterhin bei CULBERSON 1969, 1970 und 1977). Sphaerophorin, ein Depsid der Orcinolgruppe, wurde zuerst von ZOPF (1898) isoliert. Genauer untersuchten es ASAHINA & SHIBATA (1934). Über den mikrochemischen Nachweis vergl. ASAHINA (1938). Fragilin (= 7-Chlorparietin, C<sub>16</sub>H<sub>11</sub>O<sub>5</sub>Cl, ist ein Anthrachinonderivat, das ZOPF sowohl in *S. fragilis* als auch in *S. globosus* fand. Je nach Fehlen oder Vorhandensein der verschiedenen Flechtenstoffe unterscheidet REHM (1971) 6 verschiedene Rassen der Flechte.

Zur Konstitution des Fragilins vergl. BRUUN et al. (1965). Das Vorkommen von Hypothamnolsäure scheint auf England und Zentral-Europa begrenzt zu sein, sie wurde in Flechten aus Skandinavien und Nordamerika nicht gefunden (REHM 1971). In den Apothezien kommt ein blaues Pigment vor.



Abbildung 3. *Sphaerophorus globosus* (HUDS.) VAINIO. Am Schurmsee bei Schön Münz- ach (KR).



***Sphaerophorus melanocarpus* (SW.) DC.**

*S. compressus* ACH., Abbildungen 4 und 5.

Alpirsbach: auf Sandsteinfelsen im Wald des Reuthinberges, leg. KOESTLIN 1827 (ältester Beleg aus Deutschland!). Die Flechte konnte dort nicht mehr gefunden werden, ROESLER hat sie seinerzeit mehrmals dort gesammelt (alle Belege in STU!). – Freudenstadt: auf schattigem Buntsandsteinblock im „Alten Weiher“ (Kar) zwischen Oberwieselberg und Reinerzau, steril, 650 m, 1969 (vgl. SCHINDLER 1970). KR 2794.

Reaktionen: Mark P+ orange! K+ schwach gelb! KC–! J–!

Als Begleitmoos wurde *Sphenobolus minutus* (CRANTZ) STEPH. gefunden. Auch LYE (1969) fand dieses Moos in hoher Konstanz in Südnorwegen in Beständen von *S. melanocarpus*.

Der Fundort im „Alten Weiher“ ist seit 1982 erloschen. Die infolge des strengen Winters durch Sturm umgestürzten Tannen wurden mittels Traktor (!) aus dem Kar gezogen, wobei der mit der Flechte bewachsene Felsblock in den Morast am Rundweg gestoßen wurde! Versuche, die Flechte an anderen Stellen des Kars zu finden, waren bisher erfolglos.

*S. melanocarpus* gehört zu den ozeanischen Arten in Europa, vgl. DEGELIUS (1935). Nach dem Erlöschen des

Fundortes im Schwarzwald ist es fraglich, ob diese Art in Deutschland noch vorhanden ist. Außer der Entdeckung im Schwarzwald 1969 stammt der letzte bekannte Fund aus Bayern (Elmau bei Oberammergau, leg. SCHNABL & ARNOLD (= ARNOLD Nr. 1804), B! M! Vgl. dazu SCHINDLER (1970).

Chemie:

Sphaerophorin (II), Stictin- und Constictinsäure, diese aber nur in außereuropäischen Exemplaren. Man unterscheidet eine Chemorasse 1 mit nur Sphaerophorin und eine Rasse 2 mit zusätzlicher Stictin- und Constictinsäure (SATO & OZAWA 1974).

***Leprocaulon* (SCHREB.) HOFFM.*****Leprocaulon microscopicum* (VILL.) GAMS.**

*Stereocaulon m.* (VILL.) FREY; *S. quisquiliare* (LEERS) HOFFM.; *S. nanum* (ACH.) ACH, Abbildung 2.

Bad Herrenalb: am Fuße des Falkensteins, auf Felsen (Rotliegendes), 420 m, 1966; desgl. ebenda, leg. WIRTH 1989 (STU!). – Schönmünzsch: in Felsritzen (ombrophob) nahe Murgbrücke bei Huzenbach, 500 m, 1984. – Oppenau: Eckenfels (S-Hang) auf Quarzporphyr, 540 m, 1972; Allerheiligen, Engelskanzeln, leg. WIRTH 1985 (STU!). – Freudenstadt: an Gneisfelsen bei Schapbach,

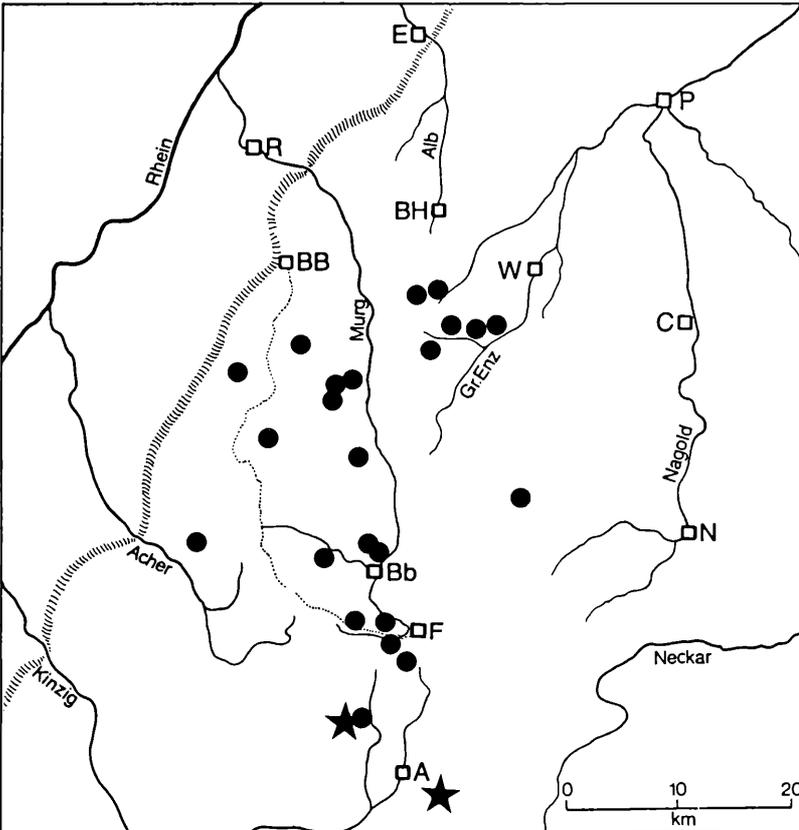


Abbildung 4. Karte der Fundorte von *Sphaerophorus globosus* (HUDS.) VAIN. ● und *S. melanocarpus* (SW.) DC. ★ im Nordschwarzwald.



Abbildung 5. *Sphaerophorus melanocarpus* (SW.) DC. Alter Weiher (Kar) südl. Freudenstadt (KR).

leg. WIRTH 1968, 1977; an Gneisfelsen zwischen Wolfach und Schiltach, 350 m, 1978.

Reaktionen: K – bis schwach gelb: P desgl.!

Chemie:

Usninsäure, Zeorin (DAVIGNEAUD 1942), Usninsäure (ASAHINA 1943, LAMB 1951), Atranorin, Rangiformsäure und unbekannte Fettsäuren (LAMB & WARD 1974). Alte Belege zeigen im Herbar einen azurblauen oder weißen Filz, die verursachende Substanz

bezeichnen DAHL & KROG als „Destrictin“ AHTI meint, daß es sich um ein Diterpen handeln könnte, es ist aber nach HUNECK (1974) kein (-)-16-Hydroxykauran (Lit. bei LAMB & WARD).

***Stereocaulon* (SCHREB.) HOFFM.**

***Stereocaulon dactylophyllum* FLOERKE.**

*S. coralloides* FR., Abbildung 6.

Baden-Baden: zwischen Lichtental und Geroldsauer Wasserfall, leg. GMELIN, 1860–70 (STU!); Geroldsau, leg. BAUSCH 1864, auf Granit. – Bühlertal: auf Steinen am Wegrande, leg. HARMS 1979 (STU!); Herrenwies, auf Blöcken, leg. BRAUN (zit. nach BAUSCH). – Bad Herrenalb: an Wegstein zwischen Schweizerkopf und Stillwasserberg, 900 m, 1972. Bühl: Omerskopf bei Neusatzeck, c. ap., 820 m, 1969. – Hornisgrinde, über dem Mummelsee auf Sandstein, 1060 m, 1972. – Wildbad: desgl. oberhalb Poppeltal bei Enzklösterle, c. ap. 760 m, 1969. – Räumünzsch (Murgtal): an Felsen nahe Erbersbronn, c. ap., 400 m, 1977; auf Granit unterhalb Schwarzenbach-Talsperre, c. ap., 430 m, 1983. – Schwarzwaldhochstraße: an Sandstein am Schurkopf (südl. Schliiffkopf) 900 m, 1980. – Schönmünzsch (Murgtal): Sandstein am Schurmsee, 795 m, 1972. – Altensteig: Hochdorf, Tann-

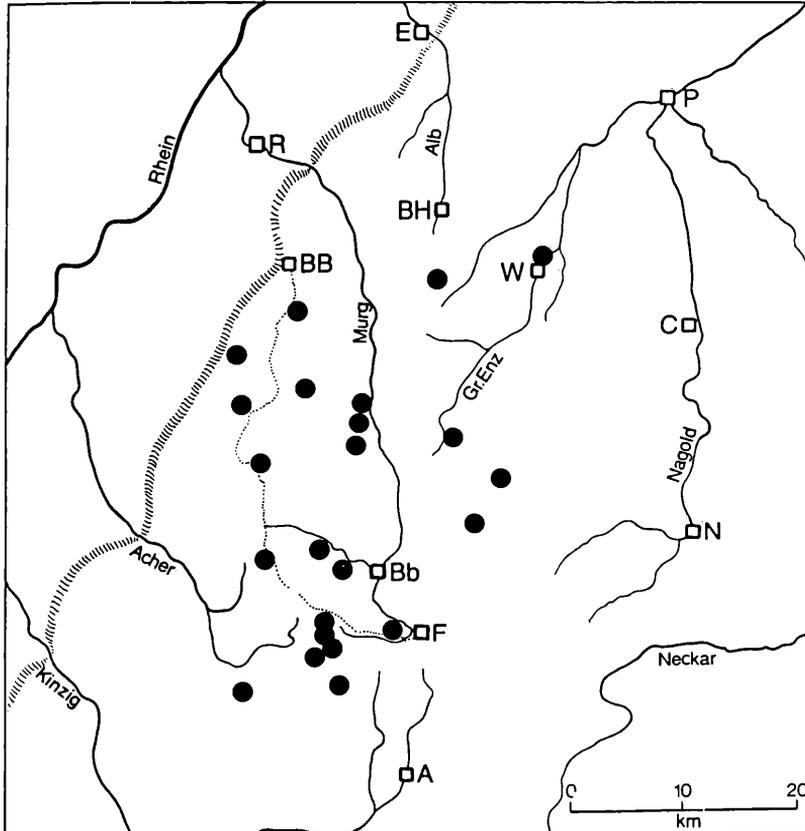


Abbildung 6. Karte der Fundorte von *Stereocaulon dactylophyllum* FLOERKE im Nordschwarzwald.

bachtal an Straßensteinen, 530–560 m, leg. WIRTH 1977 (STU!). – Baiersbrunn: Obertal, Sandsteinmauer, c. ap., leg. PUTZLER 1951 (KR!); Mittelaltal, Steinpfosten, 560 m, 1967. – Klosterreichenbach: Erzgrube, 555 m, leg. WIRTH 1977 (STU!). – Freudenstadt: Christophstal, leg. ROESLER 1826 (STU!); „bei Freudenstadt“, leg. PUTZLER 1947 (KR!); Kniebis: auf Lesesteinhaufen in Bad. K. häufig, c. ap., 900 m, 1980; desgl. beim Gasthof „Lamm“, c. ap., 920 m, 1968; desgl. an der Heimenhöhe, c. ap., 740 m, 1972; in K. mit *Lecidea lithophila* an Sandsteinmauer, leg. WIRTH 1968 (STU!). – Bad Rippoldsau: Holzwald, im Ort, c. ap., 600 m, 1983; desgl. zwischen Rosental und Holzwald, c. ap., 1965; desgl. bei Wolf, c. ap. 630 m, 1983; Wolfstal, Ausmündung des Dollenbachtals SW Burgbach, leg. WIRTH 1980 (STU!). – Gengenbach: auf Wegsteinen zwischen Oberharmersbach und Dorf Löcherberg, 440 m, 1972.

Reaktionen: P + gelb, dann orange! auch P –!

Chemie:

Atranorin, Stictin- und Norstictinsäure (RAMAUT 1962, RAMAUT & SCHUMACKER 1962). Stictinsäure = „Pseudopsoromsäure“ von ZOPF (1907). BACHMANN 1962 und HESS 1958 geben Atranorin und Norstictinsäure an.

Schwermetalle: LANGE & ZIEGLER (1963) fanden in der Flechte von Erzschlacken (Harz) und Basalt (Hoher Meißner, Hessen) folgende Fe- und Cu-Werte (in ppm):

auf Schlacke	Fe: 6000	Cu: 80
auf Basalt	250	35

#### ***Stereocaulon evolutum* GRAEWE.**

Bühl: Ottenhöfen, auf besonnten Porphyrfelsen unterhalb Eichhaldenfirst (Karlsruher Grat), ca. 700 m, leg. WIRTH 1968.

Reaktionen: P + schwach gelb oder P –!

Chemie:

Atranorin und Lobarsäure, Norstictinsäure (RAMAUT 1962).

#### ***Stereocaulon nanodes* TUCK.**

*Stereocladium tyroliense* NYL., weitere Synonyma vgl. bei LAMB 1977, S. 240!

Bühl: Herrenwies, zwischen Pflastersteinen vor der Kirche, 880 m, leg. WIRTH 1986 (STU!). – Freudenstadt: Kniebis, an Sandsteinmauer zwischen Holzwald und Wolf, 630 m, 1983, det. LAMB als *S. nanodes* f. *tyroliense* (NYL.) LAMB.

Hier soll noch ein Fund am Rande des Schwarzwaldes erwähnt werden. Karlsruhe: Sandstein-Gartenmauer (unter Eisengitter) in Durlach bei der Bergbahnstation am Fuße des Turmberges, 140 m, 1969 und in der Haldenwangstraße 1979. Beide Vorkommen sind heute noch vorhanden.

Pionierpflanze auf schwermetallhaltigen Substraten, nach GRUMMANN & POELT in Ausbreitung begriffen. Die Flechte ist sehr toxisch und unglaublich regenerationsfähig.

Reaktionen: P + schwach gelb oder P –!

Chemie

Atranorin 0,1%, Lobarsäure, gelegentlich eine deficient phase

mit Atranorin allein (HUNECK 1966). RAMAUT & SCHUMACKER (1962) geben an: Atranorin, Lobarsäure und Stictinsäure (Material heterogen?). Zahlreiche Schwermetalle: Zink, bis 3300 ppm auf Galmeiböden in Belgien (MAQUINAY et al. 1961). NOESKE (1970) gibt folgendes Spektrum an, polarographisch bestimmt in Material vom Harz, Halde am Eckenfels, leg. ULLRICH:

Blei	2747 ppm	Mangan	82 ppm
Eisen	9954 ppm	Zink	256 ppm
Kupfer	590 ppm	Antimon	266 ppm

Eigene Untersuchungen:

Messungen mittels der Inversvoltammetrie mit einem Polarograph von Metrohm E 626 konnten in der Abteilung Botanik des Staatl. Museum für Naturkunde Karlsruhe durchgeführt werden (Dr. HÖLZER). Geprüft wurde auf Blei, Cadmium, Cobalt, Kupfer, Nickel, Zinn und Zink. Eisen wurde mit einem Flammen-AAS bestimmt.

Der hohe Pb-Gehalt der Flechte vom Kniebis (1) könnte, weil an der Straße gelegen, von Autoabgasen herrühren. Die Durlacher Flechte (2, 3) enthält viel Eisen, Zink und Blei (Eisengitter! Wohl zeitweise mit blei- und zinkhaltiger Farbe gestrichen). Der herausragende Cu-Gehalt der Walliser Art (5) deutet auf den Gebrauch von Kupferbrühe für die Weinreben.

#### ***Stereocaulon paschale* (L.) HOFFM.**

Bühl: „an Felsen und aus Blöcken gebildeten Mauern in der Hundsbach bei der Herrenwiese“, leg. BRAUN und SEUBERT, o.J. – Oppenau: „an Granitfelsen bei Allerheiligen“, leg. BAUSCH (beide zit. nach BAUSCH 1869).

Neue Funde gibt es nicht. Im allgemeinen mehr im nördlichen Europa verbreitet. Belege vom Nordschwarzwald habe ich nicht gesehen. Die Art ist bei uns ausgestorben. Es ist auch nicht sicher, ob die alten Funde wirklich *S. paschale* im heutigen Sinne darstellen. Nach WIRTH (1980) früher selten, heute aber ausgestorben.

Reaktionen: P + schwach gelb oder P –!

Chemie:

Atranorin und Lobarsäure (ASAHINA & NONOMURA 1935; LAMB 1951, RAMAUT 1962). Gelegentlich tritt eine „deficient phase“ mit Atranorin allein auf (LAMB 1977). Triterpen Friedelin (BRUUN 1954), Ergosterol, Cholin, Polysaccharide, Aminosäuren u. a. vgl. bei CULBERSON et al. 1977!

#### ***Stereocaulon pileatum* Ach.**

*S. condensatum* var. *sorediferum* HARM. *Stereocladium tyroliense* BACHM., *S. saxonicum* (BACHM.) SCHADE, STOLLE & RIEHMER, Lich. Sax. Exs. XXXIII, Nr. 330 (1927).

Freudenstadt: Obertal bei Baiersbrunn, Steinmauer am Waldrand, leg. PUTZLER 1951 (KR!).

Gehört ebenfalls zu den toxischeren Arten, die in Städte und Industriebezirke eindringen, vgl. LAMB 1977!

Reaktionen: K–! P + schwach gelb!

Chemie:

Atranorin, Norstictin- und Lobarsäure (RAMAUT & SCHUMACKER 1962). Lobarsäure wurde von ZOPF (1901) in der Flechte aufgefunden, die er Stereocaulsäure nannte. Vergl. auch ASAHINA & SHIBATA 1954!

Tabelle 1. Schwermetallgehalte von *Stereocaulon nanodes* und *S. paschale*

	Pb	Cd	Co	Fe	Cu	Ni	Sn	Zn
<i>S. nanodes</i> 1	1320	0,3	8,5	7500	80	40	30	440
<i>S. nanodes</i> 2	310		2	5400	60	11	2,5	1272
<i>S. nanodes</i> 3	245	0,5	3,5	7100	79	44	25	560
<i>S. nanodes</i> 4	95	0,8	1,5	8500	15,6	0,8	6	120
<i>S. nanodes</i> 5	80	0,5	1	1705	254	3		98
<i>S. paschale</i> 6	0,4	1,9	0,5	2460	30	1,4	0,7	73

Werte in ppm pro g Trockengewicht.

Untersuchte Belege: (sämtlich leg. SCHINDLER, außer Nr. 5): 1. Freudenstadt: Kniebis 1983 (s. oben!). 2. Karlsruhe-Durlach 1979 (s. oben!). 3. Karlsruhe-Durlach 1983 (s. oben!). 4. Harz, Innerstetal, auf Schlacke 1977. 5. Schweiz, Wallis: Valmaggio-Camplo, auf waagerechten Holzstangen in Weingärten, leg. M. STEINER 1974. 6. Zum Vergleich: *S. paschale* (L.) HOFFM. Norwegen. Karajok, sandiger Waldboden 1974.

### *Stereocaulon tomentosum* Fr.

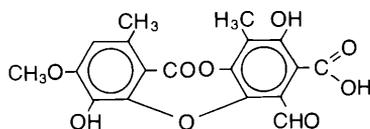
*S. magellanicum* (Th. Fr.) ZAHLBR.; *S. cupriniforme* NYL. Scheint bei uns im Aussterben zu sein.

Baden-Baden: auf Heiden bei Steinbach, leg. BRAUN; „hinter dem Geroldsauer Wasserfall“, leg. BAUSCH (zit. nach BAUSCH 1869). Belege nicht gesehen. – Wildbad: an Sandsteinmauer, leg. PUTZLER 1949 (KR!). – Freudenstadt: im Bergwald auf Granitgeröll bei Christophstal, leg. HEGELMAIER 1862 (STU!). – Schramberg: im Kienbachtal beim Lehngericht (ö. Welschdorf), leg. VAYHINGER 1910, det. LAMB 1974 (STU!).

Reaktionen: K und P + gelb! P + manchmal schwach orange!

#### Chemie:

Atranorin, Stictin- oder Lobarsäure (LAMB 1951, RAMAUT & SCHUMACKER 1962). Lobarsäure und Bourgeansäure (BRUUN 1973, in norwegischem Material). Nachprüfung von LAMB ergab weder Lobar- noch Bourgeansäure. Möglicherweise war das Material von BRUUN nicht einheitlich. Menegazziasäure (IV), ein  $\beta$ -Orcinol Depsidon = 3-Hydroxy-3-deformylstictinsäure, zuerst von HIRAYAMA et al. (1976) in *Menegazzia* gefunden. Herr Dr. SIPMAN machte mich dankenswerterweise (in litt.) auf das Vorkommen von Menegazziasäure in *S. tomentosum* aufmerksam. Nach LAMB (1977) existiert auch eine deficient phase mit nur Atranorin.



Menegazziasäure (IV)

#### Eigene Untersuchung:

DC-Prüfung mit Kieselgelplatte 60 F<sub>254</sub> (Merck); Fließmittel: Toluol: Äthylazetat: Ameisensäure 139:83:8; Detektion mit H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 10% (nach CULBERSON et al. 1981). Gefunden wurden: Stictinsäure, Menegazziasäure, Norstictinsäure und Atranorin. Im UV 254 nm sind alle Flecken dunkel auf gelbem Grund.

### Literatur

- ASAHINA, Y. (1938): Mikrochemischer Nachweis der Flechtenstoffe. 5. Mitt. – Jap. Bot., **14**: 39–44 (Sphaerophorin S. 39–40); Tokyo.
- ASAHINA, Y. (1938a): Desgl. 7. Mitt. – Ebenda, **14**: 318–323 (Lobarsäure).
- ASAHINA, Y. (1938b): Desgl. 8. Mitt. – Ebenda, **14**: 650–659 (Baeomycessäure).
- ASAHINA, Y. (1943): Lichenologische Notizen. 23. Mitt. – Ebenda, **19**: 279–83.
- ASAHINA, Y. (1943a): Desgl. 24. Mitt. – Ebenda, **19**: 301–311 (Stictinsäure).
- ASAHINA, Y. & HASHIMOTO, A. (1934): Untersuchungen über Flechtenstoffe. 37. Mitt. Über die Konstitution des Sphaerophorins. – Ber. chem. Ges., **67**: 416–420; Frankfurt.
- ASAHINA, Y. & NONOMURA, S. (1935): Desgl. 56. Mitt. Über die Konstitution der Lobarsäure. – Ber. chem. Ges., **68**: 1698–1704; Frankfurt.
- ASAHINA, Y. & SHIBATA, S. (1954): Chemistry of lichen substances. – 240 S.; Tokyo.
- ASAHINA, Y., TANASE, Y. & YOSIOKA, J. (1936): Untersuchungen über Flechtenstoffe. 63. Mitt. Über die Bestandteile der *Baeomyces*-Arten. – Ber. chem. Ges., **69**: 125–127; Frankfurt.
- ASAHINA, Y., YANAGITA, M. & YOSIOKA, J. (1936a): Desgl. 57. Mitt. Über Stictinsäure III. – Ber. chem. Ges., **69**: 1370–1375; Frankfurt.
- BACHMANN, E. (1926): *Stereocladium tirolense* NYL., eine selbständige *Stereocaulonspecies*. – Hedwigia, **66**: 157–162; Dresden.
- BACHMANN, E. (1927): Nochmals *Stereocladium tirolense* NYL. – Ebenda, **67**: 99–109.
- BAUSCH, W. (1869): Übersicht der Flechten des Großherzogtums Baden. – 246 S.; Karlsruhe.
- BODO, B., HEBRAD, P., MOHLO, L. & MOHLO, D. (1973): Un nouvel acide aliphatique des lichens *Desmaziera evernioides* et *Ramalina bourgeana*. – Tetrahedron letters, **18**: 1631–1634; London.
- BLIX, G. & RYDLIN, H. (1932): Über das Vorkommen von Ergosterin und D-Vitamin in der Renntierflechte. – Acta Soc. Med. Upsal., **37**: 333–340; Uppsala.
- BOHMANN, G. (1968): Chemical studies on lichens. 11. Anthraquinones from *Nephroma laevigatum*. – Ark. Kemi, **30**: 217–223; Stockholm.
- BOHMANN, G. (1969): Anthraquinones from the genus *Caloplaca*. – Phytochemistry, **8**: 1829–1830; Oxford.
- BRUUN, T. (1954): Triterpenoide in lichens. The occurrence from Friedelin and epi-Friedelin. – Acta Chem. Scand., **8**: 71–75; København.

- BRUUN, T. (1973): Bourgean acid in the lichen *Stereocaulon tomentosum*. – *Ebenda*, **27**: 3120.
- BRUUN, T., HOLLIS, D. P. & RYHAGE, R. (1965): The constitution of fragilin. – *Ebenda*, **19**: 839–844.
- CULBERSON, CH. F. (1969): Chemical and Botanical Guide to lichen products. – 628 S.; Chapel Hill.
- CULBERSON, CH. F. (1970): Supplement to „Chemical and Botanical Guide to lichen products“ – 400 S.; Chapel Hill (North Carolina). Vgl. auch *The Bryologist*, **73**: 177–317.
- CULBERSON, CH. F., CULBERSON, W. L. & JOHNSON, A. (1977): Second Supplement to Chemical and Botanical Guide to lichen products. – Missouri Botanical Garden, 377 S.; St. Louis.
- CULBERSON, CH. F., CULBERSON, W. L. & JOHNSON, A. (1981): A standardized TLC analysis of  $\beta$ -Orcinol Depsidones. – *Bryologist*, **84**: 16–29, Carbondale.
- DAHL, E. & KROG, H. (1973): Makrolichens of Denmark, Finland, Norway and Sweden. – 185 S.; Oslo–Bergen–Tromsø.
- DEGELIUS, G. (1935): Das ozeanische Element der Strauch- und Laubflechtenflora von Skandinavien. – 411 S.; Uppsala (*Acta phytogeographica suecica VII*).
- DUVIGNEAUD, P. (1942): Contribution à l'étude systématique et chimique du genre *Stereocaulon*. – *Biol. Jaarb.*, **9**: 80–98; Antwerpen.
- FUTSCHIG, J. (1973): Über das Vorkommen der Flechte *Baeomyces placophyllus* ACH. (Meth. Lich. 323/1803) in Hessen. – *Jber. Wetterau. Ges. Naturkde.*, **123–124**: 33–40; Hanau.
- GRUMMANN V. & POELT, J. (1972): Das Naturschutzgebiet Pfaueninsel in Berlin-Wannsee. – *Sitzber. Ges. Naturf. Freunde Berlin*, N. F., **12**: 87–105.
- HALE, M. E. (1969): How to know the lichens. – 246 S.; Dubuque, Iowa.
- HAWKSWORTH, D. L. (1975): The changing lichenflora of Leicestershire. – *Trans. Leicester Lit. Phil. Soc.*, **68**: 32–56; Leicester.
- HENRIKSSON, E. (1968): Carotenoide extracted from mycobionts of *Collema tenax*, *Baeomyces roseus* and some other lichens. – *Svensk Bot. Tidskr.*, **62**: 441–447; Uppsala.
- HESS, D. (1952): Über die Papierchromatographie von Flechtenstoffen. – *Planta*, **52**: 65–76; Berlin.
- HIRAYAMA, T., FUJIKAWA, F., YOSIOKA, I. & KITAGAWA, I. (1976): On the constituents of the lichen genus *Menegazzia*. *Menegazziaic acid*, a new depsidone from *Menegazzia asahinae* (YAS. ex ZAHLBR.) SANT. and *Menegazzia terebrata* (HOFFM.) MASS. – *Chem. and pharm. Bull.*, **24**: 2340–2344; Tokyo.
- HUNECK, S. (1966): Inhaltsstoffe von *Lecanora handelii* STEINER und *Stereocaulon nanodes* TUCK. – *Zeitschr. f. Naturf.*, **21 B**: 199–200; Wiesbaden, Tübingen.
- HUNECK, S. (1974): Sekundärstoffe einiger *Stereocaulon*-Arten. *Phytochem.*, **13**: 2313–2314; Oxford.
- KARSHAV, K. (1963): Lichens. – *Endeavour*, **22**: 65–69; London.
- KOLLER, G. & MAASS, A. (1935): Über einen Inhaltsstoff von *Baeomyces roseus* PERS. – *Monatsh. Chem.*, **66**: 57–63; Sitzber. Akad. Wiss. Wien, **144**: 189–195; Wien.
- KROG, H., ØSTHAGEN, H. & TØNSBERG, T. (1980): Lavflora. Norske busk – og bladlav. – 312 S.; Oslo, Bergen, Tromsø.
- LAMB, I. M. (1951): On the morphology, physiology and taxonomy of the lichen genus *Stereocaulon*. – *Can. J. Bot.*, **29**: 522–584; Ottawa.
- LAMB, I. M. & WARD, A. (1974): A preliminary conspectus of the species attributed to the imperfect lichen *Leprocaulon* NYL. *J. Hattori Bot. Lab.*, **38**: 499–553; Mikazaki, Kyushu.
- LAMB, I. M. & WARD, A. (1978): Keys to the species of the lichen genus *Stereocaulon* (SCHREB.) HOFFM. – *Ebenda*, **44**: 209–250.
- LAMBINON, J. (1964): *Stereocaulon nanodes* TUCK. en Wallonie et en Rhénanie. *Lejeunia*, n. s., **27**: 1–8; Liège.
- LAMBINON, J., MAQUINAY, A. & RAMAUT, J. L. (1964): La teneur en zinc de quelques lichens des terrains calaminaires belges. – *Bull. Jardin Bot. Bruxelles*, **34**: 273–282; Bruxelles.
- LANGE, O. L. & ZIEGLER, H. (1963): Der Schwermetallgehalt von Flechten aus dem Acarosporium sinopicae auf Erzschlackenhaldden des Harzes. I. Eisen und Kupfer. – *Mitt. flo.-soz. Arbeitsgem.*, N. F., **10**: 156–183; Stolzenau/Weser.
- LETTAU, G. (1940): Flechten aus Mitteleuropa III. u. IV. – *Feddes Repert. spec. nov. regni veget.*, Beih., **119**: 127–202; Berlin.
- LINDSAY, D. C. (1972): Notes on antarctic lichens: VII: The genus *Sphaerophorus* PERS. – *Brit. antarct. Surv. Bull.*, **28**: 43–48; London.
- LYE, K. A. (1969): The distribution and ecology of *Sphaerophorus melanocarpus*. – *Svensk. Bot. Tidskr.*, **63**: 300–318; Uppsala.
- MAQUINAY, A., LAMB, I. M. & RAMAUT, J. L. (1961): Dosage du zinc chez un lichen calaminaire belge: *Stereocaulon nanodes* TUCK. f. *tyroliense* (NYL.) LAMB, M. – *Physiol. Plant.*, **14**: 284–289.
- NEEB, R. (1969): Inverse Polarographie und Voltammetrie. – 256 S.; Weinheim.
- NOESKE, R. et al. (1970): Konzentration und Lokalisierung von Schwermetallen in Flechten der Erzschlackenhaldden des Harzes. – *Dtsch. Bot. Ges., Vortr. aus d. Gesamtgeb. d. Bot.*, N. F. **4**: Flechtensymposium 1969: 67–79; Berlin.
- OHLSON, K. (1974): A revision of the lichen genus *Sphaerophorus*. – Thesis. Michigan State University.
- RAMAUT, J. L. (1962): Contribution à l'étude chimique du genre *Stereocaulon* par chromatographie de partage sur papier. II. *Stereocaulon europécns*. – *Rev. bryol. lichénol.*, **31**: 251–255; Paris.
- RAMAUT, J. L. & SCHUMACKER, R. (1962): Étude par chromatographie de partage sur papier des acides lichéniques des espèces du genre *Stereocaulon*. I. *Stereocaulon* belges. – *Lejeunia*, n. s., **4**: 1–7; Liège.
- REHM, A. (1971): A chemical study of *Sphaerophorus globosus* and *S. fragilis*. – *Bryologist*, **74**: 199–202; Carbondale.
- SANTESSON, J. (1965): Studies on chemistry of lichens. 24. Thin-layer-chromatography of aldehyd aromatic lichen substances. – *Acta Chem. Scand.*, **19**: 2254–2256; København.
- SCHADE, A. (1967): Über das Vorkommen von Calciumoxalat-Exkreten in Bodenflechten der Kiefern-Heidewälder usw. – *Abh. & Ber. d. Naturkde. Mus. Görlitz*, **42**: 1–20; Görlitz.
- SCHINDLER, H. (1937): Beiträge zur Geographie der Flechten III. Die Verbreitung von *Baeomyces placophyllus* ACH. Deutschland. – *Ber. Dtsch. Bot. Ges.*, **55**: 530–539; Berlin.
- SCHINDLER, H. (1970): Über das Vorkommen von *Sphaerophorus melanocarpus* (SW.) DC. im nördlichen Schwarzwald. – *Beitr. naturk. Forsch. SüdwDtl.*, **29**: 111–114; Karlsruhe.
- TAYLOR, R. M. (1972): The lichen genus *Baeomyces* in the West Indies. – *J. Hattori Bot. Lab.*, **35**: 303–311; Tokyo.
- THOMSON, J. W. (1967): The lichen genus *Baeomyces* in North America north of Mexico. – *Bryologist*, **70**: 285–298; Carbondale.
- WIRTH, V. (1980): Flechtenflora. – 552 S.; Stuttgart.
- WIRTH, V. (1987): Die Flechten Baden-Württembergs. Verbreitungsatlas. – 528 S.; Stuttgart.
- ZOPF, W. (1898): Zur Kenntnis der Flechtenstoffe. 5. Mitt. – *Justus Liebigs Annal. Chem.* – 322–357; Leipzig (Sphaerophorin).
- ZOPF, W. (1901): Desgl. 7. Mitt. – *Ebenda*, **317**: 110–145.
- ZOPF, W. (1905): Desgl. 14. Mitt. – *Ebenda*, **340**: 276–309.
- ZOPF, W. (1907): Die Flechtenstoffe in chemischer, botanischer, pharmakologischer und technischer Beziehung. – 449 S.; Jena.

ANGELIKA SCHWABE

# Syndynamische Prozesse in Borstgrasrasen: Reaktionsmuster von Brachen nach erneuter Rinderbeweidung und Lebensrhythmus von *Arnica montana* L.

## Kurzfassung

In den Jahren 1978–1988 wurden syndynamische Prozesse auf einer bis 1982 brachliegenden und dann extensiv wiederbeweideten Flügelginster-Weide im mittleren Schwarzwald studiert. Eingesetzte Methoden waren: Dauerflächen-Untersuchungen, Vergleiche mit pflanzensoziologischen Aufnahmen aus dem Jahre 1978, sigmasoziologischer Vergleich 1979–1988 und Mikrokartierungen.

Es lassen sich als Folge der Beweidung Abnahmen von *Arnica montana*, *Deschampsia flexuosa*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Antennaria dioica*, *Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens* u. a. sowie Zunahmen von *Danthonia decumbens*, *Nardus stricta*, *Festuca nigrescens* u. a. nachweisen. Die Zahl der ausgebildeten Blütenstände von *Arnica montana* und *Pseudorchis albida* nahm um bis zu 83 % (*Arnica*) und um fast 100 % (*Pseudorchis*) ab.

Vergleichende Untersuchungen zur Biologie von *Arnica montana* im Schwarzwald ergaben, daß *Arnica* in beweideten Flächen und Brachen unterschiedliche Wuchsformen hat. Es zeigen sich Unterschiede in der Blattgröße, der Rhizomorphologie und im Blütenstandsreichtum. Unter anderem durch häufiges Absterben von Knospen der Mutterachsen an beweideten Stellen kommt es zur Bildung von verzweigten, horizontal verlaufenden Rhizomen und Adventivrosetten mit geringer Blattgröße; in Brachen bildet die Pflanze Vertikalrhizome. Eine generative Verjüngung ist nur an lückigen Stellen beobachtbar. Für die langfristige Erhaltung blütenstandsreicher *Arnica*-Populationen ist in montanen Schwarzwaldlagen eine sehr extensive Staffei-Rinderbeweidung (0,7 GVE/ha) verbunden mit zeitweiliger Auszäunung am günstigsten.

Eine immissionsbedingte Zunahme von Stickstoffgeignern läßt sich zum jetzigen Zeitpunkt im Untersuchungsgebiet nicht nachweisen.

## Abstract

### Syndynamic processes in Nardo-Callunetea communities: – changes in fallow land after renewed cattle grazing and life history of *Arnica montana* L.

During 1978–1988 different methods were applied to study syndynamic processes on a Festuco-Genistetum sagittalis stand within the middle part of the Black Forest on land which was fallow until 1982 and which was thereafter extensively grazed again.

The following methods were applied: investigations of permanent plots, comparisons with phytosociological relevés from 1978, sigmasociological comparisons from 1979–1988 and micro mappings.

It was ascertained that resulting from the same grazing some plants were decreased (e. g. *Arnica montana*, *Deschampsia flexuosa*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Antennaria dioica*, *Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens* and others) while others increased (*Danthonia decumbens*, *Nardus stricta*, *Festuca*

*nigrescens*). The number of existing inflorescences of *Arnica montana* decreased by max. 83 % and those of *Pseudorchis albida* decreased by almost 100 %. Changes also took place in the structure of the vegetation complexes due to the occurrence of vegetation types typical for grazing land.

Comparative investigations of the biology of *Arnica montana* in the southern and the middle parts of the Black Forest showed that *Arnica* is characterized by different growth forms in grazed and non-grazed areas. In fallow land the average of leaf size is 51,1 cm<sup>2</sup> (43,4–58,2 cm<sup>2</sup>), within grazed areas 13,5 cm<sup>2</sup> (9,5–16,5 cm<sup>2</sup>). Differences were also found regarding the morphology of the rhizome and the richness of inflorescences. Due to frequent dying of the buds at the prime axis of *Arnica* on grazed areas, ramified plagiotrope rhizomes and adventive-rosettes with small leaves were formed. In fallow land *Arnica* forms orthotrope rhizomes. A generative establishing could only be observed where gaps exist.

To maintain rich flourishing *Arnica* populations in the mountainous areas of the Black Forest a very extensive, staggered cattle grazing (0,7 adult animals per ha) with temporal fencing out would be favourable. This also applies to *Pseudorchis albida* and the biocoenosis of Festuco-Genistetum sagittalis in general.

The patterns caused by grazing are very distinctly shown by micro successions of dung patches. Such patches have been studied at several stands within the Black Forest. Remains of faeces were examined as to germinating diaspores.

At the present time an increase in nitrogen indicators as a result of immissions cannot be demonstrated for the research area.

## Autor

Priv.-Doz. DR. ANGELIKA SCHWABE, Biologisches Institut II/ Geobotanik der Universität, Schänzlestraße 1, D-7800 Freiburg i. Br.

Inhalt		Mosaikeffekte durch die Beweidung: Wiederbesiedlungsstadien von Rinderfaeces	63
1. Einleitung	47	7. Zusammenfassende Beurteilung der Auswirkungen der Rinderbeweidung	66
2. Untersuchungsgebiet und seine Sonderstellung	47	8. Pflege der Rohrhardsberg-Gipfelregion innerhalb des Extensivierungsprogramms der Landesregierung Baden-Württemberg	66
3. Methoden	49	9. Literatur	67
4. Ergebnisse	49		
4.1 Dauerflächen	49		
4.2 „Null-Flächen“	56		
4.3 Aktualistischer Vergleich	56		
4.4 Sigmasoziologischer Vergleich	58		
4.5 Literaturvergleich: Stickstoff-Ansprüche von Arten, die Mengenveränderungen nach Beweidung zeigten	58		
5. Der Lebensrhythmus von <i>Arnica montana</i> in beweideten und brachliegenden Flächen	58		

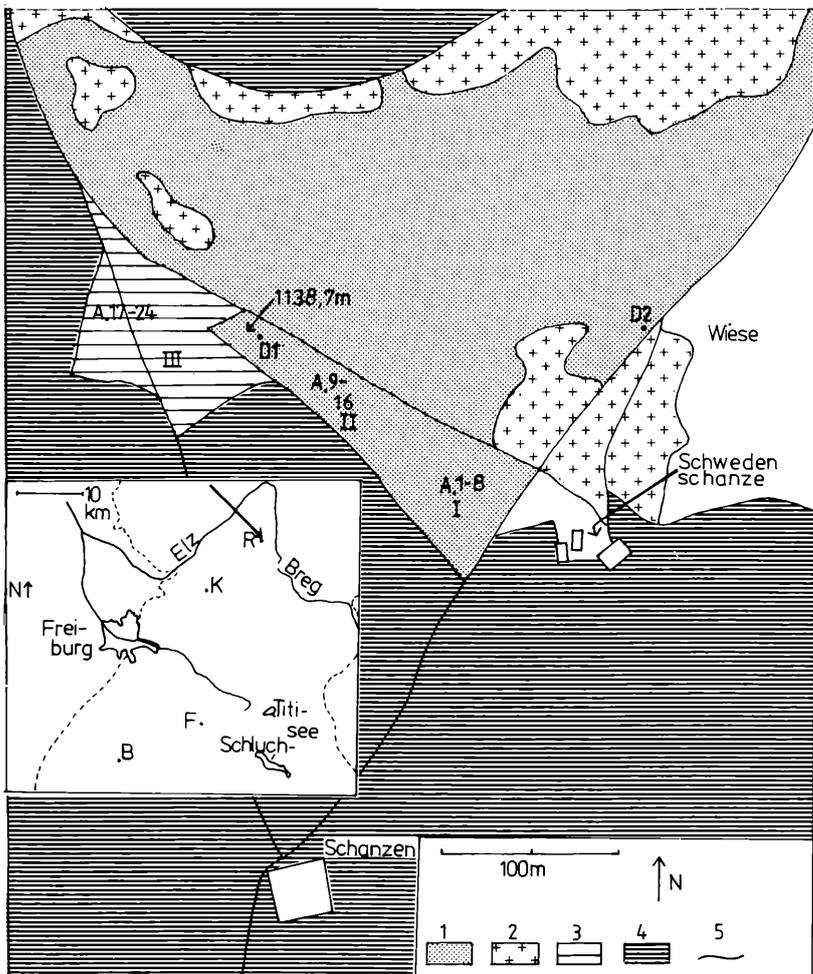


Abbildung 1. Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes Rohrhardsberg im Mittleren Schwarzwald.

1 Festuco-Genistetum sagittalis; 2 Gehölzgruppen (vorwiegend Fichte); 3 jüngere Aufforstungen (1972) mit *Arnica*-reichen Brachestadien; 4 ältere Aufforstungen; 5 Wege.

I stärker beweidete Bereiche (Tab. 2, Aufn. 1–8); II schwächer beweidete Bereiche (Tab. 2, Aufn. 9–16); III Brache (Tab. 2; Aufn. 17–24). D = Dauerfläche. Kleines Kärtchen: R = Rohrhardsberg, K = Kandel, F = Feldberg, B = Belchen. Gestrichelt: Schwarzwaldgrenze.

## 1. Einleitung

Parallel zu Untersuchungen über Sukzessionsprozesse in brachliegenden Borstgrasrasen (SCHWABE, KRATOCHWIL & BÄMMERT i. Dr.) konnte auch die Frage nach Veränderungen der Vegetation bei extensiver Wiederbeweidung von Borstgrasrasen-Brachen bearbeitet werden. In dem ausgewählten seit 1982 brachliegenden Untersuchungsgebiet am Rohrhardsberg (Abb. 1) wurde (mit finanziellen Zuschüssen des Landes Baden-Württemberg) seit 1983 nur extensiv mit Rindern beweidet, so daß es möglich war, die Umwandlung einer jungen Brache des Festuco-Genistetum sagittalis typicum in eine beweidete Ausbildung dieser Gesellschaft zu verfolgen. Der Umwandlungsprozeß von Borstgrasrasen ohne Düngezeiger („typicum“) über Untergesellschaften mit Düngezeigern („trifolietosum“) zu Fettweiden des Alchemillo-Cynosuretum hat sich in den letzten 40 Jahren im Schwarzwald vielfach vollzogen (z.B. SCHWABE-BRAUN 1979a: Abb. 6, HOBOHM & SCHWABE 1985); über die feineren selektiven Wirkungen der Rinderbeweidung auf Brachen in einem relativ kurzen Zeitraum (5 Jahre) ist für die ungedüngte Ausbildung der Flügelginster-Weide jedoch wenig bekannt.

Auch die Versuchsansätze von SCHIEFER (1981), der u. a. mehrere Untersuchungsflächen im Festuco-Genistetum trifolietosum auf ihre Entwicklung z. B. bei Beweidung und natürlicher Sukzession analysierte (s. auch SCHREIBER & SCHIEFER 1985, SCHREIBER 1986), enthalten die Kombination Brache / nachfolgende Rinderbeweidung nicht.

Gerade für Borstgrasrasen, die in das Extensivierungsprogramm des Landes Baden-Württemberg einbezogen wurden und die für den Biotop- und Artenschutz be-

sonders wertvoll sind, ist die Frage, ob Pflege durch Beweidung notwendig ist, von Wichtigkeit, und es sollten u. a. wissenschaftliche Grundlagen über die Entwicklung von Lebensgemeinschaften und Rote-Liste-Arten in brachliegenden/beweideten Flächen vorliegen. Dieser Anspruch kann durch allgemeine Erörterungen (s. z. B. BRIEMLE 1988) nicht erfüllt werden.

Schließlich stellt sich die Frage, ob in einem Gebiet mit so starken Immissionsschäden, wie sie in den Wäldern der Rohrhardsberg-Region auftreten, z. B. N-Immissionen auch ohne Nährstoffzufuhr die Rasenvegetation durch Rinderbeweidung verändern. Für die Beantwortung war es wichtig, daß aktuell noch Brachen der Flügelginster-Weide im Untersuchungsgebiet vorhanden sind (Abb. 1).

Herr Forstdirektor L. HENEKA, Triberg, stellte mir großmaßstäbliche Karten und Luftbilder zur Verfügung, Herr Dipl.-Biol. M. KLATT fertigte eine Tuschezeichnung des *Arnica*-Rhizoms (Abb. 8a) an. Beiden sei herzlich für ihre Hilfe gedankt.

## 2. Das Untersuchungsgebiet und seine Sonderstellung

Bei einer Bestandsaufnahme von Nardo-Callunetea-Gesellschaften des Schwarzwaldes und der Weidfeld-/Reutfeld-Vegetationskomplexe in den Jahren 1977–1979 wurden im mittleren Schwarzwald nur noch wenige Beispiele für diese einst weit verbreiteten extensiven Nutzungsformen gefunden (SCHWABE 1980). Es konnte noch die charakteristische Höhenstufung herausgearbeitet werden: Im einstigen Gebiet des Reutfeldbaus (s. WILMANN et al. 1979) mit einer über Jahrhunderte betriebenen Brandfeldbau-Weide (gebietsweise auch Wald) -Wechselwirtschaft kommen *Sarothamnus scoparius*-reiche Vegetationskomplexe vor, die oberhalb der Grenze des ehemaligen Ackerbaus bei ca. 800 m ü. M. von Flügelginster-Weiden (Festuco-

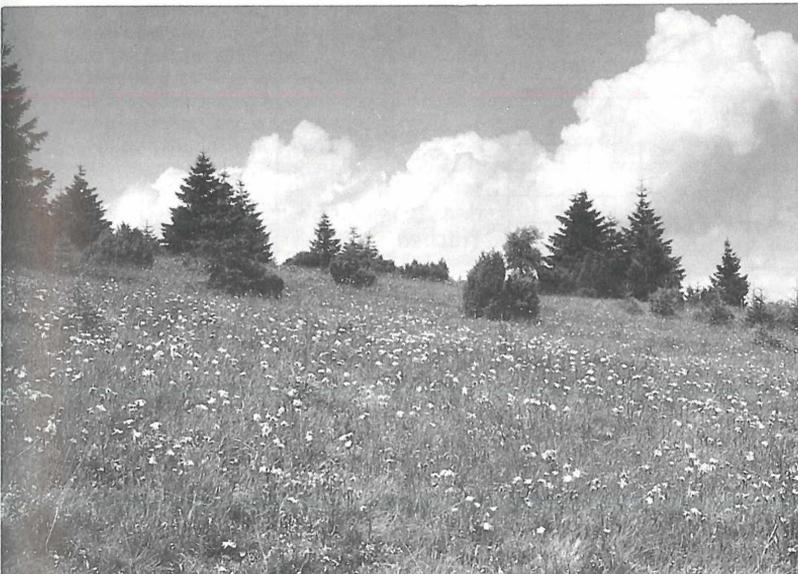


Abbildung 2. *Arnica montana*-Blühaspekt der brachliegenden Flügelginster-Weide am Rohrhardsberg im Jahre 1978 (10. 7. 1978).

*Genistetum sagittalis*) abgelöst werden. Es wurden in den Jahren 1977–1980 im Rahmen der Biotopkartierung Baden-Württembergs (WILMANNNS et al. 1978, WILMANNNS & KRATOCHWIL 1983) die einzigen noch verbliebenen großflächigeren Flügelnster-Weiden im mittleren Schwarzwald (Kostgefäll und Rohrhardsberg) der Wertklasse A (hervorragendes Gebiet), Häufigkeit 1 (nur 1–2 Gebiete in der naturräumlichen Haupteinheit) zu geordnet.

Das Gebiet Rohrhardsberg, gelegen an der Nahtstelle des durch rhenanische Erosion tief zerfurchten westlichen Schwarzwaldes und dem durch die Donau geprägten östlichen Hochflächen-Schwarzwald, hat neben der Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz auch eine pflanzengeographische Sonderstellung: Die noch verbliebenen Borstgrasrasen der wenig geneigten Hochflächen-Gipfelregion, 1100–1140 m ü. M. gelegen und nach randlichen Fichtenaufforstungen noch 6 ha deckend, werden von *Vaccinium uliginosum*-Fazies durchsetzt. Die Rauschbeeren-Bestände sind im Bereich der Weidfelder charakteristisch für den Ostschwarzwald und besiedeln Standorte mit Kaltluftstau, langer Schneebedeckung und zeitweise schlechtem Bodenwasserabfluß. Neben diesem arktisch-nordisch-alpischen Florenelement kommt am Rohrhardsberg (gerade noch) die subatlantisch-submediterrane verbreitete *Genista pilosa* vor.

Eine weitere Übergangsstellung des Gebietes zeigt sich zwischen den montanen Borstgrasrasen des *Violion caninae* und den hochmontan-subalpinen des *Nardion*. So sind die Bestände zwar (noch) als *Festuco-Genistetum sagittalis* zu klassifizieren, aber *Viola canina* fehlt, und *Pseudorchis albida* (mit Schwerpunkt im *Nardion*) kam 1978 in den damals nicht beweideten

Flächen zu besonders üppiger Entfaltung und zu reichem Blüh- und Fruchtansatz.

Die Flügelnster-Weiden der Rohrhardsberg-Gipfelregion wachsen auf Moder-Braunerde, der A-Horizont ist sehr humos, die Bodenart als sandiger Lehm einzustufen.

Im Mai 1982 wurde im Bereich der Gipfelregion Gülle ausgebracht; damals zeigten sich große Schäden der *Calluna*-Bestände (die z. T. jedoch auf Frostschäden zurückzuführen waren.) Seit 1983 wird die Fläche wieder mit Rindern beweidet, jedoch mit geringer Besatzdichte von knapp 1 Großvieheinheit (GVE)/ha. Die Güllespritzung wiederholte sich nicht.

Seit 1987/88 konnte die Rohrhardsberg-Gipfelregion in das Extensivierungsprogramm des Landes Baden-Württemberg einbezogen und die seit 1983 übliche Bewirtschaftung festgeschrieben werden (keine Düngung, Besatzdichte von höchstens 1 GVE/ha).

Es ergab sich am Rohrhardsberg nun die Möglichkeit, die syn-dynamischen Prozesse in einem montanen Borstgrasrasen zu verfolgen, der mehrere Jahre brachgelegen hatte und dann wieder beweidet wurde. Besonderes Gewicht sollte dabei die Beobachtung der *Arnica*-Bestände haben, da bis zum Jahre 1982 hier die schönste *Arnica*-Blühfazies im montanen Schwarzwald zu beobachten war. (Abb. 2).

Es konnten für die genaue Dokumentation verschiedene Methoden eingesetzt werden, solche, die mit kleinen und mit größeren Probeflächen arbeiten. So stellen auch GIBSON et al. (1987) bei ihren Untersuchungen über schafbeweidete Flächen fest: „no one sampling method detected the full range of effects.“ Auch WILMANNNS (i. Dr.) weist auf die oft nur punktuelle Aussage bei Dauerflächen-Untersuchungen hin.

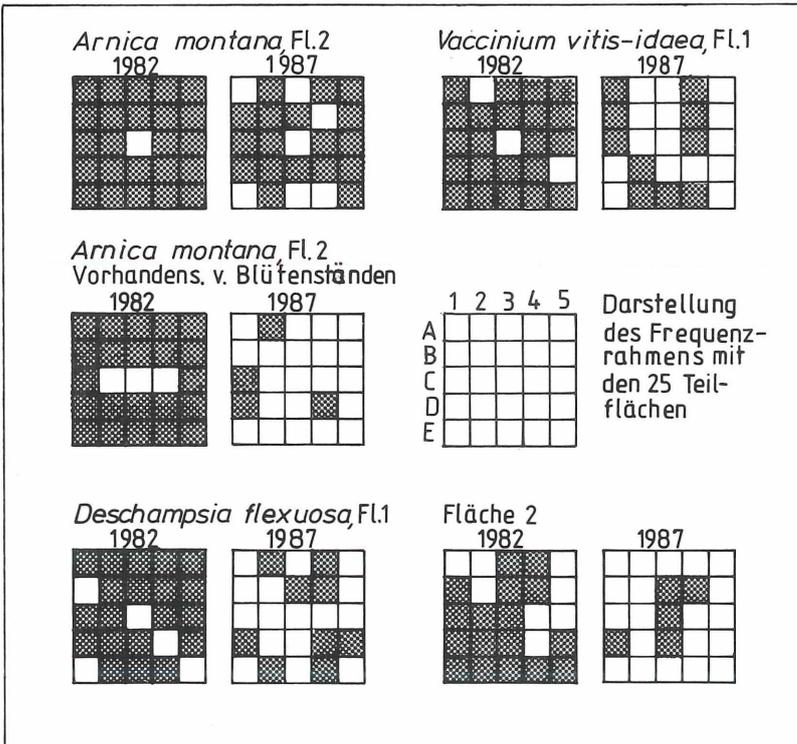


Abbildung 3. Darstellung des Frequenzrahmens und Änderung der Feinverteilung ausgewählter Sippen in Dauerflächen 1 und 2.

### 3. Methoden

**Dauerflächen:** Zur möglichst objektiven Dokumentation wurden nach der Güllespritzung (Mai 1982) im Juli 1982 zwei Dauerflächen von 1 m<sup>2</sup> Größe angelegt, die durch Auflegen eines Rahmens in 25 Teilquadrate von 20 x 20 cm Größe unterteilt werden können (Abb. 3). Es wurde jeweils der Gesamtartenbestand in den Teilquadraten aufgenommen (ohne Mengenschätzung) und das Vorkommen der einzelnen Arten als Frequenz (1–25) angegeben. Auch die Feinverteilung der Arten kann für jede Teilfläche dargestellt werden. Parallel fand eine Schätzung der 1 m<sup>2</sup>-Fläche mit der BRAUN-BLANQUET-Skala statt (bei *Arnica* genaue Prozentschätzung). Durch das aufgelegte Feinraster der 25 Teilflächen konnten im Falle von *Arnica* die Genauigkeiten einer Prozentschätzung auf einen Schätzfehler von höchstens 5% begrenzt werden.

Das Frequenzverfahren wurde bereits von WILMANN für die Kontrolle schafbeweideter Flächen im Leontodonto-Nardetum des Feldbergs eingesetzt (WILMANN & MÜLLER 1976, 1977). Die Anwendung des Frequenzverfahrens, kombiniert mit einem Schätzverfahren für die Einzelquadrate, wie es von FISCHER (1985) auf den Neuböschungen des Kaiserstuhles verwendet wurde, ist in lückigen Vegetationseinheiten und in Grünlandbrachen zu empfehlen, in den stärker befressenen Partien der beweideten Flächen jedoch nicht praktikabel.

Es war im Jahre 1982 nicht möglich, unbeweidete „Null-Flächen“ anzulegen; als solche können jedoch Brachestreifen jenseits des Zaunes (z. B. direkt neben Dauerfläche 2 gelegen) dienen sowie Restbestände von Zwergstrauchfazies, die vom Vieh praktisch nicht begangen werden. Ein Vergleich mit Aufnahmen dieser Fazies aus dem Jahre 1978 soll geführt werden.

**Aktualistischer Vergleich:** Erst im Laufe der Beweidungsperiode seit 1983 hat sich ein bestimmtes Muster von „Beliebtheitsplätzen“ des Viehs herausgebildet; diese Flächen liegen vor allem im östlichen Teil der Gipfelregion (Abb. 1). Der westliche Teil (mit der Dauerfläche 1) wird schwächer beweidet. Es wurde nach einer relativ schnell durchführbaren Methode gesucht, die es erlaubt, gezielt die stärker beweideten Bereiche zu untersuchen. Ein aktualistischer Vergleich bot sich an; dieser war möglich, weil im Gipfelbereich – unter sich entsprechenden abiotischen Standortbedingungen – ein diverses Nutzungsmuster vorhanden ist, bestehend aus 1. stärker beweideten Zonen im gezäunten Bereich, 2. schwächer beweideten Zonen in abgelegenen Teilen der Gipfelregion innerhalb des Zaunes, 3. einer Brache in einer schlechtwüchsigen Fichtenaufforstung. Diese Aufforstung stammt aus dem Jahre 1972, z. T. wurde in den folgenden Jahren nachgepflanzt. Dennoch sind noch viele offene Bereiche vorhanden, die sich für einen Vergleich eignen. Ein geringer Störeffekt (Lagern und Betreten durch Wanderer) ist vorhanden.

Das diverse Nutzungsmuster im Gipfelbereich bot auch die Möglichkeit, kleinräumig *Arnica*-Populationen bei unterschiedlichem Beweidungseinfluß zu studieren.

**Sigmasoziologischer Vergleich:** Eine bisher noch nicht angewendete Methode ist der Vergleich mit alten Vegetationskomplex-Aufnahmen (in diesem Falle aus dem Jahre 1978). Hier ergibt sich die Möglichkeit, für eine größere Fläche von ca. 5 ha Größe zu prüfen, ob sich die Zusammensetzung des Vegetationskomplexes geändert hat. Dies ist ein schnell durchzuführendes Verfahren; entsprechende Vergleiche lassen sich mit sehr viel Arbeitsaufwand bei Vegetationskartierungen mehrerer Jahre führen. Bei Kartierungen können zwar einerseits sehr viel genauere Angaben über Flächenveränderungen gemacht werden als bei sigmasoziologischen Vergleichen, andererseits erfaßt man jedoch aus Maßstabsgründen nicht immer diagno-

stisch wichtige und nur kleinflächig auftretende Gesellschaften. **Studium von *Arnica*-Populationen:** Im Laufe der Untersuchungen fielen morphologische Unterschiede zwischen den *Arnica*-Populationen, abhängig von der Beweidungsintensität, auf. Diese wurden daraufhin vergleichend genauer untersucht; ergänzend fanden auch Analysen z. B. der Blattgrößen und unterirdischen Organe in *Arnica*-reichen Weiden des Südschwarzwaldes statt.

**Studium von Vegetationslücken:** Vor allem nach Auswertung der Ergebnisse des aktualistischen Vergleiches zeigte sich, daß temporäre Vegetationslücken in den beweideten Flächen eine große Rolle spielen. Für die Entstehung von Vegetationslücken sind im Gebiet Rinderfaeces von entscheidender Bedeutung. Es wurden daher Wiederbesiedlungsstadien an Stellen mit zersetzten Faeces in Mikrokartierungen festgehalten und auch Faeces entfernt und die Wiederbesiedlung verfolgt. Außerdem konnte die Entwicklung von 7 abgedeckten Keimchalen mit je 150 g Faeces, vermischt mit Diasporen-freiem Mineralboden, 6 Monate auf sich entwickelnde Keimlinge kontrolliert werden.

## 4. Ergebnisse

### 4.1 Dauerflächen

Dauerfläche 1 (1140 m ü. M., 2°N); Abbildung 3, 4.

a) *Arnica*-Blühorizont, Aspekt- und Strukturveränderungen: In der Fläche konnten 1982 zur Hauptblütezeit 48 *Arnica*-Blütenstände gezählt werden (1 Körbchen = 1 Blütenstand); 1987 waren es 8; der Rückgang beträgt 83%. Die Förderung eines reichen *Arnica*-Blühaspektes durch zeitweiliges Aussetzen der Beweidung konnte vielfach durch Vergleich sich standörtlich entsprechender, verschieden bewirtschafteter Flächen belegt werden (SCHWABE-BRAUN 1979a, 1980). Die Wirkung der Beweidung auf die *Arnica*-Population soll in einem gesonderten Kapitel (s. u.) behandelt werden.

Auch *Pseudorchis albida* bildete in der Gipfelregion 1982 viele Blütenstände aus; 1988 konnte noch (außerhalb des Quadrates) ein Blütenstand gefunden werden. Der typische Gräseraspekt brachliegender oder nur sporadisch beweideter Flügelnster-Weiden mit dem bis zu 70 cm hohen, sich braun-rötlich verfärbenden *Deschampsia flexuosa*-*Agrostis capillaris*-Fruchtaspekt hat sich seit 1982 vollständig geändert. Kennzeichnend ist ein Strukturmosaik aus a) lückigen Stellen, die u. a. reich sind an *Galium hircynium* und die als „Wiederbesiedlungsstadien von Rinderfaeces“ gesondert behandelt werden (s. u.), b) aus stärker befressenen Partien, mit dichtschließendem Rasen und c) aus einzelnen Zwergstrauch-Fazies (*Vaccinium myrtillus*, *V. uliginosum*), in denen noch reich fruchtende Kleinbestände von *Deschampsia* vorkommen. Auch einzelne für das Weidewieh schlecht zugängliche Bereiche zeigen noch die ehemalige Struktur und floristische Zusammensetzung. Die Vegetationsbedeckung im Quadrat 1 stieg von 95% (1982) auf 100% (1987); der Rasen war 1987 und 1988 sichtbar stärker verdichtet.

b) Infraphytocoenotische Umschichtung: Dem physiognomisch so auffälligen weitgehenden Verlust des *Arnica*-Blühaspektes stehen nur mit feinen Methoden regi-

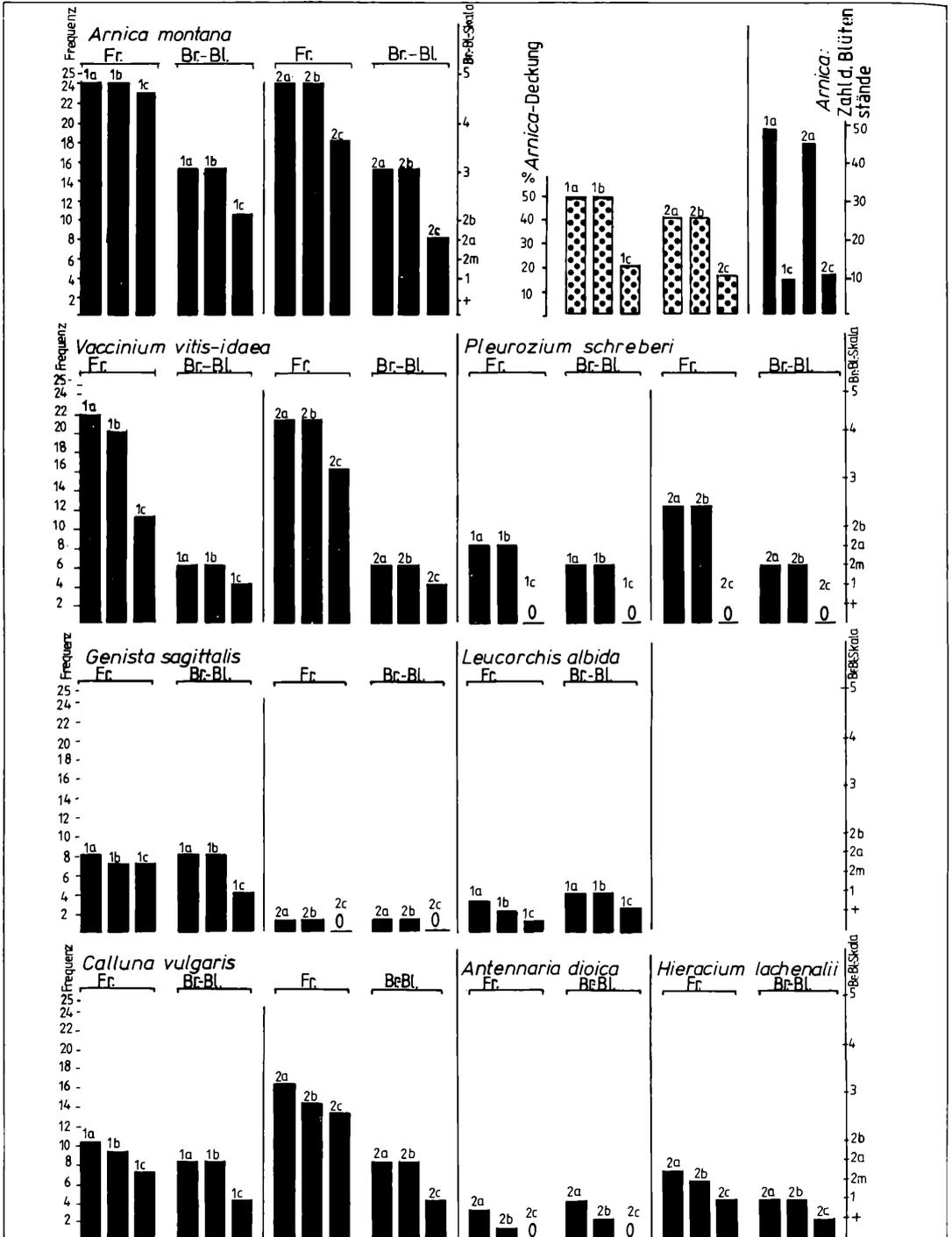
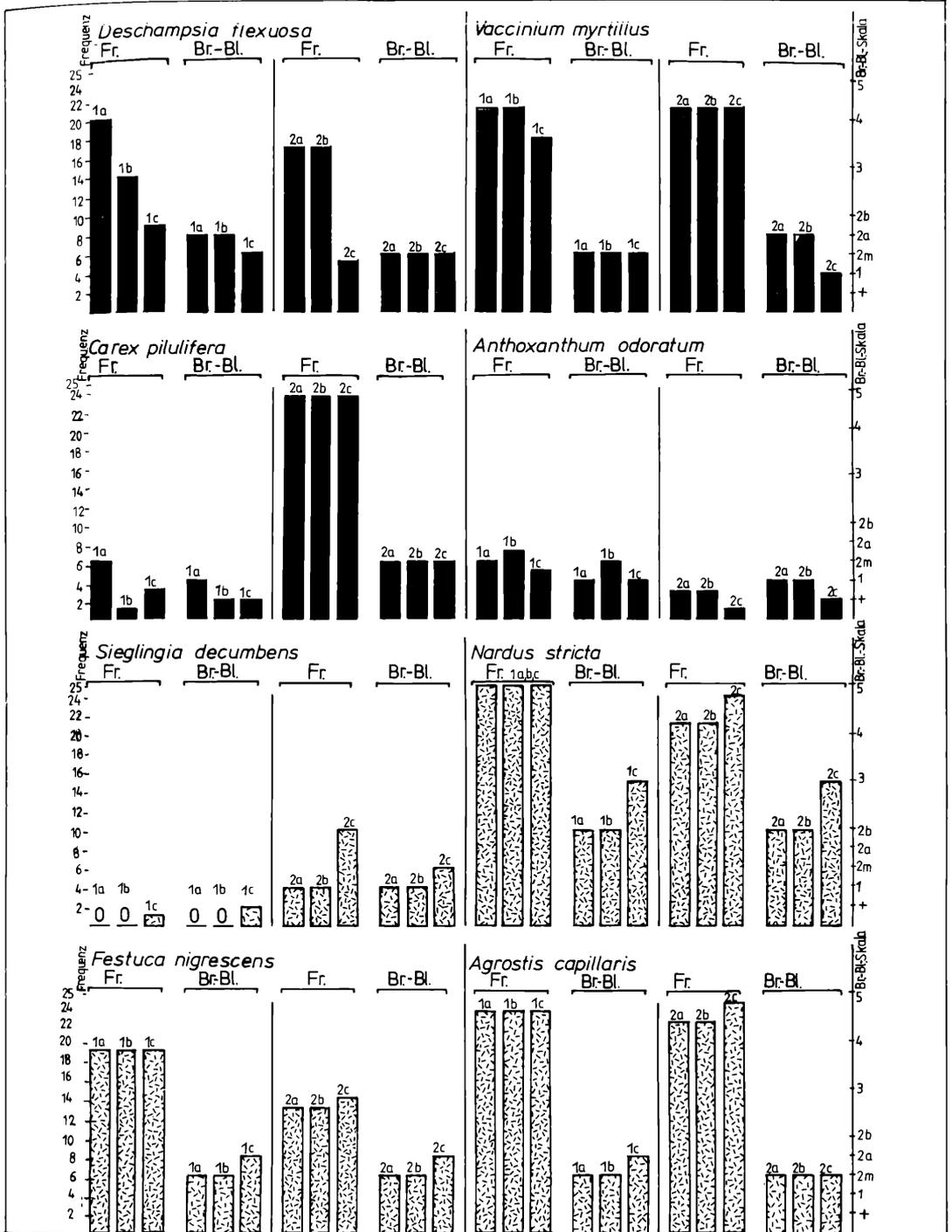


Abbildung 4. Frequenz- und Änderungen der BR.-BL.-Deckung in Dauerfläche 1 (1a-c) und 2 (2a-c); a = 1982, b = 1983, c = 1987. Dunkel: Arten mit Abnahme, Strichsignatur: Arten mit Zunahme. Nicht dargestellt: *Veronica officinalis* Frequenz 2a, b: 0, 2c: 4; BR.-BL. 2a, b: 0, 2c: +; *Luzula campestris* 1a: 24, 1b: 23, 1c: 24; 1a-c: 2m; 2a-c: 6; 2a, b: 9, 2c: 10; 2a-c: 1; *Galium saxatile* 1a: 23, 1b: 22,



1c: 23; 1a-c: 2m; 2a, b: 24, 2c: 23; 2a-c: 2m; *Potentilla erecta*: 1a: 14, 1b: 13, 1c: 10, 1a-c: 1; 2a, b: 17, 2c: 18; 2a-c: 2m; *Polytrichum formosum* 1a-c: 6; 1a-c: 2m; 2a, b: 3, 2c: 2; 2a, b: 2m, 2c: 1; *Camp. rot.* 2a, b: 1, 2c: 0; 2a, b: +, 2c: 0; *Meum athamant.* 2a, b: 1, 2c: 0; 2a, b: +, 2c: 0; *Acer pseudopl.* K = 2a, b: 1, 2c: 0; 2a, b: +, 2c: 0; *Polygala serpyllifolia* 2a: 0, 2b: 3, 2c: 1; 2a: 0, 2b, c: +.

Tabelle 1. Vergleich einer 1988 stärker beweideten mit einer 1978 nicht beweideten Aufnahmeffläche (A. 1a, b), „Null-Flächen“, die nur sehr geringen Weideeinfluß haben (Zwergstrauchfazies: A. 2–4) im Vergleich 1988–1978 sowie „Null-Fläche“ außerhalb des Zaunes (1988, Abb. 5); Flügelginster-Weide am Rohrhardsberg.

Nr.	1a	1b	2a	2b	3a	3b	4a	4b	5
„Null-Flächen“		0	0	0	0	0	0	0	0
Beweidete Vergl.fl.	●								
Aufnahmejahr	88	78	88	78	88	78	88	78	88
Deckg. Krautsch. (%)	100	95	95	90	100	100	100	100	95
Deckg. Moosch. (%)	2	3	15	15	10	10	6	10	–
Flächengröße m <sup>2</sup>	20	20	15	15	12	12	10	10	16
Exposition	N0	N0	N0	N0	N0	N0	N0	N0	0
Neigung	5	5	5	5	5	5	3	3	5
Höhe ü. M.	1140	1140	1140	1140	1140	1140	1140	1140	1100
Artenzahl	21	24	17	21	16	19	14	16	21
Nardo-Callunetea:									
<i>Arnica montana</i> (s = steril)	▼ +s	2a.2	1.1s	2m.2	1.1	1.1	+	+	2b.2
<i>Nardus stricta</i>		2b.2	2a.2	2a.2	2m.2	2m.2	2m.2	2m.2	1.2
<i>Galium harcyonicum</i>	●2b.2	2m.2	2m.2	1.2	●2a.2	1.2	1.2	1.2	2m.2
<i>Potentilla erecta</i>		2m.1	2m.2	2m.1	1.2	1.1			2m.2
<i>Meum athamanticum</i>	+	1.2			1.2	1.2	+	1.2	+
<i>Genista sagittalis</i>		+		1.2		+		1.2	1.2
<i>Pseudorchis albida</i> (s = steril)	+s	1.1		+					
<i>Polygala serpyllifolia</i>	+	1.1		1.1					
<i>Lycopodium clavatum</i>								+	
<i>Genista pilosa</i>									1.2
<i>Antennaria dioica</i>									+2
Zwergsträucher:									
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	+2	1.2	1.2	1.2	+	1.2	+	1.2	2a.2
<i>Vaccinium myrtillus</i>	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	+		2a.2
<i>Calluna vulgaris</i> (N.-C.ea)	▼ 1.2	2a.2	2b.2	3.3	▼	1.2			2b.2
<i>Vaccinium uliginosum</i>					4.4	4.4	5.5	5.5	
Sonstige:									
<i>Deschampsia flexuosa</i>	▼ 1.2	2a.2	2a.2	2a.2	2m.2	2m.2	2a.2	2a.2	2b.2
<i>Luzula campestris</i>	1.1	1.1	+	1.1	1.1	1.1	+	1.1	1.1
<i>Agrostis capillaris</i>	2m.2	2m.2	2m.2	2m.2	2m.2	2m.2	2m.2	2m.2	2a.2
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	2m.2	2m.2	2m.2	2m.2	2m.2	2m.2	2m.2	1.1	1.2
<i>Hieracium lachenalii</i>	+	+	+	1.1	+	+	+	1.1	1.1
<i>Festuca nigrescens</i>	●2b.2	2m.2	1.2	1.2	1.2	1.2			1.2
<i>Campanula rotundifolia</i>	+	+	+	1.1					+
<i>Veronica officinalis</i>	1.1	1.1	●2a.2	1.2					
<i>Carex pilulifera</i>	1.1	1.1							
<i>Viola palustris</i>							+		
<i>Luzula albida</i>									1.2
<i>Solidago virgaurea</i>									+2
Gehölze:									
<i>Sorbus aucuparia</i> juv.		+				+			+

	1a	1b	2a	2b	3a	3b	4a	4b	5
<i>Juniperus communis</i>	+	+							
<i>Picea abies</i>		+						+	
Moose:									
<i>Pleurozium schreberi</i>			2a	2a	2a	2a	2a	2a	
<i>Hylocomium splendens</i>	▼	2m	▼	2m	▼	2m	▼	2m	
<i>Polytrichum formosum</i>			2m	2m	1				
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	●2m								

Änderungen um mindestens 2 Skalenteile der Artmächtigkeitsskala nach BRAUN-BLANQUET, Stand 1988: ● Zunahme, ▼ Abnahme; angegeben f. d. Aufnahmepeare 1–4.

strierbare infraphytocoenotische Umschichtungsprozesse der Gesamtartenkombination und der Artendeckung gegenüber (Abb. 3, 4).

*Arnica* hatte 1982 und 1983 in der Dauerfläche 1 eine Deckung von fast 50 %, diese ist auf 20 % zurückgegangen (nach der BRAUN-BLANQUET-Skala: Rückgang von 3 auf 2b). In einem solchen Fall mit im Ausgangsbestand starker Deckung einer Pflanzenart lassen sich mit der Frequenzmethode kaum Änderungen nachweisen (Rückgang um Frequenz 1, s. aber Quadrat 2). Daher ist es günstig, daß eine Prozentschätzung auf gerasterem Feld ergänzend durchgeführt wurde. Es wäre hier allenfalls eine Aussage bei Zugrundelegung von 100 Teilflächen von 10 x 10 cm möglich gewesen.

Sehr klar kann ein Rückgang für *Vaccinium vitis-idaea* mit Hilfe der Frequenzmethode aufgezeigt werden, der in der Fläche 1 bei 50 % liegt. Für *Vaccinium vitis-idaea* und *Pleurozium schreberi* ist eine negative Auswirkung der einmaligen Gülldüngung und der Rinderfaeces anzunehmen (s. u.).

*Pseudorchis albida* ist mit steriler Rosette noch anzutreffen, kam jedoch nur in einer Teilfläche vor (ursprünglich 3). Die Verdichtung im Bereich der Dauerfläche durch üppiges *Festuca nigrescens*- und *Nardus*-Wachstum kann für den Rückgang verantwortlich sein, vielleicht auch für den von *Carex pilulifera*.

Die leichten Rückgänge von *Calluna*, *Genista sagittalis* und *Vaccinium myrtillus* können mit Frosteinwirkungen zusammenhängen; sie sollen nicht näher interpretiert werden. Insgesamt nahmen *Calluna*-Fazies beträchtlich ab, wie die vergleichende Vegetationskomplex-Aufnahme zeigte.

Bemerkenswert ist, daß eine Abnahme des „Brachegrases“ *Deschampsia flexuosa* bereits in den 5 Untersuchungsjahren mit der Frequenzmethode aufgezeigt werden kann (Abnahme bezogen auf die Quadrat-Teilflächen: 50 %). Wegen der Häufigkeit von *Nardus* im Ausgangsbestand ist der Nachweis einer Zunahme mit der Frequenzmethode nicht möglich, sie kann aber mit dieser Methode für das Quadrat 2 und für die Dauerfläche 1 mit der Schätzung nach BRAUN-BLANQUET belegt werden. Die Zunahme von *Festuca nigrescens* ist ebenfalls mit der BRAUN-BLANQUET-Schätzung nachweisbar.

Die Umschichtung bei Beweidung: Zunahme von *Festuca*, bei fehlender Beweidung: Zunahme von *Deschampsia* ist nach aktualistischen Vergleichen verschieden bewirtschafteter Flächen für das montane Gebiet des Schwarzwaldes 600–1100/1200 m charakteristisch (SCHWABE 1980). Auch die Dauerflächen-Untersuchungen von SCHIEFER (1981) konnten dies nachweisen. In der hochmontanen Stufe oberhalb 1200 m kommt *Deschampsia* auch in extensiv beweideten Flächen zu großer Massenentfaltung, und allgemein laufen syndynamische Prozesse, z. B. bei aufgelassenen Flächen, sehr langsam ab (dies zeigen z. B. die jetzt seit 1970 durchgeführten Frequenzuntersuchungen am Feldberg von WILMANNs u. Mitarbeitern: WILMANNs & MÜLLER 1976, 1977; WILMANNs n. p.).

Das erstmalige Auftreten von *Danthonia decumbens*, einer sehr trittunempfindlichen und somit weidefesten Art, ist besonders zu erwähnen.

Die Gesamtartenzahl sank von 17 auf 16, und die mittlere Artenzahl der Teilquadrate von 1982: 10,5 (7–13) auf 1987: 7,8 (6–12).

Dauerfläche 2 (1110 m ü. M., 5° Ost) Abbildung 4.

a) *Arnica*-Blühhorizont, Aspekt- und Strukturveränderungen: Auch in dieser Dauerfläche schmolz der *Arnica*-Blütenhorizont von 44 Blütenständen im Jahre 1982 auf 10 im Jahre 1987 (Rückgang um 77 %).

Die übrigen Aspekt- und Strukturveränderungen entsprechen denen der Fläche 1. Bemerkenswert ist, daß jenseits des Zaunes, 1,50 m von dem Quadrat entfernt, auf einem ca. 50 cm breiten Streifen der ehemalige *Arnica*- und *Deschampsia*-Blühaspekt noch vorkommt (Tab. 1, A. 5).

Die ursprünglich lückige Vegetationsbedeckung (90 %) hat sich – vor allem bedingt durch eine Zunahme von *Nardus* und *Festuca* (s. u.) – verdichtet (1987: 100 %).

b) Infraphytocoenotische Umschichtung: Die Abnahme von *Arnica*, die hier 1982 nicht ganz so reichlich vorkam wie in Fläche 1 und ca. 30 % deckte, kann in diesem Quadrat auch mit der Frequenzmethode aufgezeigt werden (1982: 24 besiedelte Teilflächen; 1987: 18). Nach der Prozentschätzung ging der Anteil von 30 % auf 15 % zurück. *Pleurozium schreberi* – 1982 noch in 12 Teilflächen vertreten – verschwand völlig.

Bemerkenswert ist auch das völlige Erlöschen von *An-*





*tennaria dioica*, die als Art lückiger Borstgrasrasen einzustufen ist und auf grusigen, nicht bodenverdichteten Kleinstandorten vorkommt; sie war 1982 in 3 Teilflächen zu finden. Auch die Saumpflanze *Hieracium lachenalii* ging zurück.

Demgegenüber stehen eine starke Zunahme von *Danthonia decumbens* (von 4 besiedelten Teilflächen auf 10) und Zunahmen von *Nardus*, *Festuca nigrescens* und *Veronica officinalis* (letztere: von 0 auf 4 Teilflächen); Abb. 4. Die Gesamtartenzahl ging von 22 (1982) auf 17 (1987) zurück, die mittlere Artenzahl pro Teilfläche von 1982: 10,6 (7–14) auf 1987: 9,3 (6–12).

#### 4.2 „Null-Flächen“, Tabelle 1

Im Jahre 1978 wurde leider nur eine Aufnahme im heute stärker beweideten Bereich angefertigt (SCHWABE 1980), deren genaue Lokalität auf ca. 1–2 m rekonstruiert werden konnte (Tab. 1, A. 1 b). Es zeigen sich insbesondere Zunahmen von *Festuca*, *Nardus*, *Galium harycinicum* und Abnahmen von *Arnica*, *Deschampsia* und *Calluna*. Neu stellte sich *Rhytidadelphus squarrosus*, ein Moos mit Schwerpunkt im gedüngten Wirtschaftsgrünland, ein. Die Zunahme von *Galium harycinicum* konnte mit den Dauerflächen nicht belegt werden; sie läßt sich insbesondere dort beobachten, wo Rinderfaeces (s. u.) oder Aushurstungen kleinräumig Pionierbedingungen geschaffen haben. Eine Brache-Aufnahme neben der Dauerfläche 2 im Zaunbereich zeigt 1988 im Prinzip dieselbe Arten- und Mengenkombination wie die Aufnahme 1b aus dem Jahre 1978 (Tab. 1, A. 5 und die Dauerfläche 2).

Die 1978 aufgenommenen Zwergstrauchfazies (SCHWABE 1980) haben insgesamt abgenommen; ihre vergleichende Aufnahme im Jahre 1988 dokumentiert ihren Charakter als vom Vieh wenig beeinflusste „Null-Flächen“ (Tab. 1, A. 2–4). Insbesondere die Mengenteile von *Deschampsia flexuosa* sind unverändert. Ein Rückgang von *Genista sagittalis* ist auch hier zu beobachten; das spricht dafür, daß kaum Zusammenhänge mit der Beweidung zu sehen sind (s. o.). Auch die vergleichende Aufnahme von *Antennaria dioica*-reichen Ameisenerdhügeln 1978–1988 zeigten im Arteninventar keine Änderungen.

Sehr bemerkenswert ist der völlige Ausfall von *Hylocomium splendens* in den 4 Flächen; die Art ist jedoch noch sporadisch vorhanden (Tab. 1, 2). Ein Rückgang wurde auch im Vaccinio-Abietetum des Ostschwarzwaldes und in Buchenwäldern der Schwäbischen Alb beobachtet (SCHMIDT 1988, WILMANN 1989 a) und hängt dort wahrscheinlich mit Immissionen zusammen.

Im Falle von *Hylocomium splendens* kann nicht ausgeschlossen werden, daß der Rückgang auf Immissionen zurückzuführen ist, zumal die umgebenden Waldgesellschaften stark geschädigt sind und eine „auskämmernde“ Wirkung durch die Gehölzgruppen auf dem Gipfelplateau anzunehmen ist. Möglicherweise ist der Rückgang aber auch auf die flächige Gülle-Spritzung im Jahre 1982 (s. o.) oder späteren Einfluß von Rinderfaeces

zurückzuführen. Eine Zunahme von „Stickstoffzeigern“ durch Immission läßt sich jedoch nach der Artenzusammensetzung der „Null-Flächen“ und dem aktualistischen Vergleich (s. o.) zum jetzigen Zeitpunkt für das Untersuchungsgebiet ausschließen; dies entspricht den Ergebnissen von WILMANN (1988) für die Kaiserstühler Xerobrometen.

#### 4.3 Aktualistischer Vergleich, Tabelle 2

Um allgemeingültigere Aussagen machen zu können, wurde im August 1988 im Bereich der Rohrhardsberg-Gipfelregion ein aktualistischer Vergleich stärker beweideter Bereiche, sehr schwach beweideter Flächen und einer etwa 20 Jahre alten Brache durchgeführt (Kap. 3). Es konnten gezielt die niedrigwüchsigen, stärker befressenen Bereiche („Beliebtheitsplätze“ der Rinder) (Tab. 2, Ausb. 1, A. 1–8), die etwas abgelegeneren Plätze mit bestehender Gräser-Mittel- und Oberschicht (Ausb. 2, A. 9–16) und schließlich die Brache (Ausb. 3, A. 17–24) aufgenommen werden. Dieses Verfahren, das allerdings nur bei entsprechender Diversität der Flächentypen einsetzbar ist, bestätigte mit seinen Ergebnissen eine Reihe der in den Dauerquadraten beobachteten Prozesse. Die Ergebnisse sollen im folgenden für verschiedene Arten-Gruppen dargestellt werden.

1) Verhalten der Gräser und Grasartigen: Abnahmen der mittleren Deckung von Ausb. 1 zu 3 können für *Nardus stricta*, *Agrostis capillaris* und *Festuca nigrescens* aufgezeigt werden. Gravierend sind die Stetigkeitszunahmen Ausb. 1: II; 2, 3: V und Zunahmen der mittleren Menge (1% → 20%) bei *Deschampsia flexuosa*. *Danthonia decumbens* hat Schwerpunkte in den stärker und schwächer beweideten Flächen (Stetigkeit V, IV) und tritt in der Brache zurück (II). *Luzula campestris* wird in der Brache durch *Luzula sylvatica* und *L. albida* ersetzt.

2) Verhalten der Nährstoffzeiger: Diese haben sich recht kleinflächig in Ausb. 1 eingestellt (sie fehlten 1982 vollkommen); *Rhytidadelphus squarrosus*, das sich z. B. auf sich zersetzenden Rinderfaeces ansiedelt, erreicht die größte Stetigkeit. Die oft vermutete Zunahme von Nährstoffzeigern durch N-Immissionen (s. auch die Kritik von WILMANN 1988) kann nicht belegt werden; die Arten fehlen in Ausb. 2 und 3.

3) Verhalten von Arten lückiger Rasen: Vor allem *Veronica officinalis* zeigt einen Schwerpunkt in den stärker beweideten Flächen; Lückenzeiger fehlen aber auch der Ausb. 2 nicht, der Brache jedoch fast vollständig. Lediglich *Carex pilulifera* kann mit geringer Stetigkeit und sehr hochwüchsigen Stengeln ausharren, *Rumex acetosella* fand sich vereinzelt auf Maulwurfshäufen in der Brache. *Polytrichum formosum* hat als rasch besiedelndes akrokarpes Moos einen Schwerpunkt in Ausb. 1.

4) Verhalten der Zwergsträucher: Eine gravierende Abnahme in den stärker beweideten Flächen kann für *Vaccinium vitis-idaea* verzeichnet werden (Stetigkeit I gegenüber V in Ausb. 2, 3); *Calluna* und *Vaccinium myrtillus* zeigen einen Rückgang der mittleren Deckung in Ausbildung 1. Die Deckungsprozente der Zwergsträucher insgesamt liegen im Mittel bei: 2,8% (Ausb. 1), 15,3% (Ausb. 2) und 16,1% (Ausb. 3).

5) Verhalten von *Arnica montana*: Hier wurde eine differenzierte Schätzung durchgeführt: Vorjahresblätter (mit z. T. neu ausgetriebenen Blättern direkt an der Basis der Altblätter) sowie Vorkommen von Adventiv-Rosetten ohne erkennbare Altblätter (Kap. 5). Außerdem wurde die Zahl der Stengel vermerkt. Deutlich nimmt die Zahl der vorjährigen Rosetten in den schwächer

Tabelle 3. Vergleichende Vegetationskomplex-Aufnahme Rohrhardsberg-Gipfelregion 1978–1988. 5 ha: 1050–1140 m ü.M., N/NO-exponiert (Aufnahmeschlüssel nach WILMANN &amp; TÜXEN 1978 und SCHWABE 1979b).

Art der Bewirtschaftung Jahr	Brache 1978	Beweidung 1988
Festuco-Genistetum sagittalis typ., <i>Deschampsia flexuosa</i> -Fazies	4.F	
Festuco-Genistetum sagittalis typ., beweidet		4.F
<i>Calluna vulgaris</i> -Fazies	2.f	+f
<i>Vaccinium myrtillus</i> -Fazies	1.f	1.f
<i>Vaccinium uliginosum</i> -Fazies	1.f	+f
Diff. ges. d. beweideten Ausb.:		
<i>Galium hircynicum</i> - <i>Rumex acetosella</i> -Fazies		1.f
<i>Rumex obtusifolius</i> -Fazi		+f
<i>Epilobio</i> - <i>Juncetum effusi</i>		+f
Festuco-Genistetum sagittalis, trifolietosum		
<i>Nardus stricta</i> -Trittges.	1.l	1.l
<i>Juncetum squarrosi</i> , <i>Juncus squarrosi</i> -Fazies	+f,F,f	1,F,f
Ameisen-Erdhügel mit <i>Polytrichum formosum</i>	1	1
<i>Scirpetum sylvatici</i>	+f	
<i>Holcus mollis</i> -Fazies	+f	
<i>Rubus idaeus</i> -Vormantel	1.f	1.f
<i>Epilobium angustifolium</i> -/ <i>Senecio fuchsii</i> -Fazies	+f	+f
<i>Salix caprea</i> -Vorwaldfrgmt.	1.f	+f
<i>Salix aurita</i> -Gebüsch	+f	+f
<i>Picea abies</i> -Forst		
Einzelne Gehölze:		
<i>Betula pendula</i> Str/B	1	1
<i>Picea abies</i> B/Str	2/2	2/2
<i>Juniperus communis</i>	2	2
<i>Pinus sylvestris</i> Str/B	1	+
<i>Alnus viridis</i> Str		1 Ex.

beweideten Bereichen zu, die der Adventivrossetten ab. In der Brache erreicht *Arnica* hohe Deckung (im Mittel 12% gegenüber 5% in Ausb. 1); Adventivrossetten treten nicht auf. Die mittlere Zahl der Stengel pro Fläche steigt von 1 (Ausb. 1) über 10 (2) bis zu 26 (3).

6) Übrige Nardetalia-Arten: *Galium hircynicum* erreicht besonders hohe Deckung in den stärker beweideten Flächen (Pionierart in Rinderfaeces-Wiederbesiedlungsstadien, Kap. 6), kann sich aber auch in der Brache noch gut halten. Auch *Potentilla erecta* hat in allen Ausbildungen hohe Stetigkeit, Keimlinge konnten jedoch nur in den beweideten Flächen gefunden werden.

*Genista sagittalis* hat einen deutlichen Schwerpunkt in den sehr extensiv bewirtschafteten und den brachliegenden Flächen, wohingegen *Polygala serpyllifolia* stärker im Bereich offener Stellen zu finden ist. Bei Düngereinfluß kann sich *Polygala ser-*

*pyllifolia* jedoch nicht halten und ist in unmittelbarer Nähe z. B. von *Trifolium repens* nicht zu finden. *Pseudorchis albida* ist inzwischen recht selten auf der Fläche (s.o.) und kommt steril noch in Ausb. 2 vor, blühend in Ausb. 3. *Lycopodium clavatum* fand sich noch im Bereich des vom Vieh nicht erreichbaren Zaunstreifens.

7) Sonstige Arten: Hier fällt die üppige Entfaltung von *Meum athamanticum* in der Brache auf, wo die Bäurwurz reich blüht und – *Arnica* blühphänologisch vorausgehend – einen bestimmenden Blühaspekt prägt; in der Ausb. 1 kommt die Pflanze vorwiegend steril vor. *Hieracium lachenalii* hat einen Schwerpunkt in den schwach beweideten und brachliegenden Flächen. *Viola palustris* (die 1982 fehlte) hat sich im Bereich 1 neu angesiedelt (ob durch das Vieh, von quelligen Hangstandorten unterhalb der Gipfelregion stammend, endozoisch oder durch Myrmekochorie ausgebreitet?).

Sehr bemerkenswert ist, daß Gehölzjungwuchs (*Sorbus aucuparia*, *Betula pendula*; in nicht aufgenommenen Flächen auch *Juniperus* und *Picea*) vorwiegend in der extensiv beweideten Fläche gefunden wurde; in der Brache wuchs in dem dichten Rasenfilz nur 1 Exemplar von *Salix caprea*. Dies deckt sich mit den Beobachtungen von PIGOTT (1983), der auf schafbeweideten Flächen in den „Pennines“ Nordenglands in einem *Deschampsia flexuosa*-*Vaccinium myrtillus*-Rasen feststellte, daß Birken direkt nach Aufgabe der Beweidung in einer „Übergangsperiode“ auswachsen können, in einem späteren Stadium wird die Vegetationsnarbe für *Betula* zu dicht.

8) Sonstige Moose: Die noch geringe Nährstoffzufuhr wird durch das auch in Ausb. 1 stete Auftreten von *Pleurozium schreberi* angezeigt. Die Brache ist in Bodennähe stark von einem Gramineen-Filz durchwoben und besitzt eine Streuauflage. Die Dekung von *Pleurozium* ging zurück; die Vorkommen sind zumeist auf *Calluna*-Flecken beschränkt.

9) „Borstgrasleichen“: Diese vom Vieh ausgerissenen und dann liegengelassenen vertrockneten *Nardus*-Büschel fanden sich nur in Ausb. 1 (Tab. 2); in den sehr extensiv beweideten Bereichen mit reicher Auswahl an schmackhaften Arten unterliegt das Vieh diesem „Irrtum“ möglicherweise weniger.

#### 4.4 Sigmasoziologischer Vergleich, Tabelle 3

Ein Vergleich einer 5 ha großen Probefläche 1978–1988 zeigt innerhalb von 10 Jahren neben den weidebestigten Umschichtungen in der herrschenden Flügelginster-Weide einen Rückgang der *Calluna*- und *Vaccinium uliginosum*-Fazies sowie eine Zunahme der weidegeförderten *Juncus squarrosus*-Fazies an Sickerstellen des NO-Hanges. Neu aufgetreten sind eine *Rumex obtusifolius*-Fazies und das *Epilobio*-Juncetum effusi, typische Elemente stärker mit Nährstoffen angereicherter, verdichteter Bereiche. Diese nährstoffzeigenden Gesellschaften haben sich jedoch nur im Sickerbereich am Hang eingestellt.

Sehr kleinflächig bildeten sich auf den „Beliebtheitsplätzen“ der Rinder Bestände, die bereits dem Festuco-Genistetum trifolietosum zugeordnet werden können, an diesen Stellen ist das Naturschutz-Ziel der Extensivierung nicht erreicht (s. u.).

#### 4.5 Literaturvergleich: Stickstoff-Ansprüche von Arten, die Mengenänderungen nach Beweidung zeigten

Mit einigen Arten, die hier interessieren, weil sie nach Beweidung Häufigkeitsänderungen zeigen und empfindlich sind gegen direkte Faeces-Einwirkung (Kap. 6), führte BÜCKING (1981, 1985) unter standortkundlichen Fragestellungen Kulturversuche mit variiertem Stickstoff-Menge und -Form durch (*Deschampsia flexuosa*, *Danthonia decumbens*, *Nardus stricta*, *Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium vitis-idaea*). Sehr bemerkenswert ist sein Ergebnis, daß die Wuchsleistung von *Vaccinium vitis-idaea* als einziger der untersuchten Arten mit steigenden N-Gaben (unabhängig ob Ammonium/Nitrat oder eine Kombination gegeben wird) abnimmt; z.T. kommt es zum vollständigen Absterben der Pflanzen. BÜCKING (1985) nimmt an, daß die Preiselbeere durch hohe Mineralsalzkonzentrationen geschädigt wird (die-

ses kann auch auf hohen N-Konzentrationen beruhen). *Vaccinium myrtillus* hingegen steigert die Wuchsleistung, wenn eine Ammonium-reiche Lösung gegeben wird. Die täglichen Wuchsleistungen von *Vaccinium vitis-idaea* sind allgemein sehr gering und mit denen von *Danthonia decumbens* vergleichbar, die täglichen Wuchsleistungen von *Deschampsia flexuosa* und *Vaccinium myrtillus* sind deutlich höher; die Wuchsleistung von *Nardus* liegt etwas niedriger als die von *Deschampsia* (berechnet als maximale Trockengewichtszunahme in Sandbodenkultur mit Nährlösung).

Die Ergebnisse von BÜCKING (1981, 1985) stehen in gutem Einklang mit den Untersuchungen am Rohrhardsberg und in Brachen der Flügelginster-Weiden. Sie legen nahe, daß die Abnahme von *Vaccinium vitis-idaea* direkt auf die Gülle-Düngung bzw. die Wirkungen der Rinderfaeces zurückzuführen ist. Das unterschiedliche Verhalten der Vaccinien bei Einwirkung von Rinderfaeces wird erklärt (*V. vitis-idaea* stirbt ab, *V. myrtillus* vermag neu auszutreiben; Kap. 6). Die besseren Wuchsleistungen von *Deschampsia* und *Vaccinium myrtillus* im Vergleich zu *Nardus* und *Danthonia* können die Bedeutung ersterer Arten in Brachen erklären; das verstärkte Auftreten von *Danthonia* in Weiden wird sicherlich durch die selektive Förderung durch das Weidevieh bewirkt. Die Art wurde sehr selten in Brachen der Flügelginster-Weide beobachtet und dann an durch menschlichen Tritt beeinflussten Standorten.

#### 5. Der Lebensrhythmus von *Arnica montana* in beweideten und brachliegenden Flächen, Abbildung 5–8

*Arnica montana* ist nach den Angaben von TROLL (1937) ein mehrjähriger Halbrosetten-Hemikryptophyt mit einem kurzen Vertikal-Rhizom. Die Pflanze wird von Rindern verschmäht; die Tiere fressen sorgfältig um die Pflanzen herum, so daß sich – wenn Blütenstände vorhanden sind – eine physiognomisch auffällige starke Selektivität beobachten läßt, ähnlich wie auch bei *Senecio*-Arten (*Senecio fuchsii*, in alpinen Extensivweiden z. B. *Senecio doronicum*). In den stärker beweideten Bereichen des Untersuchungsgebietes fiel die geringe Zahl von Blütenständen auf und der Reichtum frischgrüner Rosetten im Herbstaspekt (Kap. 4.3). Mehrfach konnte beobachtet werden, daß sich entwickelnde Blütenstände von den Tieren niedergetreten werden.

Gezielt wurden die üppig blühenden Bestände der benachbarten Brache mit solchen in der beweideten Fläche verglichen. Besonders große Unterschiede ergab die vergleichende Betrachtung des Herbstzustandes (September). Dieser sei unter den Stichworten Rosettenbildung und Blattgröße betrachtet:

Rosettenbildung, Keimlingsstadien, Abbildung 5. Bereits SCHÖNICHEN (1940) stellte eine *Arnica*-Pflanze mit ihrer im Vorjahr angelegten Rosette und den im

Herbst neu gebildeten Rosetten dar; diese Rosetten können zum einen durch Erneuerungsknospen, die an der Hauptachse angelegt werden, entstehen, zum anderen bilden sich Rhizomverzweigungen, die einige cm von der Mutterpflanze entfernt Rosetten bilden. „Die Pflanze hat also schon im Herbst nicht bloß für eine sichere Erneuerung, sondern auch für eine beträchtliche Vermehrung Vorkehrungen getroffen“ (SCHOENICHEN l.c.: 83). Diejenigen Rosetten, die entfernt von der Mutterpflanze auftreten, sollen hier als „Adventivrosetten“ bezeichnet werden. An den „Beliebtheitsplätzen“ der Rinder (Tab. 2, A. 1–8) trat eine Viehzahl solcher Adventivrosetten auf (Abb. 5), die Mutterachsen bildeten allenfalls eine neue Rosette, vielfach war Mitte September keine neue Knospe erkennbar und die alte Rosette abgestorben. Es ist hier demnach ein „Eroberungsmodus“ festzustellen, z. T. mit dem Absterben der Mutterachsen verbunden.

In der extensiv beweideten Ausb. 2 wurden ebenfalls Adventiv-Rosetten gefunden, jedoch in weitaus geringerer Zahl. Die Mutterpflanzen bilden hier oftmals 3 oder 4 neue Rosetten direkt an der Hauptachse. Es resultiert daraus eine Verdichtung der bestehenden *Arnica*-Vorkommen und kombiniert damit eine Fähigkeit zur Eroberung neuer Wuchsorte. In der Brache schließlich

konnten keine Adventivrosetten gefunden werden, hier bilden sich ebenfalls 3 oder 4 großblättrige Rosetten an der Hauptachse, die zu lokalen Fazies-Bildungen führen (Abb. 5). Eine Ausnahme bildet ein *Nardus*-bewachsener Trampelpfad mit Vegetationslücken durch die Brache – auch hier gab es wenige Adventiv-Rosetten.

Es liegt scheinbar nahe, den Tritt als Faktor für die Rosettenbildung anzunehmen. Eine Förderung von Rosettenbildung durch Tritt wiesen WELLS & BARLING (1958) für *Pulsatilla vulgaris* nach: Tritt stimuliert hier die Entwicklung tiefliegender Knospen an Adventivwurzeln, die nahe der Elternpflanze kleine Rosetten bilden.

Ergänzende Studien an *Arnica* im Südschwarzwald zeigten jedoch, daß offenbar die Lückigkeit ausschlaggebend für eine Adventivrosetten-Bildung ist. Im Gebiet von Präg und Schönenberg sowie am Feldberg-Südhang konnten an lückigen Böschungen Hunderte von *Arnica*-Rosetten gefunden werden und auch in lückigen *Calluna*-Fazies von Brachen der Flügelginster-Weiden. Der Schlüssel für das Verständnis liegt in der Analyse des Rhizom-Wachstums (s. u.).

Adventivrosetten bilden sich auch auf ganz anderem Wege: Wird eine *Arnica*-Pflanze von Rinderfaeces bedeckt, stirbt der Haupttrieb ab, und etiolierende Adven-



Abbildung 5a, b. Adventivrosetten von *Arnica montana* in der beweideten Flügelginster-Weide am Rohrharsberg (a) und Blätter der daneben liegenden Brache (b), 10. 9. 1988.

tiv-Rosetten vermögen selbst mehrere cm starke Faeces-Pakete zu durchwachsen. Es kann bei der Adventivrosetten-Bildung offenbar ein Zusammenhang mit dem Absterben der Erneuerungsknospe bestehen, sei es durch Viehtritt, Frosteinwirkung bei ungeschützter Lage in lückigen Beständen oder Einwirkung von Faeces. Eine experimentelle Überprüfung dieser Beobachtungen steht noch aus.

Die Adventivrosetten bleiben im ersten Jahr steril, wann sie das erste Mal zur Blüte kommen, wird weiter beobachtet. Die Bildung sehr weniger blühender *Arnica*-Triebe und vieler steriler Rosetten konnte auch von STEBLER auf mageren, trockenen Wiesen in den Schanfigger Heubergen bei Chur festgestellt werden. Er fand dort auf „1 Quadratfuß 2 blühende und 677 unfruchtbare Triebe“ (HEGI 1905: 707 ff.).

An offenen Stellen, so z. B. im Bereich zersetzter Rinderfaeces, findet man auch Keimpflanzen von *Arnica*. Im Juli 1988 und im August 1988 geerntete und in Keimschalen eingesäte *Arnica*-Diasporen keimten sofort mit einer Keimrate von unter 10%; es gibt offenbar keine Samenruhe. Auch GRAEBNER (1895, zit. bei HEGI 1905 ff.) berichtet über zahlreiche Ansiedlungen von *Arnica* an durch Plaggenhieb bloßgelegten Stellen in der NW-deutschen Heide. HEGG (1984 c) gibt ebenfalls die generative Ansiedlung von *Arnica* in Lücken an. Zweifellos

gelten diese Angaben nur für N- und P-arme Substrate (s. u.).

Blattgröße, Zahl der Blütenstände; Abbildung 6

Die vorjährigen Blätter von Individuen mit vielen Adventivrosetten sind klein; die mittleren Blattgrößen von 10 am Rohrhardsberg in der beweideten Fläche vermessenen Blättern liegen bei 16, solche aus der Brache jedoch bei 58,2 cm<sup>2</sup> (Abb. 6). Weitere mit dem Planimeter ermittelte Blattgrößen-Werte an 7 verschiedenen Lokalitäten (n = 128) zeigen, daß sich die Blattgrößen der beweideten Stellen an den „Beliebtheitsplätzen“ und der Brachen signifikant unterscheiden (Abb. 6). Die Blätter sind in Brachen nicht wie bei den jungen Rosetten eng an den Boden gepreßt, sondern umschließen den vorhandenen Blütenstängel.

Somit hat *Arnica* in Brachen eine hochstauden-artige Wuchsform, die von der der Weiden deutlich abweicht. Auch die jungen Rosettenblätter sind in Brachen bereits deutlich größer als solche in beweideten Flächen.

Eine Änderung der Wuchsform von Pflanzenarten in Brachen konnte DIERSCHKE (1985) auch für *Cirsium acaule* nachweisen, die in Mesobromion-Brachen oftmals Stengel und lange, hochgestellte Blätter ausbildet. Die Zahl der Blütenstände pro Stengel kann in Brachen außerordentlich groß sein. Sie schwankte in Tunau

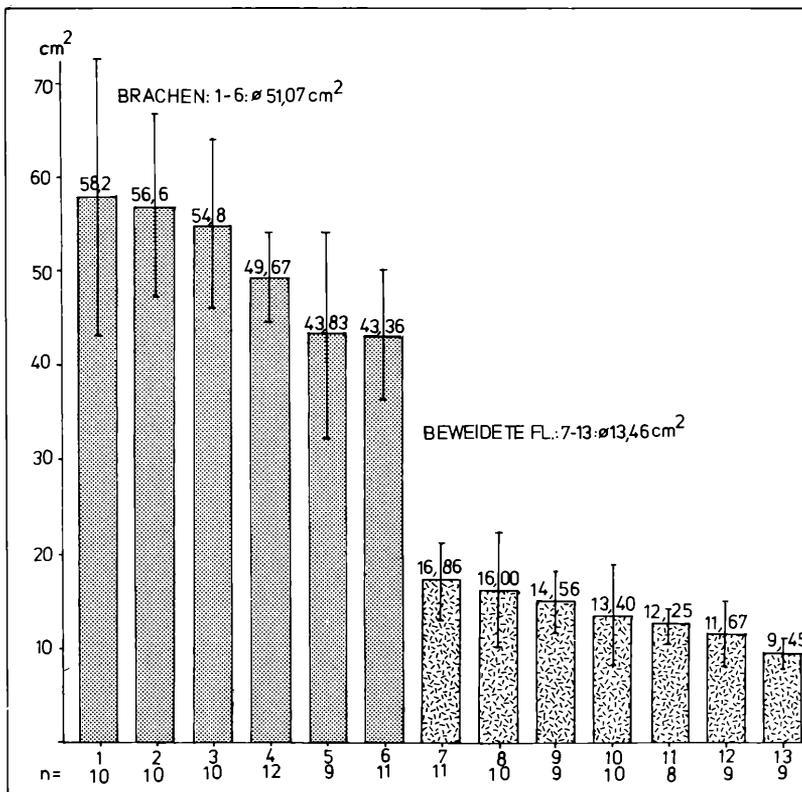


Abbildung 6. Blattgrößen von *Arnica montana* von verschiedenen bewirtschafteten Borstgrasrasen im Schwarzwald, gesammelt und planimetriert: 1.–10. 9. 1988.

Punktraster: Brache, Strichraster: beweidete Flächen. Lokalitäten 1: Rohrhardsberg, 2: Feldberg, 3: Prag, 4: Schönenberg, 5: Tunau, 6, 7: Wieden, 8: Rohrhardsberg, 9: Muggenbrunn, 10: Schönenberg, 11: Wieden, 12: Feldberg, 13: Wieden.

(Brache im montanen Schwarzwald, 900 m ü. M.) zwischen 3 und 9! ( $n = 10$ ,  $\bar{X} 6$ ), am Rohrhardsberg lag sie in den beweideten Flächen im Mittel bei 2 ( $n = 13$ ). HEGI 1905: 706 ff.) gibt an: „Der Typus ist 1- oder armköpfig... Als Mastform (?) ist davon abweichend f. *corymbosa* FLORI. Pflanze sehr kräftig, 4- bis 7- oder mehrköpfig.“ Die vielköpfigen Formen kommen in montanen Lagen des Schwarzwaldes vor allem in Brachen der Flügelginster-Weiden vor, in den hochmontanen Gebieten, z. B. im Leontodonto-Nardetum des Feldberges, herrschen auch in länger nicht beweideten Flächen (1) 2- bis 4-köpfige Individuen. In der Flora der Schweiz (Hess et al. 1972: 485) findet sich die Angabe: „Stengel aufrecht meist unverzweigt... Blütenköpfe 1, seltener bis zu 5.“ Die im Schwarzwald untersuchten *Arnica*-Populationen wuchsen an voll besonnten Standorten, so daß Beschattungseffekte durch Gehölze ausgeschlossen werden können. Auch die in Brachen sich anreichernden Gräser, wie z. B. *Deschampsia flexuosa* oder *Agrostis capillaris*, vermögen *Arnica* kaum zu beschatten (Abb. 7b). YOUNG & SMITH (1980) wiesen Einflüsse der Sonneneinstrahlung auf die Blattgröße und Blattdicke von *Arnica cordifolia*, die in der Krautschicht von *Pinus contorta*-Wäldern in der subalpinen Stufe der Rocky Mountains lebt, nach. Schattenblätter haben hier im Mittel Blattgrößen von 76,5 cm<sup>2</sup>, Sonnenblätter von 25,6 cm<sup>2</sup>. Es muß auch bei den Schwarzwald-Populationen mit einer modifizierenden Wirkung des Lichtfaktors gerechnet werden, der sich z. B. schon durch die Blattstellung der dem Boden anliegende Rosette in beweideten Flächen und die hochgestellten Blätter der Brachen ergibt. Diese Frage soll weiter untersucht werden.

#### Rhizommorphologie, Abbildung 7 und 8

Rhizomanalysen zeigten, daß sich das „typische“ Vertikalrhizom von *Arnica* vorwiegend in Brachen findet (Abb. 7); an lückigen Stellen haben die Rhizome vor allem ein horizontales Wachstum (Abb. 8). In beiden Fällen ist eine ausgeprägte Anisorrhizie mit einseitig ausgebildeten seilartigen und kontraktile Wurzeln und nur wenigen Feinwurzeln auf der gegenüberliegenden Seite festzustellen. Anisorrhizie wird auch von TROLL (1973) z. B. für das *Iris pseudacorus*-Rhizom dargestellt. Ob es sich bei dem orthotrop wachsenden „Bracherhizom“ von *Arnica* um „verhinderte“ plagiotrope Bildungen handelt, bei denen durch interspezifische Konkurrenz unterirdischer Organe in Brachen die Wurzelkontraktion geringere Bedeutung hat, soll weiter geprüft werden. Die einseitige Ausbildung der starken Wurzeln auch bei den „Bracherhizomen“ legt diese Hypothese nahe. Ferner lassen sich vor allem an den plagiotrop wachsenden Rhizomen, seltener aber auch an orthotrop wachsenden Rhizomen, Stolonenbildungen beobachten, die erst nach dem Wachstum von mehreren Zentimetern Speicherfunktionen übernehmen (Abb. 8b).

Solche Übergänge von Stolonen zu Speicherorganen (z. B. Sproßknollen) sind auch von *Trientalis*-Arten bekannt (TROLL 1937). Hier sterben die Stolonen-Bereiche im Winter ab, und die Pflanzen verlieren die Verbindung zur Mutterpflanze. Experimentell konnte bei *Trientalis* gezeigt werden, daß bei Langtagbedingungen vorwiegend Stolonen entstehen, bei Kurztagbedingungen –

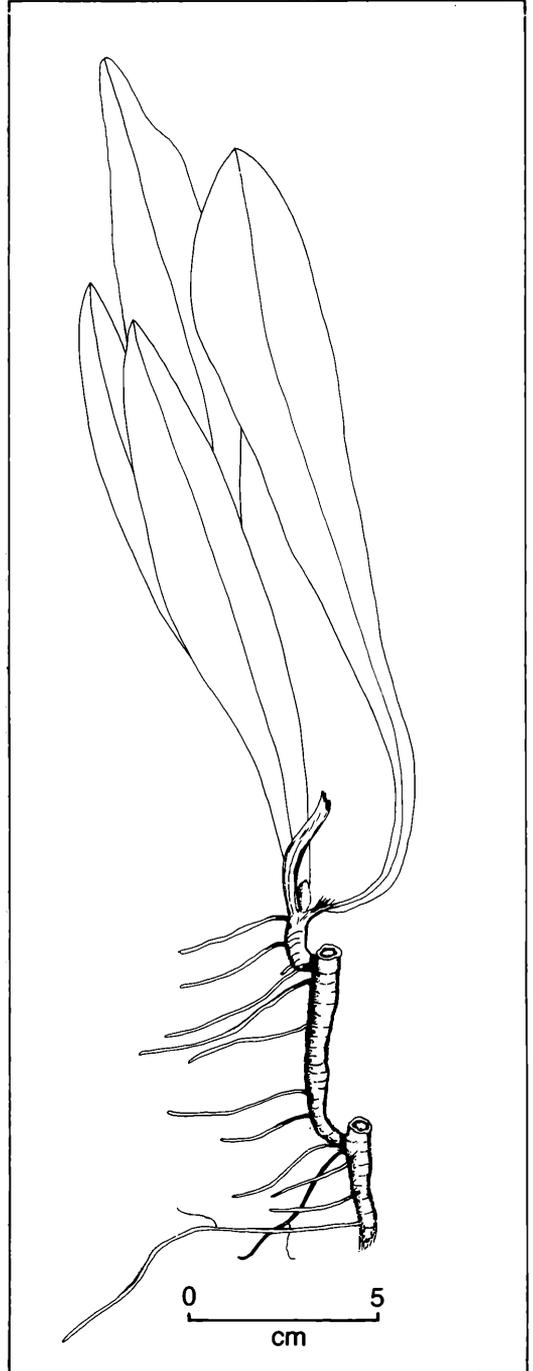


Abbildung 7. Vertikalrhizom von *Arnica montana* mit Anisorrhizie in Brachen der Flügelginster-Weide (Präg).

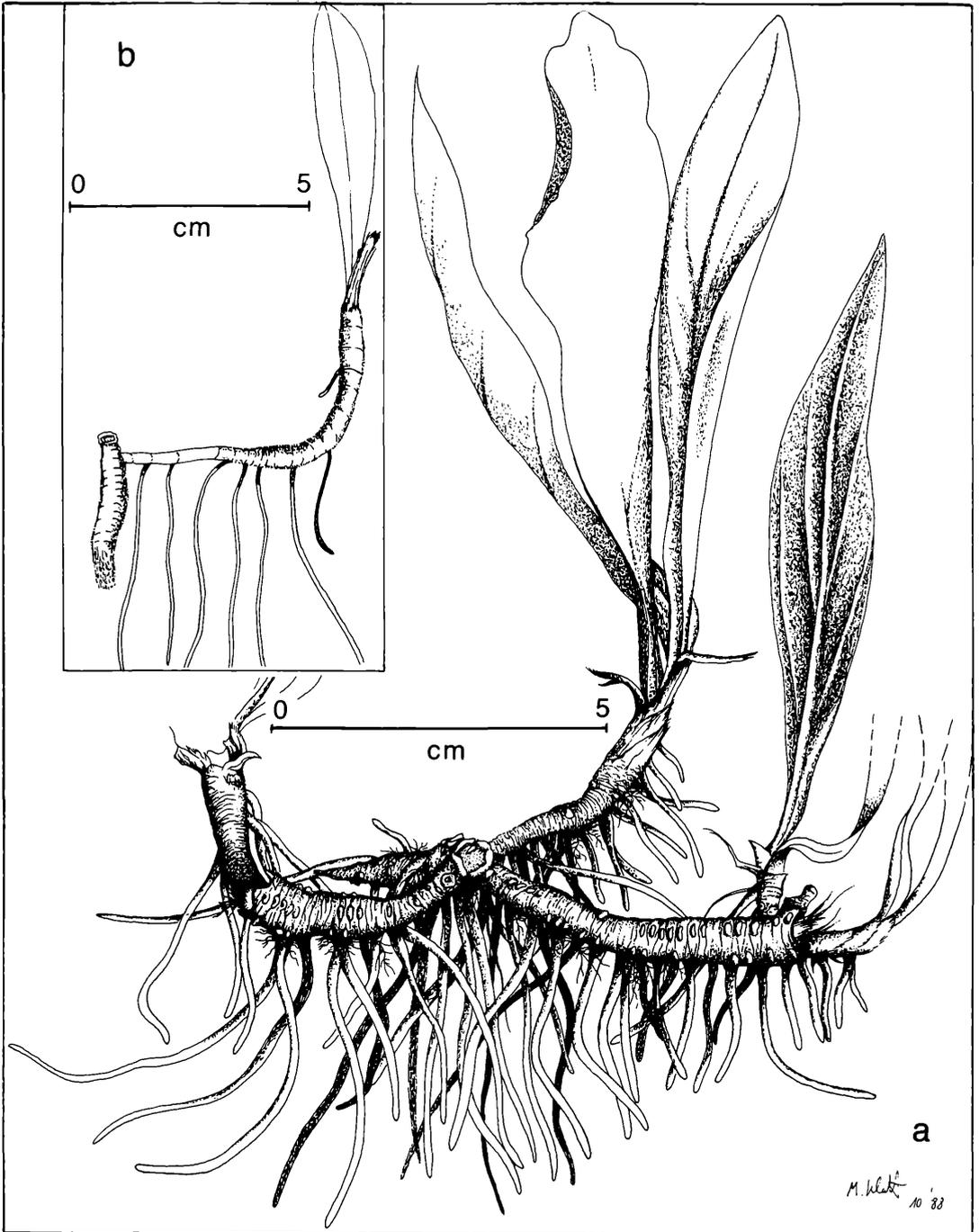


Abbildung 8. a) Horizontalrhizom von *Arnica montana* mit Anisorrhizie an stärker beweideten oder lückigen Stellen der Flügelginster-Weiden (Präg), b) Stolonenbildung nach Absterben der Knospe der Mutterachse, alte Blattscheiden entfernt. Zeichnung: M. KLATT.

vor allem verbunden mit Kälte – vorwiegend Knollen (ANDERSON & LOUCKS 1973).

Das Lebensmuster von *Arnica montana* unter verschiedenen Bewirtschaftungsmaßnahmen

Im folgenden wird der Begriff „Lebensmuster“ für den der Militärsprache entlehnten und schon von BARKMAN mehrfach auf Symposien kritisierten Strategiebegriff, einem Vorschlag von HEINRICH ZOLLER und ESTHER BÄUMLER folgend (BÄUMLER 1988), verwendet. Die Charakteristika des Lebenszyklus von *Arnica*, differenziert für a) stärker beweidete, b) schwächer beweidete Flächen und Brachen zeigen 2 Haupttypen, die als „Eroberungsmuster“ und „Persistenzmuster“ voneinander abzugrenzen sind. Die Persistenz in Brachen („Beharren“, s. KRAUSE 1974, WILMANN 1989 b) ist dabei verbunden mit einer kleinräumigen vegetativen Vermehrung sowie einer Änderung des Verteilerschlüssels der Assimilate (Vergrößerung der Blatt- und Blüten-Biomasse). An den stärker beweideten Plätzen herrscht ein „Eroberungsmuster“ mit vielen Adventivrossetten, einigen Keimlingen und Tod von Mutterachsen. Die Vielfalt der Muster „Eroberung“ und „Persistenz“ ist in den schwach beweideten Bereichen am größten.

*Arnica*-Populationen können sich in Brachen über 10 Jahre stabil halten, wie z. B. im Weidfeld Flüh/Schönau festgestellt werden konnte (SCHWABE, KRATOCHWIL & BÄMMERT i. Dr.) und z. T. die Populationen vergrößern.

Nährstoffverhältnisse

*Arnica*-Keimversuche von KNAPP (1953) mit verschiedenen Substraten zeigten, daß auch bei besserer N- und P-Versorgung die *Arnica*-Pflanzen unter Laborbedingungen nicht absterben; lediglich bei höherem Calciumcarbonat-Gehalt zeigten sich Chlorosen, und die Pflanzen starben nach und nach ab. Auch in den Extensivweiden können *Arnica*-Jungpflanzen sogar auf Dungstellen keimen (s. o.). Dennoch setzt relativ rasch bei NP-, N-, oder P-Düngung ein konkurrenzbedingter Rückgang der Pflanze ein. Dies belegten eindrucksvoll die verschieden behandelten Dauerquadrate, angelegt durch LÜDI und nach 50 Jahren ausgewertet durch HEGG 1984 a, b), auf der Schynigen Platte ob Interlaken (1900 m ü. M.). Es zeigte sich bei ungedüngten Null-Flächen eine große Konstanz der Rasenzusammensetzung, eine NPK-Ca-Düngung, die *Arnica* zum Verschwinden brachte, wirkte sich hingegen noch 25 Jahre nach der letzten Düngung aus. Mehrmalige NPK-Düngungen in den Versuchsflächen führten überall zum fast vollständigen Rückgang von *Arnica*, z. T. zur Eliminierung. Nach DIETL (1977) übersteht *Arnica* nur eine einmalige Kali-Phosphat-Düngung.

So ist bei einer Beweidung von *Arnica*-Flächen immer Vorsicht geboten; die Besatzdichte muß unter 1 GVE/ha liegen, und es sollten z. B. durch die weidenden Rinder keine zusätzlichen Nährstoffe z. B. durch Zufütterung von Kraftfutter oder rotierende Beweidung im Wechsel mit intensiv gedüngten Flächen eingetragen werden. Bedingt durch den raschen Rückgang bei N-/P-Dün-

gung kann *Arnica montana* als „Leitart“ extensiver Bewirtschaftung dienen, als typische Pflanze der traditionellen Agrarlandschaft der Silikatgebiete. Die Bewirtschaftungsmethoden verdrängten sie in starkem Maße, dies zeigen z. B. die Ergebnisse der floristischen Kartierung (HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988), der Zusammenhang wurde auch von SVENSSON (1988) für Schweden herausgearbeitet.

## 6. Mosaikeffekte durch die Beweidung: Wiederbesiedlungsstadien von Rinderfaeces

Bereits der vegetationskundliche Vergleich der „Beliebtheitsplätze“ mit den nur schwach beweideten Zonen (Tab. 1, Ausb. 1, 2) zeigte, daß die Wirkungen des „patchy grazing“ (HARPER 1977) unmittelbar an der Vegetation abzulesen sind. Nicht nur das direkte Abfressen der Vegetation, sondern auch sekundäre Wirkungen haben eine Schlüsselrolle für das Verständnis der bei Beweidung veränderten Mosaikstrukturen. Dabei konnten die oftmals in der Literatur angeführten Auswirkungen des Viehtritts im Untersuchungsgebiet nicht in größerem Umfang beobachtet werden, dies dürfte mit der geringen Besatzdichte, der Plateaulage und dem leichtgewichtigen Vorderwälder Jungvieh zusammenhängen. Neben dem „patchy grazing“ waren die stärksten Mosaikeffekte durch die Deposition von Faeces zu beobachten.

Nach den Angaben von HARPER (1977) produziert eine Kuh von 350 kg Gewicht täglich 34 kg Faeces; im Durchschnitt werden 0,75 m<sup>2</sup> Boden bedeckt. Diese Werte dürften etwa für das im Gebiet der Rohrhardsberg-Gipfelregion weidende Vorderwälder Jungvieh gelten (Gewicht ausgewachsener Vorderwälder 550–650 kg, ausgewachsener Hinterwälder 380–420 kg). Es zeigte sich, daß die Dunghaufen zur Entstehung populationsbiologisch interessanter Synusien führen, dies wurde unseres Wissens nach im Bereich der Extensivweiden noch nicht näher untersucht. HARPER (1977) schildert Effekte der Faeces-Deposition auf die Pflanzendecke unter den Stichworten a) Bedeckung und Entzug von Licht, b) Änderung der Nährstoffverhältnisse, c) Entstehung einer Insel für die Kolonisation und d) Änderung im Beweidungsmuster um die Dungstelle, die von den Tieren gemieden wird. Die Beispiele von HARPER (1977) für einige dieser Prozesse betreffen jedoch Pflanzen stärker gedüngter Weiden.

Rinderdung-Stellen wurden am Rohrhardsberg und ergänzend auch in Flügelginster-Weiden und hochmontanen Borstgrasrasen des Südschwarzwaldes (Wiesetal-Gebiet, Feldberg) näher untersucht. Die von HARPER (1977) aufgestellten Punkte a–d sollen im folgenden für die Untersuchungsgebiete näher betrachtet werden.

zu a) „Bedeckungseffekt“, Lichtentzug: Der Abbau der Rinderfaeces kann im Untersuchungsgebiet mit Sicherheit 1 Jahr dauern, der Besatz mit Scarabaeidae-Larven ist jedoch reichlich. Auch Ameisen besiedeln sonnenedörnte Faeces. Es wurden

Tabelle 4. Rückgang/Zunahme von „Rote Liste-Arten“ und sonstigen Arten, die in Intensiv-Vieh-zuchtgebieten fehlen, durch Beweidung im Gebiet Rohrhardsberg/mittlerer Schwarzwald (Gefährdungskategorien Baden-Württemberg, BRD, in Klammern: 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet); s. HARMS et al. (1983), BLAB et al. (1984) !! Arten mit besonders starkem Rückgang in Bundesländern mit hohem Anteil intensiver Viehwirtschaft (z. B. Schleswig-Holstein, s. RAABE 1987).

a) Rückgang durch Nährstoffeinträge (Faeces), Fraßaktivitäten und/oder lokales Dichtenwerden der Vegetation (hinzu können andere Faktoren kommen)

*Antennaria dioica* (2, 3\*) !!  
*Lycopodium clavatum* (3, 3) !!  
*Hylocomium splendens* !!  
*Vaccinium vitis-idaea* !!  
*Vaccinium uliginosum* !!  
*Calluna vulgaris* !!

b) Gravierender Rückgang der Blühhorizonte, z. T. auch Rückgang der vegetativen Pflanzen

*Arnica montana* (2, 3) !! (für die langfristige Erhaltung jedoch Beweidung oder – auf Wiesen – extensive Mahd notwendig)  
*Pseudorchis albida* (2, 2) !! (Rückgang im außeralpischen Bereich der BRD nach HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988: vor 1945 und floschen → 111 Meßtischbl., 1980: auf 32 MTB nachgewiesen: – 71 %)

c) Förderung durch extensive Beweidung ohne Zufütterung von Kraftfutter (offene Stellen)

*Polygala serpyllifolia* (3, 3) !!

mit Sicherheit für die BRD revisionsbedürftig → 2

am 17. 8. 1988 40 oberflächlich getrocknete Dunghaufen im Gebiet Rohrhardsberg verlagert und 6 Wochen später kontrolliert u. a. auf einen evtl. Wiederaustrieb von Pflanzen. Es zeigte sich, daß in vielen Fällen Gräser, Kräuter und auch Moose unter der Dungstelle vollständig abgestorben waren, dies gilt vor allem für *Nardus* (das nur kleinflächig wiederaustreiben konnte), *Deschampsia flexuosa*, *Vaccinium vitis-idaea* und *Pleurozium schreberi* (Abb. 9 a, b).

Einige wenige Arten sind fähig, einen soliden Dungfladen zu durchstoßen. Zu diesen gehört am Rohrhardsberg *Arnica montana*, deren Rosettenblätter, tütenförmig gerollt und zunächst weißlich verfärbt, bis zu 7 cm durchwachsen können; auch *Festuca nigrescens* vermag durchzustößen. In der rinderbeweideten Zone des Feldberg-Gipfels findet man besonders häufig „durchstoßende“ *Meum athamanticum*-Pflanzen, in den montanen Flügelginster-Weiden des Wiesetales durchwächst *Hieracium pilosella* häufig Rinderfaeces. Bemerkenswert ist, daß auch unter einem noch nicht zersetzten Fladen *Rhytidiadelphus squarrosus* frischgrün bleibt, wohingegen *Pleurozium* und *Hylocomium splendens* sich bräunlich verfärben und absterben. Zusätzliche Beobachtungen in einem beweideten Festuco-Genistetum sagittalis trifolietosum bei Präg zeigten, daß hier ausschließlich einige der Differentialarten des „trifolietosum“ die Dungfladen durchwachsen: *Trifolium repens*, *Leontodon autumnalis*, *Plantago lanceolata* und am häufigsten: *Achillea millefolium*.

zu b) Änderung der Nährstoffverhältnisse: auf den Faeces-Stellen am Rohrhardsberg konnten außer dem Moos *Rhytidiadelphus squarrosus* keine Düngezeiger gefunden werden. Auch eine besondere Üppigkeit der Vegetation oder gar des Auftreten von nitrophytischen Stauden fehlt; s. Punkt d).

zu c) Entstehung einer Insel für die Kolonisation: Standorte ehemaliger Dungstellen fallen im Gebiet Rohrhardsberg nicht durch ihre besondere Wüchsigkeit auf (wie auf Intensivweiden), sondern durch abgestorbene Pflanzen und Lücken und zumeist noch gering deckende Neubesiedlung. Reste zermahlener Gräser finden sich z. T. als dünne Schicht über diesem Kleinstandort und verraten die Herkunft. Es wurden mit Hilfe von Folien Klein-kartierungen durchgeführt; sie können aus Platzgründen hier nicht wiedergegeben werden (vgl. Abb. 9 a, b). Bemerkenswert

und vielfach beobachtbar ist das Absterben von *Vaccinium vitis-idaea*; die zunächst scheinbar auch geschädigte entblätterte Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) treibt sogar noch im September frischgrün aus (s. u.). Sehr häufig finden sich als Kolonisatoren *Rumex acetosella* und *Veronica officinalis*. Als Invasionspioniere aus der Nachbarschaft treten vor allem *Agrostis capillaris* und *Galium hircynicum* auf.

Um die Wiederbesiedlungsmuster in einem abgegrenzten Zeitraum untersuchen zu können, wurden die Stellen der 40 am 10. 8. 1988 verlagerten Dunghaufen auf kolonisierende Arten geprüft. Als Wiederbesiedlungsmuster kämen in Frage (z. T. nach GRIME 1979): 1) Vegetative Expansion von der Seite, 2) Wiederbesiedlung durch in der Samenbank ruhende Keimlinge, 3a) Wiederbesiedlung durch Anemo- oder Autochore, 3b) – durch Ameisen, 3c) – durch Darmwanderer (Endochore) oder sonstige Zoochore.

Um den Gehalt keimfähiger Diasporen prüfen zu können, wurden 7 x 150 g oberflächlich abgetrockneter Faeces, nach 3tägiger Trocknung mit diasporenfreiem Mineralboden vermischt in abgedeckten Keimchalen ab 15. 8. 1988 beobachtet. Der Mineralboden stammte aus 1 1/4 Jahre abgedeckt gehaltenen Bodenproben von Silikat-Flußuffern (Sand – sandiger Lehm).

Auf den meisten der 40 Flecken war 6 Wochen nach der Faeces-Verlagerung noch kaum eine Wiederbesiedlung erfolgt. Auffällig ist das Vorkommen von *Rumex acetosella*-, *Luzula campestris*- und *Potentilla erecta*-Keimlingen, der Wiederaustrieb von *Arnica*, *Luzula campestris* und *Vaccinium myrtillus* und die seitliche Invasion von *Galium hircynicum* und *Agrostis capillaris*. Auf einem Faeces-Fleck konnten 12 *Rumex acetosella*-Keimlinge gezählt werden. Eine erneute Kontrolle Anfang November zeigte jedoch, daß die meisten der abgeräumten Flecken nicht mehr physiognomisch auffielen; die noch frei verbliebenen Stellen waren vor allem durch seitliche Invasion von *Agrostis capillaris* und *Galium hircynicum* „zugedeckt“ worden, so daß die „vegetative Expansion von der Seite“ (1) mit Sicherheit die größte Bedeutung hat.

Die bis zum 1. März 1989 festgestellte Keimungsrate von Diasporen in den 7 Keimchalen war relativ gering. Es konnten festgestellt werden (Zahl der Individuen): *Luzula campestris* s.l. (29), *Nardus stricta* (11), *Galium hircynicum* (4), *Epilobium* cf.

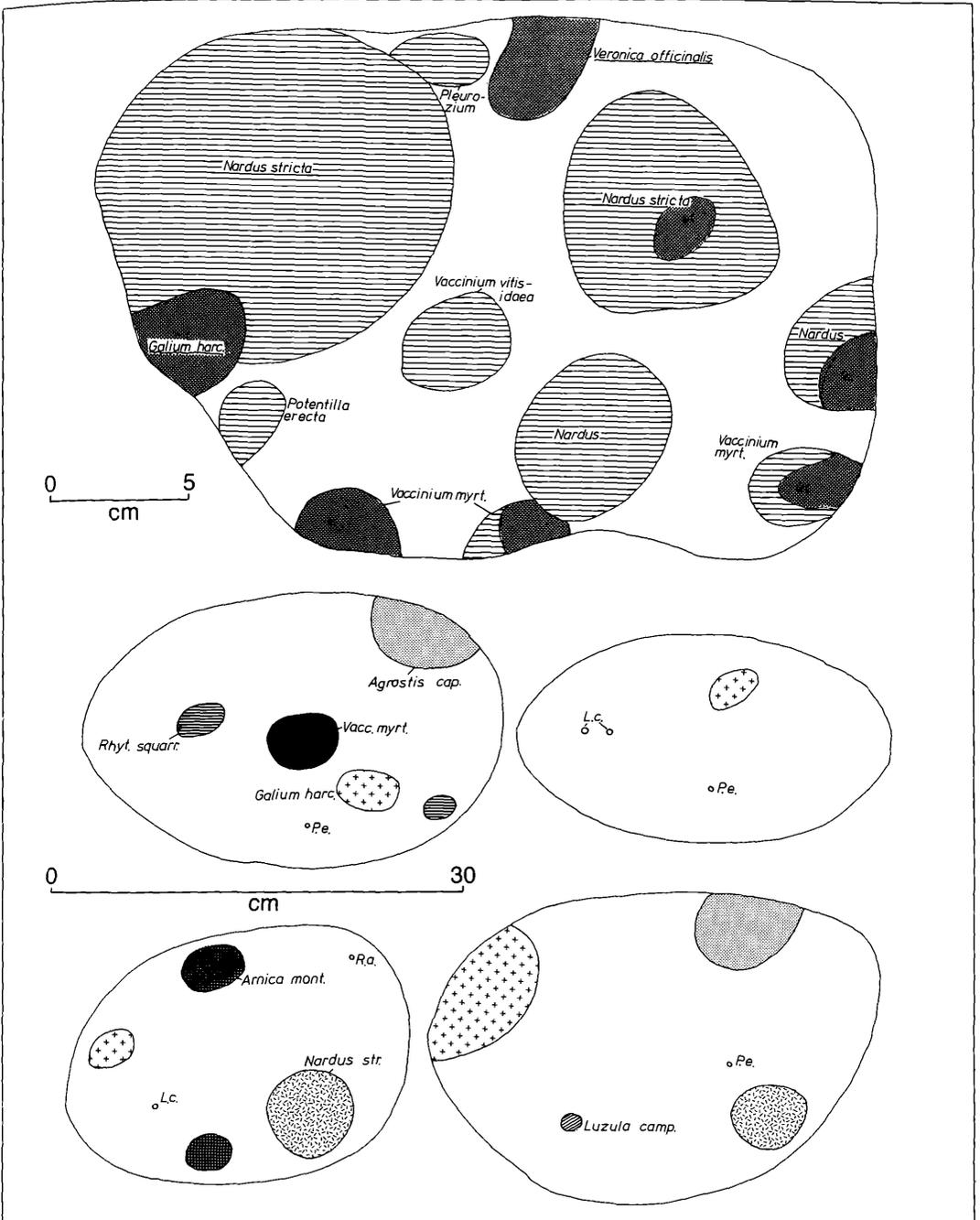


Abbildung 9 a, b. Wiederbesiedlungsstadien am 20. 9. 1988 von Rinderfaeces-Stellen. Faeces am 14. 8. 1988 experimentell entfernt  
 a) Streifensignatur: abgestorbene Pflanzenteile. Punktsignatur: wiederaustreibende, noch lebende oder von der Seite eindringende Pflanzen (letztere mit Schlangenkurve)  
 b) P.e. = *Potentilla erecta*-Keimling, L.c. = *Luzula campestris*-Keimling. *Nardus stricta*: Teilaustrieb; *Arnica*, *Vaccinium myrtillus*, *Luzula campestris*: Wiederaustrieb.

*palustre* (3), *Poa trivialis* (2), *Trifolium repens* (1), *Stellaria media* (1), *Montia rivularis* (1).

Es handelt sich mit Sicherheit nicht ausschließlich um Darmwanderer; die vom Vieh verschmähten *Nardus*-Karyopsen können offenbar, auto- oder anemochor ausgebreitet, in den Rinderfaeces ein Keimbett finden. Auch eine Beteiligung von Dungbewohnenden Ameisen (*Luzula*?) am Diasporen-Transport kann nicht ausgeschlossen werden. Die drei zuletzt erwähnten Arten sind mit großer Wahrscheinlichkeit stomatochor ausgebreitet worden. Sie fehlen mit Ausnahme von wenigen *Trifolium*-Pflanzen im Gipfelbereich, kommen aber in der Umgebung der Viehtränke vor.

Von den gefundenen Keimlingen und Pionierarten ist für *Rumex acetosella*, *Potentilla erecta*, *Luzula campestris*, *Trifolium repens* und *Veronica officinalis* bekannt, daß sie nach Darmpassage eine (z. T. reduzierte) Keimfähigkeit behalten (MÜLLER-SCHNEIDER 1977).

zu d) Änderung im Beweidungsmuster um die Dungstelle: Bemerkenswert ist, daß durch den Kuhdung im Gebiet Rohrhardsberg keine Geilstellen entstehen (wie sie z. B. vielfach auf den Jungviehweiden vom Typ des Alchemillo-Cynosuretum in gleicher Höhenlage zu beobachten sind). Auch stärkere Auswirkungen auf das Beweidungsmuster konnten nicht beobachtet werden.

Es läßt sich insgesamt feststellen, daß durch die Rinderfaeces neue Kleinlebensräume entstanden sind, deren Wiederbesiedlungsstadien populationsbiologisch außerordentlich interessant sind. Sie tragen wesentlich (neben z. B. Ameisen-Erdhügeln und Maulwurfshäufen) dazu bei, daß initiale Standorte vorhanden sind. Möglicherweise können von Ameisen besiedelte Faeces sich auch zu Ameisen-Erdhügeln entwickeln. Für die Förderung von gefährdeten Pflanzenarten haben Rinderfaeces-Stellen im Gebiet keine Bedeutung. Die gefährdete Art, die streng an lückige Standorte gebunden ist, *Antennaria dioica*, fehlt diesen relativ kurzlebigen und besser mit Nährstoffen versorgten initialen Standorten der Dungstellen, konnte jedoch auf einem Ameisen-Erdhügel am NO-Hang noch gefunden werden.

## 7. Zusammenfassende Beurteilung der Auswirkungen der Rinderbeweidung auf eine ehemals brachliegende Flügelnster-Weide

Es lassen sich die folgenden Prozesse für das Gebiet Rohrhardsberg belegen:

- Rückgang des *Arnica*-Blütenhorizontes um 75–80%; Rückgang von *Pseudorchis albida*-Blütenständen.
- Lokal dichter werdende Vegetation durch Förderung von Süßgräsern beweideter Borstgrasrasen (v. a. *Nardus stricta*, *Festuca nigrescens*) bei gleichzeitigem Rückgang von Zwergsträuchern; kleinflächiges Entstehen kurzfristig offener Stellen durch sich zersetzende Rinderfaeces.
- Umschichtung der Deckungsgrade verschiedener Pflanzenarten (Rückgang von *Deschampsia*, *Arnica*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens*; Zunahme von *Nardus*, *Danthonia de-*

*cumbens*, *Festuca nigrescens*, *Galium hircynicum*, *Veronica officinalis*. An stärker durch das Vieh begangenen Stellen Vermehrung steriler *Arnica*-Populationen durch Bildung von Adventivrossetten; Verschwinden von *Antennaria dioica* in den stärker beweideten Flächen. Das Verschwinden von *Antennaria dioica* durch Düngereinfluß ist für den Zeitraum 1978–1988 für viele Flügelnster-Weiden auch des Wiesetalgebietes (Südschwarzwald) nachzuweisen. SCHRÖTER (1926) bezeichnet die Pflanze als „Magerkeitszeiger par excellence“; sie kann als „Indikatorart“ betrachtet werden, die bei geringem Düngereinfluß und damit verbundener Dichterwerden der Vegetation sofort schwindet. Das Verhalten der Rote-Listen-Arten wird in der Tabelle 4 zusammenfassend dargestellt.

d) Charakteristische Düngenzeiger des Festuco-Genistetum sagittalis trifolietosum haben sich trotz der einmaligen Güllespritzung kaum eingestellt. Lediglich das Moos *Rhytidiadelphus squarrosus*, das neu vor allem in Wiederbesiedlungsstadien ehemaliger Rinderfaeces-Stellen gefunden werden konnte und wenige Funde von *Trifolium repens*, *Euphrasia rostkoviana* (Tab. 2, Ausb. 1) weisen in diese Richtung.

e) Die seltener gewordenen Zwergstrauch-Fazies und „Null-Flächen“ am Zaun zeigen eine fast unveränderte Artenkombination und Artmächtigkeit der Sippen im Vergleich der Jahre 1978–1988, so daß es keine Hinweise für Auswirkungen von Immissionen gibt.

f) Der Vegetationskomplex hat sich geändert, einige weidebedingte Vegetationseinheiten treten auf. Die verwendete Methode der Frequenzanalyse ist besonders aussagekräftig bei im Ausgangsbestand selteneren Arten (z. B. *Danthonia*). Bei Arten, die in fast jedem Teilquadrat anzutreffen sind (z. B. *Arnica*, *Nardus*) ist die zusätzliche BRAUN-BLANQUET-Schätzung, in besonderen Fällen auch eine Prozentschätzung, durchgeführt mit einer Raster-Grundfläche, sehr hilfreich. Für häufigere Arten müßte bei der Frequenzanalyse evtl. bei einer entsprechenden Fragestellung die Zahl der Teilflächen auf 100 erhöht werden; dies bedeutet aber einen kaum vertretbaren Zeitaufwand.

## 8. Pflege der Rohrhardsberg-Gipfelregion innerhalb des Extensivierungsprogramms der Landesregierung Baden-Württemberg

Das Gebiet ist seit 1987 in das Extensivierungsprogramm eingebunden mit den Auflagen einer Besatzdichte von höchstens 1 GVE/ha und Verbot der Düngung.

Aus den hier vorgelegten Untersuchungsergebnissen können für die Praxis eine Reihe differenzierender und präzisierender Pflegeanweisungen abgeleitet werden. Der starke Rückgang des *Arnica*-Blütenhorizontes, der schwache Rückgang der vegetativen Pflanzen und die in Plateaulage langfristig notwendige Beweidung für die Verjüngung von *Arnica* lassen im Falle der Extensivwei-

den eine „Staffelbeweidung“ ratsam erscheinen. Größere Bereiche der Gipfelregion (1–2 ha) sollten jeweils gestaffelt für mehrere Jahre ausgezäunt werden (3–5 Jahre). Für im Schwarzwald inzwischen selten gewordene, gemähte *Arnica*-Bestände (mageres Geranio-Trisetum) sollte weiterhin eine einmalige Mahd durchgeführt werden. Jegliche Düngung muß hier unterbleiben.

Dies ermöglicht kurzfristig eine Regeneration des *Arnica*-Blütenhorizontes und eine Blüte von *Pseudorchis albida*. Es ist so ein Mosaik struktur- und blütenreicher Flügelginster-Weiden vorhanden mit günstigen Wirkungen auch auf die Tierwelt (Heuschrecken, Zitronengirlitz?) und kürzergrasiger, kleinräumig offener Bestände. Dringend müssen zoözoologische Untersuchungen in diesen Beständen durchgeführt werden, da wir über die Tierwelt verschieden bewirtschafteter Flügelginster-Weiden nichts wissen.

Für die langfristige Erhaltung von *Calluna*-/*Antennaria dioica*-reichen Beständen wäre eine 5- bis 10jährige Auszäunung geeigneter Bestände am Osthang anzuraten, wo durch Kammeisbildung auf natürlichem Wege offene Stellen entstehen. Ein geringfügiges Aushursten von Gehölzen sollte diese Maßnahme begleiten.

Die Besatzdichte in der Gipfelregion könnte noch auf 0,7 GVE/ha reduziert werden.

Diese Maßnahmen sind um so dringlicher, als die heute vorhandene Extensivweide-Fläche von 6 ha nach Aufforstungen und Intensivierungen in den letzten 30 Jahren einen Restbestand des im Jahre 1954 noch 20 ha großen Weidfeldes darstellt (berechnet nach Luftbildern) und somit eines besonderen, wissenschaftlich fundierten Schutzes bedarf.

## 9. Literatur

- ANDERSON, R. C. & LOUCKS, O. L. (1973): Aspects of the biology of *Trientalis borealis* RAF. – Ecology, **54** (4): 798–808; Durham N.C.
- BAUMLER, E. (1988): Untersuchungen zur Besiedlungsdynamik und Populationsbiologie einiger Pionierpflanzen im Morteratsch-Gletschervorfeld. – 283 S., Diss.; Basel.
- BLAB, J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W. & SUKOPP, H. (1984): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der BRD. – 270 S., 4. Aufl.; Greven.
- BRIEMLE, G. (1988): Ist eine Schafbeweidung von Magerrasen der Schwäbischen Alb notwendig? – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ., **63**: 51–67; Karlsruhe.
- BÜCKING, W. (1981): Kulturversuche an azidophytischen Waldbodenpflanzen mit variiertem Stickstoff-Menge und Stickstoff-Form. – Mitt. Ver. Forstl. Standortsk. u. Forstpflanzenzüchtung, **29**: 42–57; Stuttgart.
- BÜCKING, W. (1985): Kulturversuche an azidophytischen Waldbodenpflanzen mit variiertem Stickstoff-Menge und Stickstoff-Form III. Versuche mit *Vaccinium myrtillus*. – Mitt. Ver. Forstl. Standortsk. u. Forstpflanzenzüchtung, **31**: 60–77; Stuttgart.
- DIERSCHKE, H. (1985): Experimentelle Untersuchungen zur Bestandesdynamik von Kalkmagerrasen (Mesobromion) in Südniedersachsen. I. Vegetationsentwicklung auf Dauerflächen 1972–1984. – Münstersche Geogr. Arb., **20**: 9–24; Paderborn.
- DIETL, W. (1977): Vegetationskunde als Grundlage der Verbesserung des Graslandes in den Alpen. – In: KRAUSE, W. (Edit.) Handbook of Vegetation Science, **13**: 407–458; The Hague.
- FISCHER, A. (1985): Feinanalytische Methoden in Grünlandbrachen – Methode und Methodenvergleich. – Münstersche Geogr. Arb., **20**: 213–224; Paderborn.
- GIBSON, C. W. D., DAWKINS, H. C., BROWN, V. K. & JEPSEN, M. (1987): Spring grazing by sheep: effects on seasonal changes during early old field succession. – Vegetatio, **70**: 33–43; The Hague.
- GRIME, J. P. (1979): Plant strategies and vegetation processes. – 222 S.; Chichester a.o.
- HAEUPLER, H. & SCHÖNFELDER, P. (1988): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. – 768 S.; Stuttgart.
- HARMS, K. H., PHILIPPI, G. & SEYBOLD, S. (1983): Verschollene und gefährdete Pflanzen in Baden-Württemberg. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ., **32**: 157 S.; Karlsruhe.
- HARPER, J. (1977): Population biology of plants. – 892 S.; London.
- HEGG, O. (1984a): 50jährige Dauerbeobachtungen im Nardetum auf der Schynigen Platte ob Interlaken. – Verh. Ges. Ökol., **12**: 159–166; Göttingen.
- HEGG, O. (1984b): Langfristige Auswirkungen von Düngung auf einige Arten des Nardetums auf der Schynigen Platte ob Interlaken. – Angew. Botanik, **58**: 141–146; Göttingen.
- HEGG, O. (1984c): 50jähriger Wiederbesiedlungsversuch in gestörten Nardetum-Flächen auf der Schynigen Platte ob Interlaken. – Diss. Bot., **72**: 459–479; Vaduz.
- HEGI, G. (1905 ff.): Illustrierte Flora von Mitteleuropa. VI, 2. – Berlin, Hamburg.
- HESS, H. E., LANDOLT, E. & HIRZEL, R. (1972): Flora der Schweiz. Bd. 3. – Basel.
- HOBOM, C. & SCHWABE, A. (1985): Bestandsaufnahme von Feuchtvegetation und Borstgrasrasen bei Freiburg im Breisgau – ein Vergleich mit dem Zustand von 1954/55. – Ber. naturforsch. Ges. Freiburg, **75**: 5–51; Freiburg i. Br.
- KNAPP, R. (1953): Über die natürliche Verbreitung von *Arnica montana* L. und ihre Entwicklungsmöglichkeit auf verschiedenen Böden. – Ber. dt. Bot. Ges., **66** (4): 168–179; Stuttgart.
- KRAUSE, W. (1974): Bestandsveränderungen in brachliegenden Wiesen. – Das wirtschaftseigene Futter, **20** (1): 51–65; Frankfurt/M.
- MÜLLER-SCHNEIDER, P. (1977): Verbreitungsbiologie (Diasporologie) der Blütenpflanzen. – Veröff. Geobot. Inst. ETH Zürich, **61**, 2. Aufl.: 226 S.; Zürich.
- PIGOTT, G. D. (1983): Regeneration of Oak–Birch Woodland following exclusion of sheep. – J. Ecol., **71**: 629–646; Oxford.
- RAABE, E. W. (Edit. DIERSSEN, K. & MIERWALD, U. (1987): Atlas der Flora Schleswig-Holsteins und Hamburgs. – 654 S.; Neumünster.
- SCHIEFER, J. (1981): Bracheversuche in Baden-Württemberg. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ., **22**: 1–325; Karlsruhe.
- SCHMIDT, CHR. (1988): Pflanzensoziologische und immissionsökologische Untersuchungen im *Vaccinio-Abietetum typicum* des Südoschwarzwaldes. – 196 S., Diplomarbeit; Freiburg.
- SCHOENICHEN, W. (1940): Biologie der geschützten Pflanzen Deutschlands. – 248 S.; Jena.
- SCHREIBER, K.-F. (1986): Sukzessionsstudien an Grünlandbrachen im Hochschwarzwald. – Abhandl. Westf. Mus. Naturk., **48** (2/3): 81–92; Münster/Westf.
- SCHREIBER, K.-F. & SCHIEFER, J. (1985): Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen – 10 Jahre Bracheversu-

- che in Baden-Württemberg. – Münstersche Geogr. Arb., **20**: 111–154; Paderborn.
- SCHROETER, C. (1926): Das Pflanzenleben der Alpen. – 2. Aufl.: 1288 S.; Zürich.
- SCHWABE-BRAUN, A. (1979a): Werden und Vergehen von Borstgrasrasen im Schwarzwald. – In: WILMANN, O. & TÜXEN, R. (Edit.): Werden und Vergehen von Pflanzengesellschaften. – Ber. int. Sympos. Int. Ver. Vegetationsk. Rinteln 1978: 387–405; Vaduz.
- SCHWABE-BRAUN, A. (1979b): Sigma-Soziologie von Weidfeldern im Schwarzwald: Methodik, Interpretation und Bedeutung für den Naturschutz. – Phytocoenologia, **6**: 21–31; Stuttgart.
- SCHWABE-BRAUN, A. (1980): Eine pflanzensoziologische Modelluntersuchung als Grundlage für Naturschutz und Planung: Weidfeldvegetation im Schwarzwald. – Urbs et Regio, **18**: 212 S.; Kassel.
- SCHWABE, A., KRATOCHWIL, A. & BAMMBERT, J. (i. Dr.): Sukzessionsprozesse im aufgelassenen Weidfeld-Gebiet des „Bannwald Flüh“ (Südschwarzwald) 1976–1988 – mit einer vergleichenden Betrachtung statistischer Auswertungsmethoden. – Tuexenia; Göttingen.
- SVENSSON, R. (1988): Floravård i jordbrukslandskapet. (Flora conservation in the Swedish agricultural landscape.) – Svensk Bot. Tidskr., **82**: 458–465; Lund.
- TROLL, W. (1937): Vergleichende Morphologie der Höheren Pflanzen. – Bd. 1: 955 S.; Berlin.
- TROLL, W. (1973): Allgemeine Botanik. – 4. Aufl.: 994 S.; Stuttgart.
- WELLS, T. C. E. & BARLING, D. M. (1971): Biological Flora of the British Isles. *Pulsatilla vulgaris* MILL. (*Anemone pulsatilla* L.). – J. Ecol., **59** (1): 275–292; Oxford.
- WILMANN, O. (1988): Können Trockenrasen derzeit trotz Immissionen überleben? – Eine kritische Analyse des Xerobrometum im Kaiserstuhl. – Carolinea, **46**: 5–16; Karlsruhe.
- WILMANN, O. (1989a): Zur Frage der Reaktion der Waldboden-Vegetation auf Stoffeintrag durch Regen – eine Studie auf der Schwäbischen Alb. – Allg. Forst- u. Jagdz.; Frankfurt/M. (i. Dr.).
- WILMANN, O. (1989b): Beharren und Wandel in der Vegetation des Breisgaus. – Freiburger Universitätsblätter; Freiburg i. Br.
- WILMANN, O. (i. Dr.): Zur Entwicklung von Trespenrasen im letzten halben Jahrhundert – Einblick, Rückblick, Ausblick – Das Beispiel des Kaiserstuhls. – Düss. Geobot. Koll.
- WILMANN, O. & KRATOCHWIL, A. (1983): Gedanken zur Biotop-Kartierung in Baden-Württemberg. Verfahren – Erreichtes – Geplantes. – Schr. R. Dt. Rat Landespf., **41**: 55–68; Bonn.
- WILMANN, O., KRATOCHWIL, A. & KÄMMER, F. (1978): Biotopkartierung in Baden-Württemberg. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ., **11**: 191–205; Karlsruhe.
- WILMANN, O. & MÜLLER, K. (1976): Beweidung mit Schafen und Ziegen als Landschaftspflegemaßnahme im Schwarzwald. – Natur und Landschaft, **51** (10): 271–274; Stuttgart.
- WILMANN, O. & MÜLLER, K. (1977): Zum Einfluß der Schaf- und Ziegenbeweidung auf die Vegetation im Schwarzwald. – In: TÜXEN, R. (Edit.): Vegetation und Fauna. – Ber. int. Sympos. Int. Ver. Vegetationskde. Rinteln 1976: 465–475; Vaduz.
- WILMANN, O., SCHWABE-BRAUN, A. & EMTER, M. (1979): Struktur und Dynamik der Pflanzengesellschaften im Reutwaldgebiet des Mittleren Schwarzwaldes. – Doc. phytosoc. N. S., **IV**: 983–1024; Vaduz.
- WILMANN, O. & TÜXEN, R. (1978): Sigma-Assoziationen des Kaiserstühler Rebgeleändes vor und nach Großflurbereinigungen. – In: TÜXEN, R. (Edit.): Assoziationskomplexe (Sigmen).
- ten). – Ber. Int. Sympos. Intern. Ver. Vegetationskde. Rinteln 1977: 287–302; Vaduz.
- YOUNG, D. R. & SMITH, W. K. (1980): Influence of sunlight on photosynthesis, water relations, and leaf structure in the understory species *Arnica cordifolia*. – Ecology, **61** (6): 1380–1390; Durham N. C.

MARKUS PEINTINGER

# Bestandsschwankungen bei seltenen Pflanzenarten in Pfeifengraswiesen des westlichen Bodenseegebietes

## Kurzfassung

Blühende Exemplare oder die Blütenstände folgender Arten wurden maximal 20 Jahre lang gezählt: *Gladiolus palustris*, *Iris sibirica*, *Liparis loeselii*, *Orchis coriophora*, *Orchis morio*, *Primula farinosa* und *Tofieldia calyculata*. Die Untersuchungen wurden in 5 Naturschutzgebieten des westlichen Bodenseegebietes durchgeführt. Alle Pflanzen der untersuchten Bestände wuchsen in Pfeifengraswiesen (Molinion), die regelmäßig im Winter gemäht werden.

Am Bodenseeufer hängt die Zahl blühender Pflanzen von *Gladiolus palustris* und *Orchis morio* von der Höhe der Wasserstände ab. Wenn die Pfeifengraswiesen überschwemmt werden, blühen in diesem Jahr weniger Pflanzen von *Gladiolus palustris* als in Jahren mit Normalwasserständen. Bei *Orchis morio* verringert sich die Zahl der blühenden Exemplare erst im Jahr nach dem Höchststand, weil die Pflanzen vor Erreichen des Hochwasserstandes blühen. Bei beiden Arten scheinen die Individuen aber nicht abzusterben. Die Überschwemmung verursacht nur eine Verringerung der Vitalität.

Im Hausener Aachried geht die Zahl der blühenden Exemplare von *Orchis morio* wahrscheinlich wegen der Konkurrenz mit *Arrhenatherion*-Arten zurück.

Die Bestände von *Primula farinosa* weisen mit einer Ausnahme eine hohe Wachstumsrate auf. In den Pfeifengraswiesen hatten sich zwischen 1950–1970 Gehölze ausgebreitet. Da diese wieder entfernt wurden und die Pfeifengraswiesen regelmäßig gemäht werden, nahm die Zahl der Individuen von *Primula farinosa* zu. Während des Hochwassers 1987 starben in den seenehnten Untersuchungsgebieten alle Pflanzen der Art ab. Im folgenden Jahr konnten nur einige Keimlinge beobachtet werden.

Die Zahl der blühenden Exemplare von *Liparis loeselii* und *Tofieldia calyculata* nahm etwas zu. Der Bestand von *Orchis coriophora* ging bis 1976 zurück. Seither nimmt die Zahl der blühenden Pflanzen wieder zu.

## Abstract

### Fluctuations in population size of rare species in Molinion-meadows in the area of Lake of Konstanz.

The number of flowering plants or inflorescences of *Gladiolus palustris*, *Iris sibirica*, *Liparis loeselii*, *Orchis coriophora*, *Orchis morio*, *Primula farinosa* and *Tofieldia calyculata* was counted during a period of maximal 20 years. The studies were carried out at five sites in the Lake Konstanz area, SW-Germany (fig. 1). The plants of the investigated populations are growing on Molinion-meadows being cutted in winter. On the border of the lake (Wollmatinger Ried) the flowering frequency of *Gladiolus palustris* and *Orchis morio* is dependent on water level. In the years when the meadows with *Gladiolus palustris* are inundated with water, the number of inflorescences decreases. The reduction of the number of flowering plants by *Orchis morio* is observed one year after high water levels, because the plants are flowering before the meadows are inundated. It seems, however, that plants of both species do not die. The inundation causes only a reduction of fitness. In the Hausener Aachried the number of flowering plants of *Orchis morio* conspicuously decreased, probably due to competition with *Arrhenatherion* species.

With one exception the populations of *Primula farinosa* show a high growth rate. In the Molinion-meadows shrubs were established between 1950–1970. Because shrubs are removed, and the meadows are regularly cutted, the populations of *Primula farinosa* increase. During the inundation of 1987 all plants on the border of the lake died. Only some seedlings could be observed in the following years.

The numbers of flowering plants of *Liparis loeselii* and *Tofieldia calyculata* increased slightly. Until 1976 the population of *Orchis coriophora* decreased. Since then the number of flowering plants has increased.

## Autor

MARKUS PEINTINGER, Güttinger Straße 8/1, D-7760 Radolfzell.

## 1. Einleitung

Über langfristige Bestandsentwicklungen von gefährdeten Pflanzenarten ist wenig bekannt. Angaben über Zu- und Abnahmen erfolgten bisher überwiegend durch Vergleich von Literaturangaben mit aktuellen Fundorten (in Baden-Württemberg z.B. BRIELMAIER & KÜNKELE 1970, BRIELMAIER et al. 1976, PHILIPPI 1978, SEYBOLD 1982, WITSCHEL 1985, 1986). Bei derartigen Untersuchungen wird nicht berücksichtigt, daß die noch vorhandenen Bestände nur Reste von ehemals größeren sein können. Außerdem bleibt unbekannt, ob sich kleinere und isolierte Populationen langfristig halten können. Kontinuierliche Bestandserfassungen sind deshalb als Grundlagenuntersuchungen für den Naturschutz wichtig.

Die vorliegende Arbeit basiert auf Zählungen blühender Pflanzen oder Blütenstände von einzelnen Beständen in einem Zeitraum von maximal 20 Jahren. Untersucht wurden *Gladiolus palustris*, *Iris sibirica*, *Liparis loeselii*, *Orchis coriophora*, *Orchis morio*, *Primula farinosa* und *Tofieldia calyculata* in 5 Naturschutzgebieten im westlichen Bodenseegebiet. Die Zählungen erfolgten anfangs unkoordiniert durch einzelne Personen. Später wurden die Erhebungen fester Bestandteil der im Auftrag der Höheren Naturschutzbehörde vom Deutschen Bund für Vogelschutz (DBV) durchgeführten Betreuungsarbeit. Dabei sollte untersucht werden, ob sich Populationen seltener Arten nach Beginn der Pflegearbeiten vergrößern.

Ohne zahlreiche Mitarbeiter wäre die Arbeit über 20 Jahre hinweg nicht möglich gewesen. Danken möchte ich deshalb A. BRALL, J. BRESCH, H. P. FISCHER, R. HECKMANN, H. HERTENSTEIN †, U. HILD, F. HOHLFELD, H. JACOBY, R. KRÄMER, E. NAGEL, U. RUDOLPH, A. SCHMIDT, F. und G. SCHMOLL, S. SCHUSTER, R. SPECHT, H. STARK, H. VOLK und U. WEIDNER. Besonders hilfreich waren die kontinuierlichen Bestandszählungen von M. DIENST (Wollmatinger Ried) und H. WERNER (Schanderied und Stockacher Aachmündung). Danken möchte ich auch Herrn JACOBY vom Deutschen Bund für Vogelschutz. Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtet sich nach OBERDORFER (1983 a), die der Moose nach FRAHM & FREY (1983).

## 2. Untersuchungsgebiete

Die Bestandszählungen wurden in den Naturschutzgebieten Wollmatinger Ried – Untersee – Gnadensee, Halbinsel Mettnau, Bodenseeufer zwischen Bodman und Ludwigshafen (Stockacher Aachmündung), Schanderied bei Stockach-Wahlwies und Hausener Aachried (Radolfzeller Aachniederung) durchgeführt (alle im Landkreis Konstanz, Abb. 1). Die drei erstgenannten Gebiete liegen direkt am Bodenseeufer (sog. Seeriede). Das Bodenseegebiet ist klimatisch begünstigt (Jahresmittel der Temperatur 8,7°C, ca. 775 mm durchschnittlicher Jahresniederschlag, Einzelheiten s. KIEFER [1972], LANG [1973] oder WAIBEL [1968]). Als Maß für das Makroklima während der Vege-

tationsperiode wurden die Mittelwerte von Lufttemperatur und Niederschlägen aus den Monaten April bis September herangezogen (Abb. 2). Die Grundwasserstände der Seeriede sind durch den Bodenseewasserspiegel beeinflusst. Da direkte Messungen des Grundwasserstandes fehlen, werden die Daten des Pegels Konstanz zur Auswertung herangezogen. Die Differenz zwischen mittlerem Niedrig- und Hochwasserstand beträgt durchschnittlich 1,6 Meter. Die niedrigsten Pegelwerte werden meist im Februar erreicht. Die höchsten Wasserstände treten in der Regel erst im Juli ein, da etwa 70 % des Einzugsgebietes in den Alpen liegen (KIEFER 1965). Die Pegelwerte variieren in den einzelnen Jahren jedoch beträchtlich (s. Abb. 2). Hochwässer traten in den Jahren 1970, 1975, 1978, 1980 und 1987 auf (Mittel April–September  $\geq$  390 cm Pegel Konstanz). Das höchste Mittel aus den Monaten April bis September wurde 1970 erreicht. Der absolut höchste Wasserstand wurde 1987 erreicht (max. 538 cm). Ein ähnlich hoher Pegelstand wurde zuletzt 1965 (max. 540 cm) registriert.

Im Überschwemmungsbereich des Bodensees haben sich aus Seekreide kalkreiche Böden mit geringmächtigem, humosem Oberboden entwickelt (Borowina nach GÖTTLICH 1972). Kleinere Erhöhungen („Strandwälle“) im Wollmatinger Ried und auf der Mettnau werden nicht überschwemmt. Sie bestehen aus aufgelagerten Schneggglisanden (Onkoiden), die im Litoral durch Kalkablagerungen von Blaualgen-Arten entstanden. Ihr Kalkgehalt liegt bei über 90 % (SCHÖTTLE 1969). Die Böden auf den Strandwällen sind flachgründig und typologisch der Rendzina zuzuordnen.

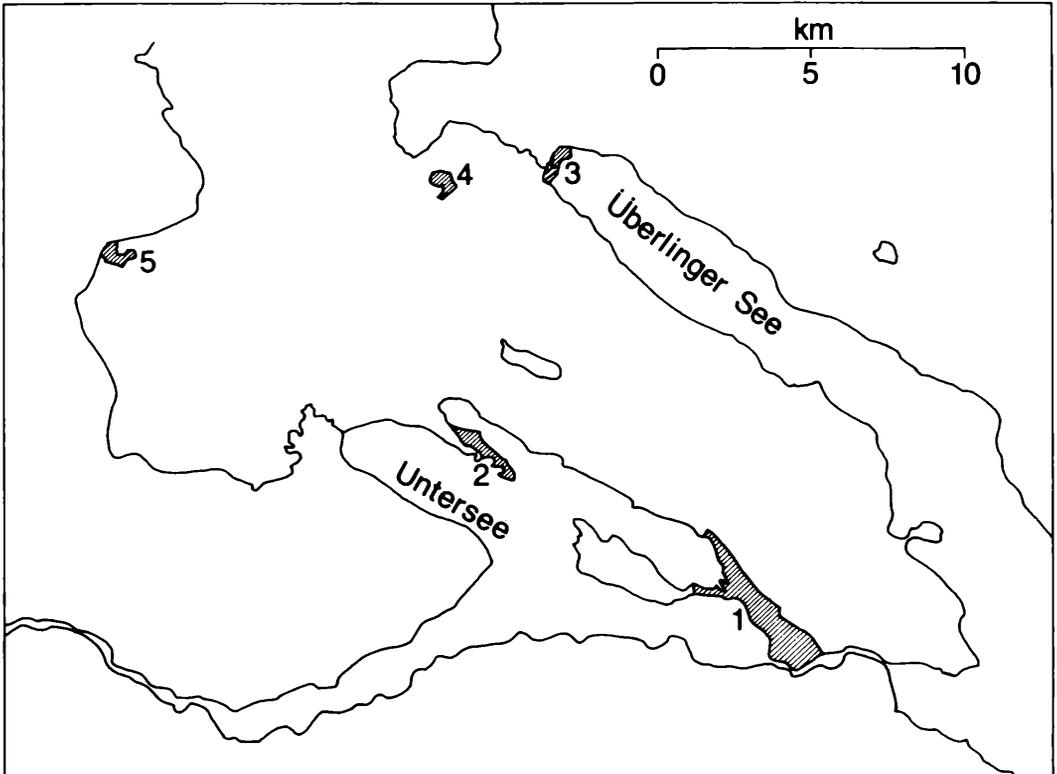


Abbildung 1. Lage der Untersuchungsgebiete: 1 Wollmatinger Ried, 2 Halbinsel Mettnau, 3 Stockacher Aachmündung, 4 Schanderied, 5 Hausener Aachried.

Tabelle 1. Übersicht über die Untersuchungsgebiete

Name	Höhe (NN)	Pflanzengesellschaft	Untergrund
NSG Wollmatinger Ried – Untersee – Gnadensee	400 m	Allio-Molinietum	Schnegglisande und Seekreide
NSG Halbinsel Mettnau	400 m	Allio-Molinietum	Schnegglisande und Seekreide
NSG Bodenseeufer Bodman – Ludwigshafen (Mündungsgebiet der Stockacher Aach)	400 m	Allio-Molinietum, <i>Iris sibirica</i> -Gesellschaft	Seekreide
NSG Schanderied/Wahlwies	410 m	Molinietum caeruleae	Niedermoor
NSG Hausener Aachried/Singen	430 m	Molinion-Gesellschaft mit Arrhenatherion-Arten	Niedermoor (mit Schlick durchsetzt)

Die Niedermoorböden der untersuchten Gebiete im Hinterland werden entwässert und weisen im Vergleich zu denen am Bodenseeufer einen geringen Kalkgehalt auf.

Die Vergesellschaftung der untersuchten Arten ist in Tabelle 2 dargestellt. Die seenahen Pfeifengraswiesen wurden von LANG (1973) als *Cirsio-tuberosi*-Molinietum OBERD. & PHIL. 1974 durch Vegetationsaufnahmen belegt. Neuerdings werden diese Bestände dem *Allio-suaevolentis*-Molinietum GÖRS 1979 zugeordnet (OBERDORFER 1983b). Meist handelt es sich um die Subassoziation mit *Schoenus x intermedius*, die zu den Kalkflachmooren vermittelt. Auf den Schnegglisandwällen befindet sich eine Ausbildung trockener Standorte. Die Pfeifengraswiesen im Schanderied sind nach OBERDORFER (1983b) dem Molinietum caeruleae KOCH 1926 zuzuordnen. Die Wiesen im Hausener Aachried enthalten neben Molinion-Arten einen hohen Anteil an Trockenheitszeigern und Arrhenatherion-Arten. Die *Iris sibirica*-Bestände – von PHILIPPI (1960) als *Iridetum sibiricae* beschrieben – weisen einen höheren Seggen- und Hochstaudenanteil als die Pfeifengraswiesen auf.

Die Pfeifengraswiesen wurden früher von Landwirten im Winterhalbjahr zur Gewinnung von Einstreu gemäht. In den 1950er Jahren wurde die Nutzung eingestellt, und die Flächen verbuschten. Seit Anfang der 70er Jahre hatte man aus Naturschutzgründen mit Pflegemaßnahmen (Entbuschen und Streumäh) begonnen.

### 3. Methode

Zur Hauptblütezeit wurden von *Primula farinosa* und den untersuchten Orchideen-Arten die blühenden Individuen, bei *Gladiolus palustris*, *Iris sibirica* und *Tofieldia calyculata* die Blütenstände an den in Tabelle 3 genannten Orten ausgezählt. Waren die Untersuchungsflächen groß und unübersichtlich, wurden zusätzliche Markierungen angebracht, um Doppelzählungen zu vermeiden. Von *Iris sibirica*, *Gladiolus palustris*, *Liparis loeselii*, *Orchis coriophora* und *Orchis morio* (im Hausener Aachried) wurden jeweils die gesamten Populationen, sonst nur gut abgegrenzte Teilbestände ausgezählt.

Um die Zu- oder Abnahmen der blühenden Individuen bzw. Blütenstände statistisch zu prüfen, wurde der Rangkorrelationskoeffizient nach SPEARMAN errechnet und auf Signifikanz geprüft (einseitig, Irrtumswahrscheinlichkeit 5%, WEBER 1986). Es handelt sich dabei um ein einfaches Testverfahren für nicht normalverteilte Zahlenreihen. Die Werte der Korrelationskoeffizienten liegen zwischen +1 (stetige Zunahme) und –1 (stetige Abnahme). Über die Stärke der Veränderungen in der Individuenzahl gibt die Rangkorrelation keine Auskunft. Um die exponentielle Zunahme der *Primula farinosa*-Bestände im Wollmatinger

ger Ried und auf der Mettnau aufzuzeigen, wurde die Zahl blühender Exemplare logarithmisch dargestellt und die lineare Regressionsgerade errechnet.

### 4. Ergebnis

#### *Gladiolus palustris* GAUD.

Die Zahl der Blütenstände schwankte im Wollmatinger Ried im Zeitraum 1969–1988 zwischen 100 und 2200 (Abb. 3). Rückgänge in der Zahl von Blütenständen (im Vergleich zum Vorjahr) waren in den Hochwasserjahren 1975, 1980 und 1987 zu erkennen. 1987 blühten die Pflanzen bereits, als die Wuchsorte überschwemmt wurden. Der Wert lag mit 1700 Blütenständen deshalb noch recht hoch. Im nächsten Jahr dagegen wurden nur 133 Blütenstände gezählt. Eine Rangkorrelation zwischen der Zahl der Blütenstände und dem Pegelmittel (April–September) ergibt sich nicht ( $r_s = +0,03$ ). Trotz dieser Fluktuationen ist eine Zunahme feststellbar und statistisch gesichert.

#### *Iris sibirica* L.

Die Zahl der Blütenstände an der Mündung der Stockacher Aach nahm auf der sog. *Iris*-Wiese von 1979 bis 1984 zu (3500 Blütenstände), seither aber wieder auf 1230 Blütenstände 1988 ab (Abb. 4). Dagegen blieb die Zahl der Blütenstände des zweiten Bestandes (ehemalige Sportplätze, Abb. 5) von 1979 bis 1985 in etwa gleich (Schwankungen zwischen 500 und 1300 Blütenständen). Seit der Aufgabe der Nutzung 1985 ist eine Zunahme auf 5400 Blütenstände (1988) zu beobachten.

#### *Liparis loeselii* (L.) RICH.

Der Bestand an blühenden Exemplaren im Schanderied lag innerhalb der 10 Untersuchungsjahre zwischen 4 und 85 (Abb. 6). Nach 1985 wurde eine höhere Zahl blühender Pflanzen festgestellt.

#### *Orchis coriophora* L.

Seit Anfang der 70er Jahre ging der Bestand an blühenden Pflanzen im Wollmatinger Ried auf 4 Exemplare in den Jahren 1976 und 1977 zurück (Abb. 7). Danach ist eine Zunahme zu erkennen, wobei aber alle 2–3 Jahre

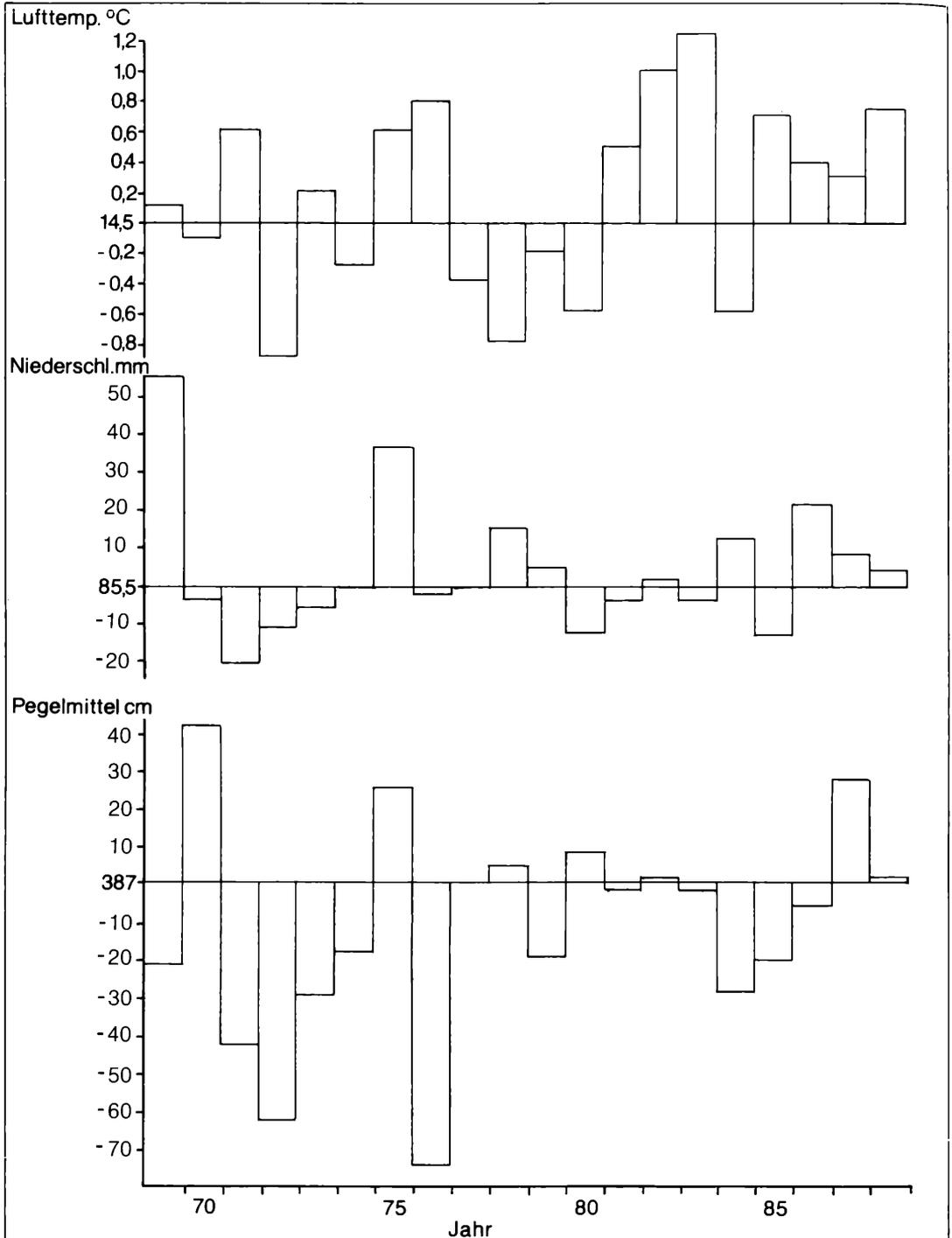


Abbildung 2. Lufttemperatur, Niederschlagsmenge und Wasserstände (Pegel Konstanz) zwischen 1969 und 1988. Dargestellt sind die Abweichungen der Mittelwerte in den Monaten April–September vom langjährigen Mittel (1951–1970).



Fortsetzung Tabelle 2

Nr. der Spalte	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
<i>Brachypodium pinnatum</i>	+										
<i>Teucrium chamaedrys</i>	+										
<i>Thymus pulegioides</i>	+										
<i>Pimpinella saxifraga</i>	+										
<i>Peucedanum cervaria</i>		2b									
<i>Filipendula vulgaris</i>		2a									
<i>Hieracium umbellatum</i>		1									
<i>Trifolium montanum</i>		1									
Arrhenatherion-Arten											
<i>Festuca pratensis</i>		1	1								
<i>Arrhenatherum elatius</i>			+								
<i>Galium mollugo</i> agg.			1								
<i>Knautia arvensis</i>			1								
<i>Alchemilla xanthochlora</i>			+								
<i>Achillea millefolium</i>			1								
<i>Bellis perennis</i>			+								
<i>Chrysanthemum leucanthemum</i>			+								
<i>Plantago lanceolata</i>			+								
<i>Avena pubescens</i>			+								
Caricion davallianae-Arten											
<i>Epipactis palustris</i>				+	1	1	1	1	1		
<i>Carex hostiana</i>						1	2a	1	1		
<i>Carex davalliana</i>							1	1	+		
<i>Schoenus x intermedius</i>					1	3					
<i>Eriophorum latifolium</i>							1	1			
Phragmitetea-Arten											
<i>Phragmites australis</i>		1	+°	+	1			2a	2a		1
<i>Galium palustre</i> agg.				+						+	1
<i>Carex elata</i>							1	3			1
<i>Eleocharis uniglumis</i>								1		1	1
<i>Phalaris arundinacea</i>											1
Molinietalia-Arten											
<i>Sanguisorba officinalis</i>		+	1	1	1	1	1		2a	1	3
<i>Equisetum palustre</i>			1	+	1	1	1		1		1
<i>Lysimachia vulgaris</i>						1		+		1	1
<i>Deschampsia cespitosa</i>		1	2a								
<i>Colchicum autumnale</i>			+								+
<i>Cirsium palustre</i>							+		2a		
<i>Valeriana dioica</i>							1		1		
<i>Galium uliginosum</i>								+	+		

Nr. der Spalte	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Sonstige Molinio-Arrhenatheretea-Arten											
<i>Lotus corniculatus</i>	1		2a	2a	1						
<i>Centaurea jacea</i>	1		2a		1				+		
<i>Holcus lanatus</i>		+	+								
<i>Lathyrus pratensis</i>			+	+							1
<i>Festuca rubra</i>	2a		1								
Sonstige											
<i>Carex panicea</i>	+	1	3		2a	1	2a	1		2a	
<i>Potentilla erecta</i>		1	1	1	1	1	1		2a		
<i>Frangula alnus</i> juv.	2a				1	1	1	+	+		
<i>Carex flacca</i>	+	2a		+					2a		
<i>Briza media</i>	+		1		+		+		+		
<i>Agrostis stolonifera</i>	1			1					1	1	
<i>Galium verum</i>	2a	1			+				+		
<i>Linum catharticum</i>			+		1		+	1			
<i>Festuca arundinacea</i>					+	1					+
<i>Quercus robur</i> juv.	+								+		
<i>Dactylis glomerata</i>	1		+								
<i>Anthoxanthum odoratum</i>		+	+								
<i>Gymnadenia odoratissima</i>				+	1						
<i>Calamagrostis epigeios</i>				+		1					
<i>Salix cinerea</i> juv.								+			
Moose											
<i>Calligonella cuspidata</i>		1		1		1	2a		2a	2a	1
<i>Campylopusium stellatum</i>	1				1	4	1	2a			
<i>Scleropodium purum</i>	1	2a		2b					3		
<i>Fissidens adiantoides</i>	1				1				1		
<i>Cirriphyllum piliferum</i>			1								1
<i>Thuidium philiberti</i>	1			1							

Außerdem: 1: *Abietina abietinella* 1, *Convallaria majalis* +, *Danthonia decumbens* +, *Gymnadenia conopsea* 1, *Plagiomnium affine* +, *Populus tremula* 2a, *Rhodobryum ontariense* 2a. – 2: *Poa trivialis* 1, *Rhytidadelphus squarrosus* 1. – 3: *Ajuga reptans* +, *Cardamine pratensis* +, *Cirsium oleraceum* 1, *Crepis mollis* r, *Dactylorhiza maculata* agg. +, *Geum rivale* +, *Listera ovata* +, *Luzula campestris* +, *Rhinanthus minor* +, *Primula veris* +, *Senecio helenites* +. – 4: *Climacium dendroides* 1, *Gentiana germanica* +. – 5: *Ctenidium molluscum* 1, *Parnassia palustris* +. – 6: *Pinguicula vulgaris* +, *Rhamnus catharticus* juv. +. – 7: *Angelica sylvestris* r, *Bryum pseudotriquetrum* 1, *Viburnum opulus* r, *Mentha aquatica* 1, *Plagiomnium elatum* 3. – 8: *Carex lepidocarpa* 1, *Convolvulus sepium* +, *Dactylorhiza incarnata* +, *Drepanocladus revolens* 4, *Juncus subnodulosus* 1, *Utricularia minor* 1. – 9: *Alnus glutinosa* juv. +, *Eupatorium*

*cannabium* +, *Lophocolea bidentata* 3. – 10: *Allium angulosum* +, *Cirsium arvense* +, *Juncus compressus* r, *Phleum pratense* r, *Potentilla reptans* 3. – 11: *Alopecurus pratensis* 1, *Carex disticha* 2a, *Filipendula ulmaria* 3, *Iris pseudacorus* +, *Lysimachia nummularia* +, *Poa pratensis* 1, *Polygonum amphibium* fo. *terrestre* +, *Thalictrum flavum* 1, *Vicia cracca* 1.

Aufnahmeorte: 1: 22. 7. 1987 Wollmatinger Ried. – 2: 24. 5. 1988 wie 1. – 3: 23. 5. 1988 Hausener Aachried. – 4: 31. 8. 1986 wie 1. – 5: 23. 6. 1985 Halbinsel Mettnau, größter *Primula farinosa*-Bestand. – 6: 24. 8. 1988 wie 1, größter *Primula farinosa*-Bestand. – 7: 22. 6. 1988 Schänderied/Wahlwies. – 8: 27. 6. 1988 wie 7, *Liparis loeselii*-Vorkommen. – 9: 25. 8. 1988 wie 7. – 10: 27. 6. 1988 bei Stockacher Aachmündung, ehemalige Sportplätze. – 11: 23. 5. 1988 wie 10, „Iris-Wiese“.

Tabelle 3. Übersicht über die Bestandsentwicklungen

Art	Untersuchungsgebiet	Zeitraum	Rangkorrelation nach SPEARMAN	Bestandsminimum <sup>3</sup>	Bestandsmaximum <sup>3</sup>
<i>Gladiolus palustris</i>	Wollmatinger Ried	1969–1988	+ 0,53*	100	2200
<i>Iris sibirica</i>	Stockacher Aachmündung				
	„Iris-Wiese“	1979–1988	+ 0,3	500	3500
	ehemalige Sportplätze	1979–1988	+ 0,77*	500	5400
<i>Liparis loeselii</i>	Schanderied	1978–1988	+ 0,62*	4	85
<i>Orchis coriophora</i>	Wollmatinger Ried	1971–1988	+ 0,05 <sup>1</sup>	4	80
	Hausener Aachried	1980–1988	– 0,88*	15	280
<i>Primula farinosa</i>	Wollmatinger Ried				
	a) größter Bestand	1976–1987 <sup>2</sup>	+ 0,99*	24	14000
	b) sonstige Bestände	1981–1987 <sup>2</sup>	+ 1,0*	24	2150
	Mettnau				
	a) größter Bestand	1973–1985	+ 0,93*	150	20000
	b) kleinerer Bestand	1979–1985	+ 0,96*	250	2500
	Schanderied	1978–1988	+ 0,57*	45	375
<i>Tofieldia calyculata</i>	Schanderied	1978–1988	+ 0,45	6	60

= signifikante Rangkorrelation (einseitiger Test, Irrtumswahrscheinlichkeit 5%)  
 = ab 1978 ist eine Bestandszunahme zu erkennen  
<sup>2</sup> = Bestandsentwicklung bis zum Eintritt des Hochwassers 1987  
<sup>3</sup> = blühende Pflanzen oder Blütenstände

wieder eine geringere Zahl von blühenden Exemplaren registriert wurde. Im Hochwasserjahr 1987 blühten 61 Exemplare; im darauffolgenden Jahr aber nur noch 22. Der Wuchsort wurde 1987 jedoch nicht überschwemmt.

#### *Orchis morio* L.

Der Bestand der blühenden Pflanzen unterliegt im Wollmatinger Ried starken Schwankungen (Abb. 8). Innerhalb von 17 Jahren wurden zwischen Null (1987) und 1700 (1980) blühende Individuen gezählt. Eine Zunahme ist nicht zu erkennen. Der Rangkorrelationskoeffizient ist sogar negativ ( $r_s = -0,33$ ).

Bei extremen Hochwässern ging die Zahl der blühenden Exemplare im darauffolgenden Jahr jeweils beträchtlich zurück. Der stärkste Rückgang war nach dem Hochwasser 1980 zu erkennen. Während damals ca. 1700 Exemplare blühten, waren es 1981 nur 23. Infolge der Überschwemmung im Jahr 1987 wurden 1988 im Wollmatinger Ried nur 4 blühende Pflanzen gefunden. Diese wuchsen auf einem erhöhten Schnegglisandwall außerhalb des untersuchten Bestandes. Eine statistisch gesicherte Korrelation zwischen der Zahl an blühenden Pflanzen und Pegelständen des Vorjahres (Mittel aus den Monaten April–September) ergibt sich jedoch nicht

( $r_s = -0,26$ ).

Im Hausener Aachried ging der Bestand an blühenden Pflanzen von 280 Exemplaren (1980) auf 15 (1987) bzw. 35 (1988) signifikant zurück (Abb. 9).

#### *Primula farinosa* L.

Im großen Bestand auf der Mettnau nahm die Zahl der blühenden Exemplare von 150 (1973) auf ca. 20000 (1984) zu (Abb. 10, 15). Ein kleinerer Bestand wuchs von 250 (1979) auf max. 2500 (1984) blühende Individuen an (Abb. 11). Die Bestände der Mettnau wurden ab 1985 nicht mehr gezählt.

Im Wollmatinger Ried war eine noch schnellere Zunahme zu beobachten. Der größte Bestand umfaßte 1981 430 Rosetten mit Blüten, 1987 bereits fast 14000 (Abb. 12, 15).

In den restlichen Beständen des Wollmatinger Rieds wurden 1981 nur 24 blühende Exemplare beobachtet. 1987 blühten bereits ca. 2200 (Abb. 13). Die Zunahmen der blühenden Individuen ging einher mit einer räumlichen Ausbreitung von *Primula farinosa*, was die Kartierung von M. DIENST für das Wollmatinger Ried belegt (Abb. 14).

Während des Hochwassers 1987 starben fast alle

Pflanzen ab 1988 blühten auf der Mettnau nur noch 5, im Wollmatinger Ried nur noch 11 Pflanzen. Es konnten allerdings noch im selben Jahr an beiden Stellen wieder neue Pflanzen gefunden werden. Am 16. 9. 1988 beispielsweise wurde auf der Mettnau eine Rosette (8 mm Durchmesser) mit vier Blättern gefunden. Der kleinere Bestand im Schanderied stieg zwischen 1978 und 1985 ebenfalls an (max. 375 blühende Pflanzen). Seither ist dort ein geringfügiger Rückgang feststellbar (Abb. 16).

*Tofieldia calyculata* (L.) WAHLENB.  
Im Zeitraum von 1978 bis 1986 wurden im Schanderied zwischen 8 und 20 Blütenstände gezählt (Abb. 17). Seither ist eine Zunahme auf max. 60 (1988) zu erkennen.

5. Diskussion

5.1 Fehlerquellen

Die Bestandserfassung seltener Arten durch Auszäh-

lung der blühenden Individuen bzw Blütenstände ist relativ einfach. Dennoch sind Arten wie *Liparis loeselii* und *Tofieldia calyculata* aufgrund ihrer unscheinbaren, gelblichen Blütenfarbe leicht zu übersehen. Der Anteil nicht entdeckter Individuen dürfte bei diesen Arten am größten sein. Außerdem ist für eine exakte Erfassung der richtige Zeitpunkt wichtig. Die niedrigen Zahlen an blühenden Exemplaren von *Liparis loeselii* vor 1987 könnten darauf zurückzuführen sein, daß die Zählungen nicht während der Hauptblütezeit erfolgten. Während am 25. 6. 1987 85 blühende Individuen erfaßt wurden, hatte dieselbe Person 15 Tage später nur 30 Exemplare gefunden. Da das Gebiet aber in früheren Jahren auch gut untersucht wurde, ist eine Zunahme der blühenden Pflanzen wahrscheinlich.

Bei großen Untersuchungsflächen sind Fehlzählungen leicht möglich. Die wenigen auf der Mettnau 1985 erfaßten blühenden Pflanzen von *Primula farinosa* sind darauf zurückzuführen. Durch zusätzliche Markierungen kann dies jedoch verhindert werden. Im Wollmatinger Ried und auf der Mettnau wechselten

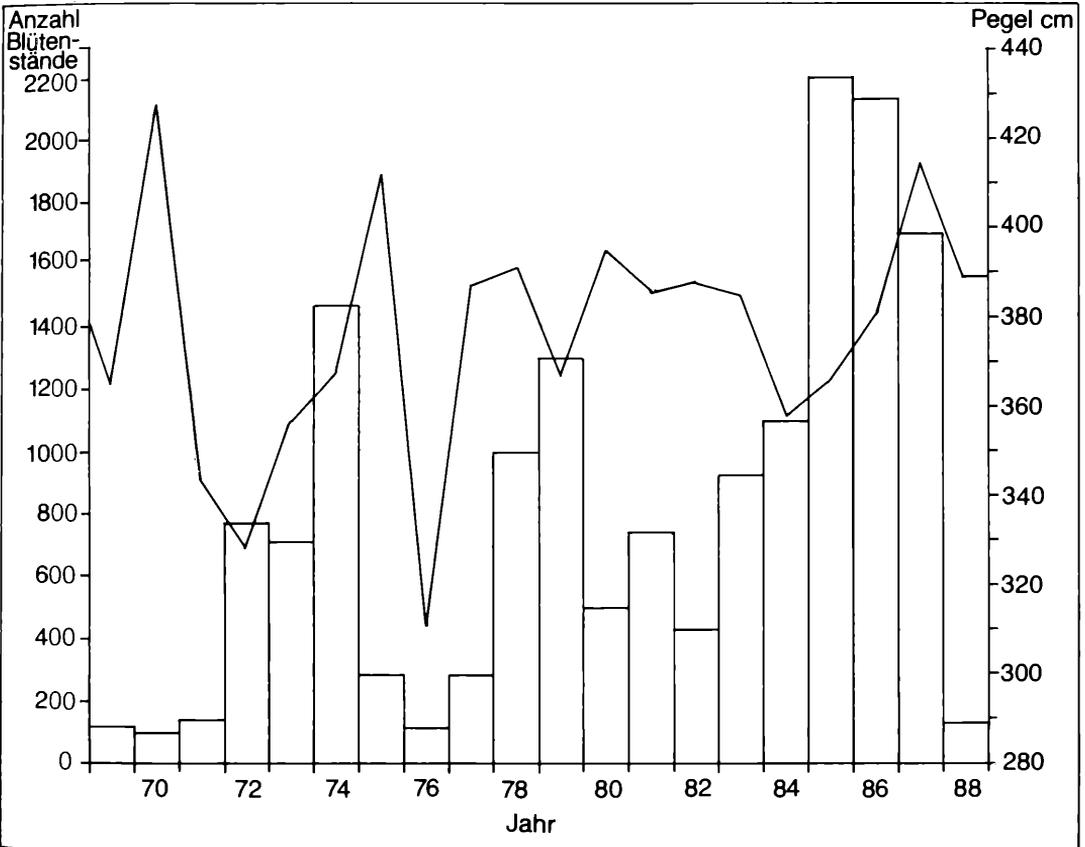


Abbildung 3. Anzahl der Blütenstände von *Gladiolus palustris* 1969–1988 (Säulen) im Wollmatinger Ried in bezug zum Mittel der Wasserstände (Pegel Konstanz) in den Monaten April–September (Polygon).

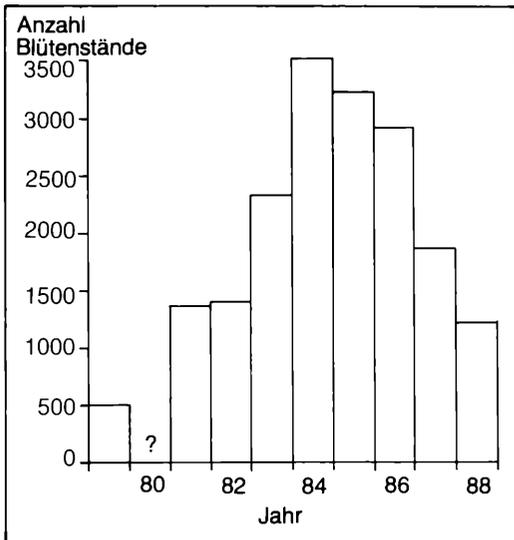


Abbildung 4. Anzahl der Blütenstände von *Iris sibirica* 1979–1988 an der Stockacher Aachmündung, „Iris-Wiese“

die zählenden Personen häufig. Je nach Erfahrung ist deshalb mit unterschiedlich großen Fehlerquoten bei den Erfassungen zu rechnen.

Eine unabhängige Zählung von *Iris sibirica* 1988 durch zwei Personen erbrachte Werte, die um rund 10% auseinanderlagen. Bei der genauen und zeitaufwendigen Zählung wurden 6630 Blütenstände erfaßt. Die zweite Person zählte 6000 Blütenstände.

*Iris sibirica* und *Gladiolus palustris* vermehren sich vegetativ und bilden kleine Trupps. Die Abgrenzung eines Individuums ist dann oft nicht mehr möglich, weshalb Blütenstände und nicht Einzelpflanzen erfaßt wurden. Die Zählung blühender Pflanzen hat im Gegensatz zur Erfassung aller Triebe den Vorteil, daß die auffälligen Blüten auf großen Flächen gezählt werden können. Die tatsächliche Gesamtzahl der Individuen kann jedoch beträchtlich höher liegen, da mehrjährige Arten nicht jedes Jahr blühen, was besonders von Orchideen-Arten bekannt ist (TAMM 1972, HUTSCHINGS 1987, WELLS 1967). Einige dieser Arten bilden sogar 1–2, selten 3 Jahre lang keine Blätter. Sie überdauern als Knollen wahrscheinlich mit Hilfe der Mykorrhizapilze im Boden (HUTSCHINGS 1987, WELLS 1967).

## 5.2 Schwankungen in der Zahl blühender Pflanzen

Fluktuation in der Zahl blühender Exemplare müssen bei ausdauernden Arten nicht gleichbedeutend mit einer Bestandesschwankung sein. Bezieht man die vegetativen Pflanzen in die Erfassung ein, dann ist die Populationsgröße über Jahre annähernd konstant (*Spiranthes spiralis*, WELLS 1967). Feldbotanikern ist eine derart unterschiedliche Blühhäufigkeit bei Orchideen schon lange bekannt. Untersucht wurden sie bisher nur selten. In Baden-Württemberg zeigen Dauerbeobachtungen von

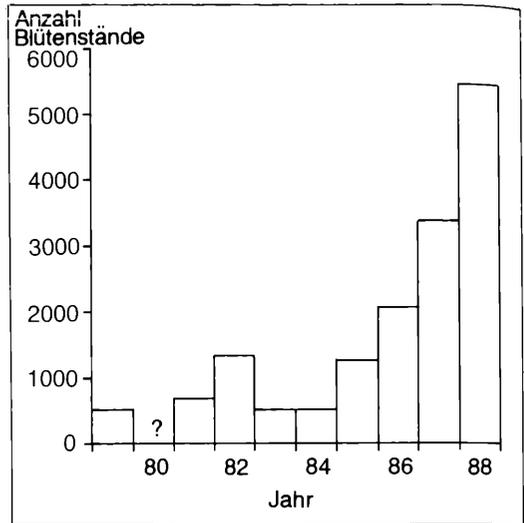


Abbildung 5. Anzahl der Blütenstände von *Iris sibirica* 1979–1988 an der Stockacher Aachmündung, ehemalige Sportplätze.

SCHERER et al. (1983) eine von Jahr zu Jahr stark wechselnde Zahl blühender Pflanzen bei *Dactylorhiza fuchsii* und *Gymnadenia conopsea* in Pfeifengras-Kiefernwäldern.

Bei *Orchis morio* und *Gladiolus palustris* ist die Ausbildung von Blütenständen von den Wasserständen des

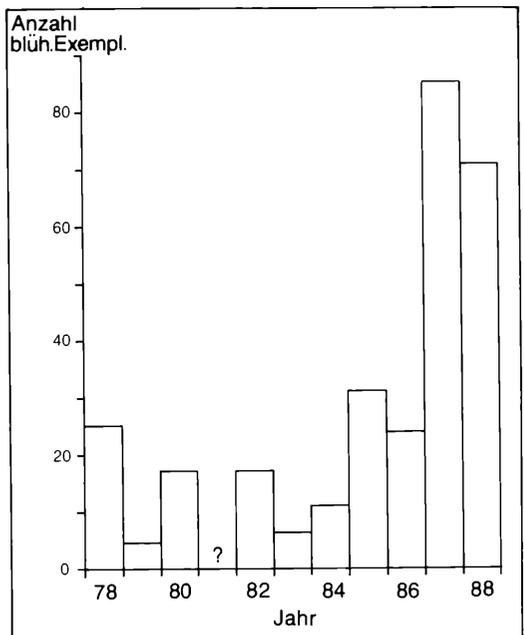


Abbildung 6. Anzahl blühender Exemplare von *Liparis loeselii* 1978–1988 im Schanderied.

Bodensees abhängig. Die Zahl der blühenden Pflanzen geht bei der schon Anfang Mai blühenden *Orchis morio* nicht im selben, sondern erst im Jahr nach einem Hochwasser zurück, da die maximalen Höchststände erst im Juni oder Juli eintreten. Dies erscheint als Anzeichen für eine geringere Vitalität, verursacht durch die Überschwemmung. Bei *Gladiolus palustris* dagegen ist die Zahl der Blütenstände schon im Hochwasserjahr niedriger als im Vorjahr, da die Art erst im Juli blüht. 1987 stand *Gladiolus palustris* bereits in Blüte, als das Hochwasser eintrat. Zu einer geringen Blühaktivität kam es deshalb erst 1988. Ob durch das Hochwasser Pflanzen abgestorben sind, ist unbekannt.

Eine Korrelation zwischen Pegelhöhe und Zahl der Blütenstände während des gesamten Untersuchungszeitraums ergibt sich weder bei *Gladiolus palustris* noch bei *Orchis morio*. Eine geringere Zahl ausgebildeter Blütenstände ist erst bei einem bestimmten Hochwasserstand zu beobachten. Ab diesem Wert werden die Wuchsorte der genannten Arten durch das Hochwasser beeinflusst. In Normal- und Niedrigwasserjahren besteht kein Zusammenhang zwischen Pegelhöhe und Zahl der Blütenstände. Da dies häufiger eintritt, ergibt sich keine Korrelation zwischen beiden Werten.

*Primula farinosa* zeigt während der Untersuchungsjahre eine deutliche Zunahme. Da der Anteil an sterilen Pflanzen gering ist, kann hier von einem Anstieg der Popula-

tionsgröße gesprochen werden. Die Hauptbestände im Wollmatinger Ried und auf der Mettnau zeigen anfänglich eine fast exponentielle Zunahme (Abb. 15). Sie erfolgt bei dieser Art ausschließlich generativ. Nach starken Zuwächsen ist dann ein „Sättigungswert“ erreicht. Es kommt zu keiner wesentlichen Zunahme mehr, weil die inter- und intraspezifische Konkurrenz mit hoher Populationsdichte zunimmt (BEGON & MORTIMER 1986). Die Rosetten standen teilweise dicht an dicht. Die Population im Schanderied hatte bis 1985 ebenfalls zugenommen, allerdings mit geringeren Wachstumsraten. Seither gingen die Individuenzahlen wieder zurück. Die Bestände im Wollmatinger Ried und auf der Mettnau sind aufgrund ihrer Größe nicht mit dem Vorkommen im Schanderied zu vergleichen. Kleinere Fluktuationen in der Individuenzahl sind bei großen Beständen wegen methodischer Schwierigkeiten nicht feststellbar. Zudem verringert sich die Anzahl der Pflanzen in kleineren Populationen schnell durch punktuelle Störungen, z.B. Schneckenfraß oder mechanische Beschädigung des Oberbodens.

Die Zunahmen stehen im zeitlichen Zusammenhang mit begonnenen Pflegemaßnahmen in den Naturschutzgebieten. Auf der Mettnau und im Wollmatinger Ried wurden Anfang der 70er Jahre Flächen, die mit Gehölzen zugewachsen waren, wieder entbuscht. Die Pfeifengraswiesen werden wieder regelmäßig im Winterhalb-

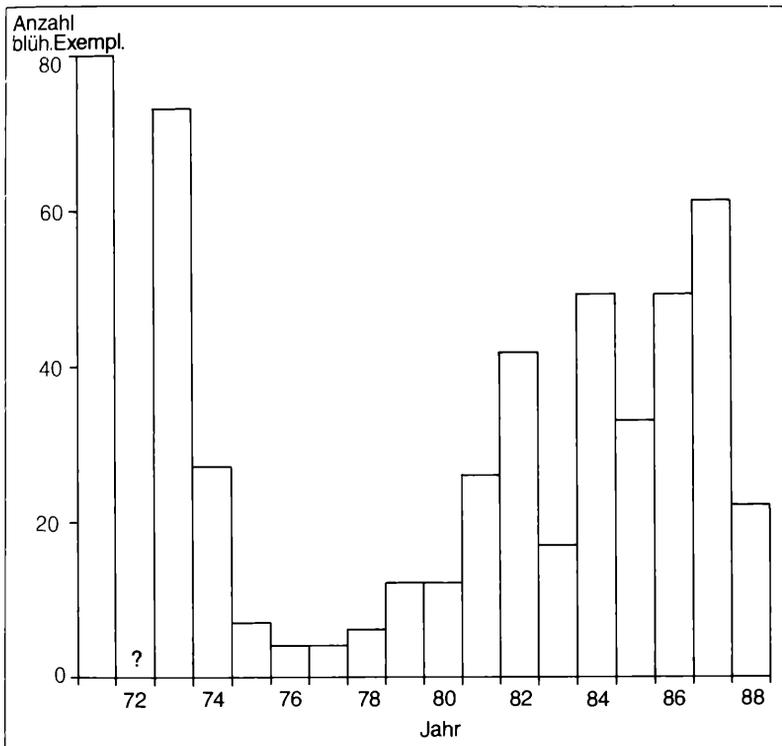


Abbildung 7. Anzahl blühender Exemplare von *Orchis coryophora* 1971–1988 im Wollmatinger Ried.

jahr gemäht. Seither haben die Bestände zugenommen. Leider ist nicht bekannt, welchen Schwankungen die Individuenzahl in den brachliegenden Pfeifengraswiesen unterlag. Im Schanderied ging die Zunahme ebenfalls mit der Erstmahd der Fläche im Winter 1978/79 einher. Die Abnahme seit 1986 läßt sich nicht erklären. Auffällig ist aber, daß die Pfeifengraswiesen im Schanderied höher- und dichterwüchsig sind als die mit *Primula farinosa* am Bodenseeufer.

WEBER & PFADENHAUER (1987) konnten durch indirekten Vergleich eines gemähten und eines brachliegenden Primulo-Schoenetum eine geringere Populationsdichte von *Primula farinosa* in ungemähten Beständen feststellen. MAAS (1988) zeigte außerdem bei Aussaatversuchen, daß sich in gemähten Beständen des Primulo-Schoenetum mehr Individuen etablieren können als in ungemähten. Die kleinen und flach ausgebreiteten Blattrossetten werden in Brachen mit unzersetzten Blatt- und Halnteilen überdeckt. Die Lichtmenge, die auf die Blätter auftritt, verringert sich somit. Außerdem ist eine generative Vermehrung wohl nicht mehr möglich, da *Primula farinosa* ein Lichtkeimer ist (PFADENHAUER & MAAS 1987) und deshalb kaum geeignete Keimbedingungen vorfindet.

Das extreme Hochwasser 1987 hat im Wollmatinger Ried und auf der Mettnau zu einem Zusammenbruch der Population auf nicht einmal 1 % der Individuenzah-

len des Vorjahresbestandes geführt. Trotz intensiver Nachsuche konnten im Juni 1988 auch nur wenige sterile Blattrossetten gefunden werden. Die geringe Größe der gefundenen Pflanzen deutet darauf hin, daß sie erst in diesem Jahr keimten.

Bei dem Hochwasser von 1965 verkleinerten sich die Bestände von *Primula farinosa* im Wollmatinger Ried ebenfalls stark. Danach stiegen die Individuenzahlen nur langsam wieder an, da damals die Pfeifengraswiesen nicht gemäht wurden (H. HERTENSTEIN & H. JACOBY mdl. Mitt.).

Diese Fluktuationen in der Individuenzahl der Populationen sind Folge der Dynamik der Wasserstände am Bodensee. Hier herrschen noch die ursprünglichen Verhältnisse der Voralpenseen vor. Der Bodensee ist der einzige größere See im Alpenvorland, dessen Wasserstand nicht reguliert wird.

Die beiden Bestände von *Iris sibirica* bei der Stockacher Aachmündung müssen getrennt betrachtet werden. Auf der „Iris-Wiese“ ist eine Zunahme bis 1984 auf Pflegemaßnahmen zurückzuführen. Der sich seither abzeichnende Rückgang kann nicht erklärt werden. Möglich wäre ein Eutrophierungseffekt durch Nährstoffe des benachbarten Maisackers, auf den 1988 noch Mineraldünger ausgebracht wurde (A. SCHMIDT, mdl. Mitt.). Da die größten *Iris sibirica*-Vorkommen im Randbereich zu finden sind, wäre ein Zurückdrängen dieser Art durch

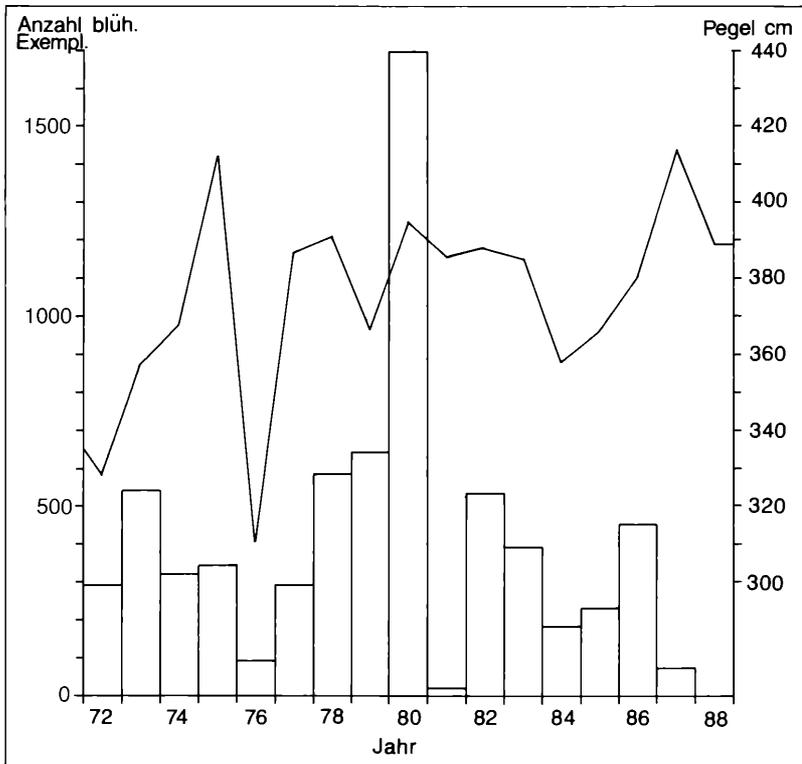


Abbildung 8. Anzahl blühender Exemplare von *Orchis morio* 1972–1988 (Säulen) im Wollmatinger Ried in Bezug zum Mittel des Wasserstandes (Pegel Konstanz) in den Monaten April–September (Polygon).

Hochstauden und nitrophytische Arten möglich.

In der Wiese, auf der drei Sportplätze in Benutzung waren, konnten sich einige *Iris sibirica*-Pflanzen halten. Seit der Stilllegung der Plätze 1985 ist eine stetige Zunahme bis auf 5400 Blütenstände 1988 zu verzeichnen. Bei *Iris sibirica* wird die Blühaktivität bei Hochwasser nicht verringert.

Geringe Zunahmen an Pflanzen wurden bei *Liparis loeselii* und *Tofieldia calyculata* im Schänderied beobachtet. Bei letztgenannter Art steht die Bestandserhöhung im Zusammenhang mit der bisherigen Nutzung der Pfeifengraswiesen. Bis 1984 wurde die Fläche vom Jagdpächter im Sommer geschnitten. Seither wird sie vom DBV im Winterhalbjahr im Rahmen der Pflegearbeiten gemäht. Bei *Liparis loeselii* sind die höheren Zahlen ab 1985 eventuell auf eine gründlichere Nachsuche zurückzuführen (s. oben).

Die Zunahme von *Gladiolus palustris* ist ebenfalls der Wiederaufnahme der winterlichen Streumähd zuzuschreiben. Bei *Orchis coriophora* ist über den gesamten Untersuchungszeitraum keine Zunahme festzustellen, da sich der Bestand zuerst verkleinerte, dann ab 1978 wieder zunahm. Im Hochwasserjahr 1987 war eine ver-

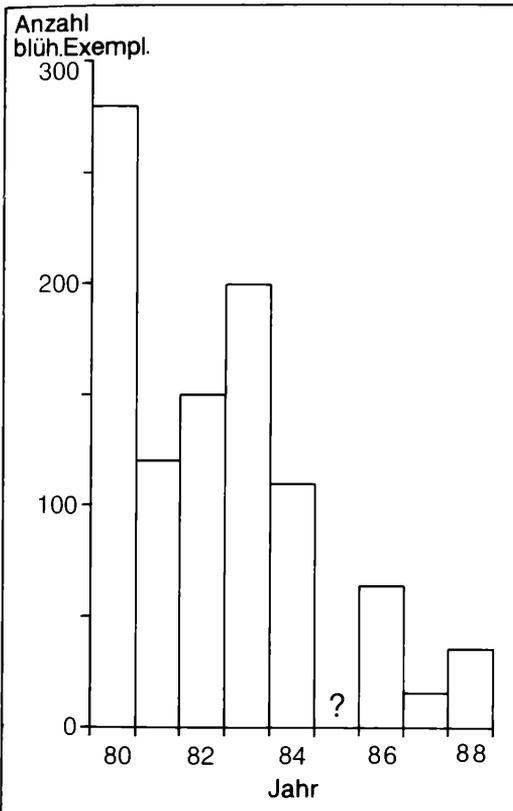


Abbildung 9. Anzahl blühender Exemplare von *Orchis morio* 1980–1988 im Hausener Aachried.

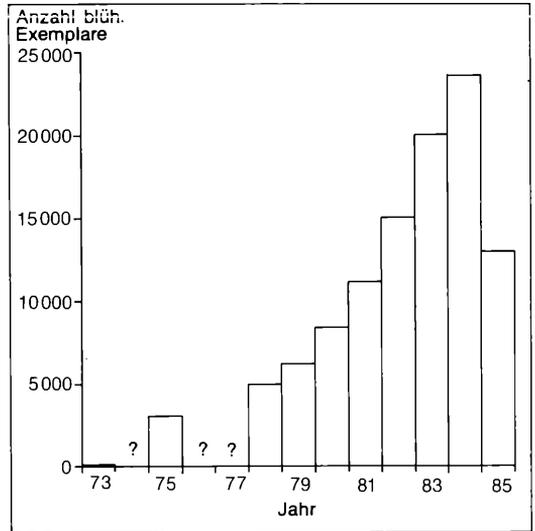


Abbildung 10. Anzahl blühender Exemplare von *Primula farinosa* 1973–1985 auf der Halbinsel Mettnau, größter Bestand.

ringerte Blühhäufigkeit festzustellen, obwohl der Wuchsort nicht überschwemmt wurde. Diese Fläche wird besonders behutsam, ohne Einsatz von Großmaschinen, vom DBV gemäht. Leider entstehen immer noch erhebliche Trittschäden durch illegale Besucher. Der Bestand von *Orchis morio* im Hausener Aachried lag 1986–1988 zwischen 5 und 20 % der Individuenzahl des Anfangsbestandes 1980. Da eine deutliche Abnahme der blühenden Pflanzen zu erkennen ist, dürfte die gesamte Population zurückgegangen sein. Die Ursache hierfür ist in den veränderten Grundwasserverhältnissen und eventuell in der Düngung der Wiesen zu suchen. Am Wuchsort von *Orchis morio* herrschen bereits Arrhenatherion-Arten vor (Tab. 2, Spalte 3). Da die Art auch in Halbtrockenrasen auf wechsellückigen Standorten vorkommt, ist nicht die Austrocknung die Ursache für den Rückgang. Vielmehr werden durch die Veränderung der Standortbedingungen die Orchideen durch Konkurrenzpflanzen verdrängt (ELLENBERG 1982).

### 5.3 Möglichkeiten und Grenzen bei Zählungen blühender Individuen oder Blütenstände

Langfristige Zählungen blühender Pflanzen oder einzelner Blütenstände sind leicht und schnell durchzuführen. Aussagen über Bestandsentwicklungen sind aber erst nach mindestens 5 Jahren möglich. Zudem könnten verstärkt andere phänologische Parameter in die Untersuchungen einbezogen werden. Damit können Veränderungen der Umweltbedingungen schneller angezeigt werden als durch Deckungsgradschätzungen (KRÜSI 1981).

Langfristige Bestandszählungen sind aber kein Ersatz für geobotanische Dauerbeobachtungen, da nicht das gesamte Artenspektrum untersucht werden kann. Aller-

dings sind bei manchen Arten in Dauerflächen von 8–25 m<sup>2</sup> Größe (SCHIEFER 1981, EGLOFF 1986) oder 20 m<sup>2</sup> (KAPFER & PFADENHAUER 1986) zu wenig Individuen vorhanden. Gesicherte Aussagen über Bestandsentwicklungen sind dann nicht möglich.

#### 5.4 Naturschutz

Die winterliche Mahd der Pfeifengraswiesen führte zur Zunahme der Populationen von *Gladiolus palustris*, *Orchis coriophora*, *Primula farinosa* und *Tofieldia calyculata*. Die Zahl der blühenden Pflanzen von *Orchis morio* im Wollmatinger Ried schwankte in den 17 untersuchten Jahren stark und nahm nicht zu. Der Rückgang der Art im Hausener Aachried ist auf die Veränderung der Standortsverhältnisse zurückzuführen. Unklar ist die Entwicklung bei *Liparis loeselii*.

Diese Zunahmen seltener Arten in den wenigen, intensiv betreuten Naturschutzgebieten täuschen über die tatsächliche Bestandsentwicklung im westlichen Bodenseegebiet hinweg.

Viele Arten haben einen Großteil ihrer Vorkommen eingebüßt (GRÜTTNER & PEINTINGER in Vorb.). So fand BAUMANN (1911) in den bodenseenahen Riedwiesen an

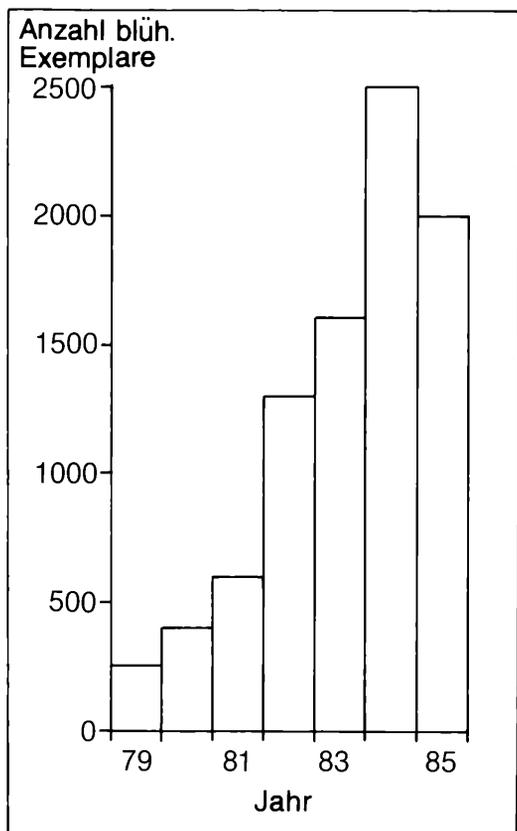


Abbildung 11. Anzahl blühender Exemplare von *Primula farinosa* 1979–1985 auf der Halbinsel Mettnau, kleinerer Bestand.

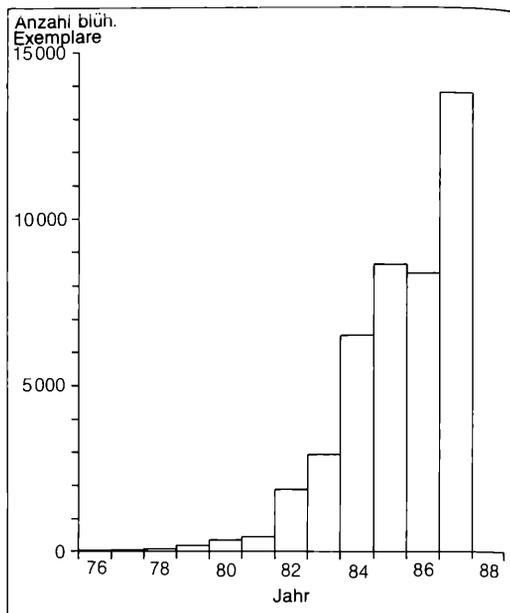


Abbildung 12. Anzahl blühender Exemplare von *Primula farinosa* 1976–1988 im Wollmatinger Ried, größter Bestand.

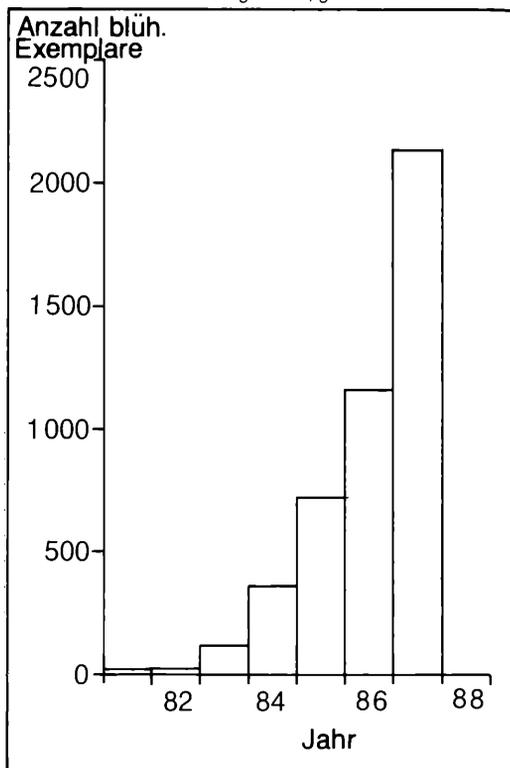


Abbildung 13. Anzahl blüh. Expl. von *Primula farinosa* 1981–1988 im Wollmatinger Ried, Gesamtheit der kleineren Bestände.

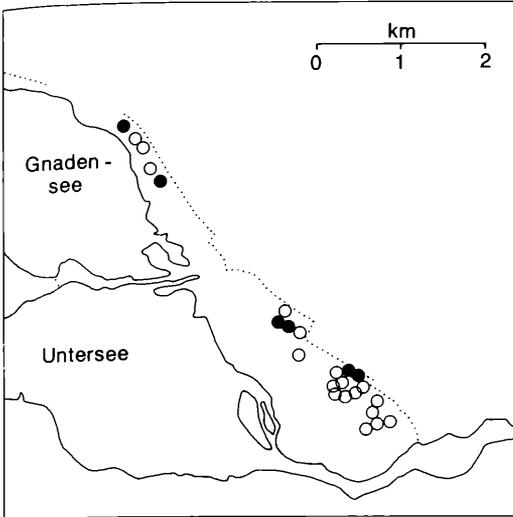


Abbildung 14. *Primula farinosa* im Wollmatinger Ried. Volle Kreise: Vorkommen, die schon vor 1983 bekannt waren. Leere Kreise: seit 1983 bekanntgewordene Vorkommen. Punktirt: Grenze des Naturschutzgebietes. Kartierung M. DIENST.

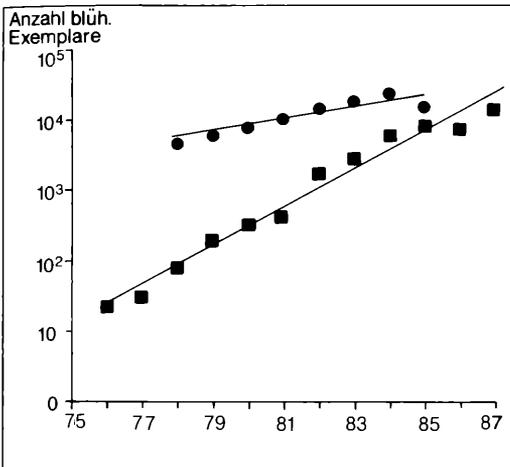


Abbildung 15. Zunahmen der Bestände von *Primula farinosa* im Wollmatinger Ried (Quadrate) und auf der Halbinsel Mettnau (Kreise) vor Eintritt des Hochwassers 1987. Darstellung halblogarithmisch mit Regressionsgeraden.

über 20 Stellen des Untersees *Orchis morio*. Heute ist hier nur noch das Vorkommen im Wollmatinger Ried bekannt.

Bei langlebigen Arten, vor allem Orchideen, ist bei Aufnahme von Pflegemaßnahmen damit zu rechnen, daß wieder blühende Pflanzen in Erscheinung treten. TAMM (1972) konnte zeigen, daß *Dactylorhiza incarnata* über 25 Jahre ohne zu blühen an ungünstigen Stellen überdauern kann.

Die Vorkommen anderer Arten erlöschen bei ungünsti-

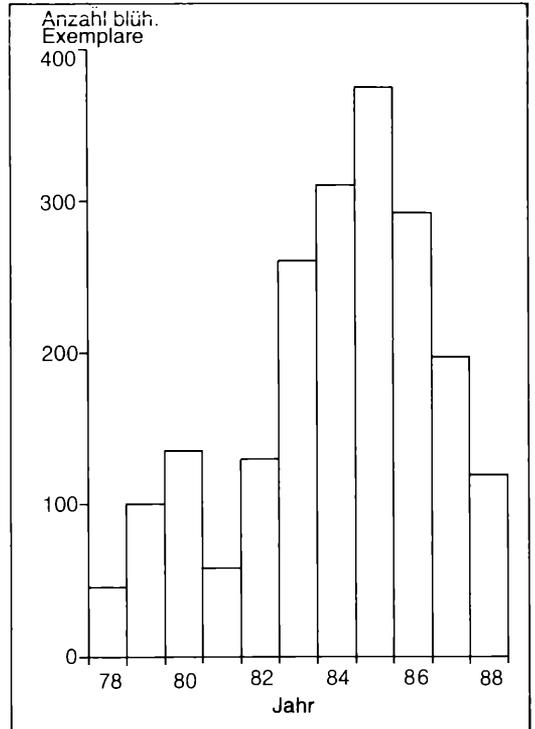


Abbildung 16. Anzahl blühender Exemplare von *Primula farinosa* 1978–1988 im Schanderied.

gen Lebensbedingungen schneller. Die Samen von *Primula farinosa* beispielsweise sind nur kurze Zeit keimfähig. Somit ist kein Reservoir im Boden vorhanden, das bei erneut günstigen Bedingungen zu einer Wiederbesiedlung führen würde (PFADENHAUER & MAAS 1987, PFADENHAUER et al. 1987).

Dafür kann *Primula farinosa*, wenn die Art in einem Gebiet noch vorkommt, unter günstigen Bedingungen wieder neue Wuchsorte besiedeln, wie die Kartierung aus dem Wollmatinger Ried zeigt.

## 6. Literatur

- BAUMANN, E. (1911): Die Vegetation des Untersees (Bodensee). – Arch. Hydrobiol./Suppl., 1: 554 S.; Stuttgart.
- BEGON, M. & MORTIMER, M. (1986): Population ecology. A unified study of animals and plants. – 2. Aufl., 220 S.; Oxford.
- BRIELMAIER, G. W. & KÜNKELE, S. (1970): Zur Verbreitung von *Spiranthes aestivalis* (POIR.) RICH. in Baden-Württemberg. – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ., 38: 7–33; Karlsruhe.
- BRIELMAIER, G. W., KÜNKELE, S. & SEITZ, E. (1976): Zur Verbreitung von *Liparis loeselii* (L.) RICH. in Baden-Württemberg. – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ., 43: 7–68; Karlsruhe.
- EGLOFF, TH. (1986): Auswirkung und Beseitigung von Dün-

- gungseinflüssen auf Streuwiesen. – Veröff. Geobot. Inst. ETH Zürich, Stiftung Rübel, **89**: 183 S.; Zürich.
- ELLENBERG, H. (1982): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. – 3. Aufl., 989 S.; Stuttgart.
- FRAHM, J.-P. & FREY, W. (1983): Moosflora. – 522 S.; Stuttgart.
- GÖTTLICH, K. (1972): Moorkarte von Baden-Württemberg 1: 50 000. Erläuterung zu Blatt Konstanz L 8320. – 79 S.; Stuttgart.
- HUTCHINGS, M. J. (1987): The population biology of the early spider orchid, *Ophrys sphegodes* MILL. I. A demographic study from 1975 to 1984. – J. Ecol., **75**: 711–727; Oxford.
- KAPFER, A. & PFADENHAUER J. (1986): Vegetationskundliche Untersuchungen zur Pflege von Pfeifengras-Streuwiesen. – Natur und Landschaft, **61**: 428–432; Stuttgart.
- KIEFER, F. (1965): Die Wasserstände des Bodensees seit 1871. – Schriftl. Ver. Gesch. Bodensees, **83**: 1–31; Konstanz/Lindau.
- KIEFER, F. (1972): Naturkunde des Bodensees. – 2. Aufl., 210 S.; Sigmaringen.
- KRÜSI, B. (1981): Phenological methods in permanent plot research. – Veröff. Geobot. Inst. ETH Zürich, Stiftung Rübel, **75**: 115 S., Zürich.
- LANG, G. (1973): Die Vegetation des westlichen Bodenseegebietes.

- Pflanzensoziologie, **17**: 152 S.; Jena.
- MAAS, D. (1988): Keimung und Etablierung von Streuwiesenpflanzen nach experimenteller Ansaat. – Natur und Landschaft, **63**: 411–415; Stuttgart.
- OBERDORFER, E. (1983a): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. – 5. Aufl., 1051 S.; Stuttgart.
- OBERDORFER, E. (1983b): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil III. – 2. Aufl., 455 S.; Stuttgart/Jena.
- PFADENHAUER, J., KAPFER, A. & MAAS, D. (1987): Renaturierung von Futterwiesen auf Niedermoorort durch Aushagerung. – Natur und Landschaft, **62**: 430–434; Stuttgart.
- PFADENHAUER, J. & MAAS, D. (1987): Samenpotential in Niedermoorböden des Alpenvorlandes bei Grünlandnutzung unterschiedlicher Intensität. – Flora, **179**: 85–97; Jena.
- PHILIPPI, G. (1960): Zur Gliederung der Pfeifengraswiesen im südlichen und mittleren Oberrheingebiet. – Beitr. naturf. Forsch. Südw.Dtl., **19**: 138–187; Karlsruhe.
- PHILIPPI, G. (1978): Veränderungen der Wasser- und Uferflora im badischen Oberrheingebiet. – Beih. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ., **11**: 99–134; Karlsruhe.
- SCHEERER, H., HENNECKE, G. & HENNECKE, M. (1983): Pfeifengras-Kieferngesellschaften in Naturschutzgebieten des westlichen Schwäbisch-Fränkischen Walds. – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ., **57/58**: 79–128; Karlsruhe.
- SCHIEFER, J. (1981): Bracheversuche in Baden-Württemberg. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ., **22**: 325 S.; Karlsruhe.
- SCHÖTTLE, M. (1969): Die Sedimente des Gnadensees. Ein Beitrag zur Sedimentbildung im Bodensee. – Arch. Hydrobiol. Suppl., **35**: 255–308; Stuttgart.
- SEYBOLD, S. (1982): Die Hirschzunge (*Phyllitis scolopendrium* (L.) NEWMAN) – Verbreitung und Ökologie im Raum Württemberg. – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ., **55/56**: 37–51; Karlsruhe.
- TAMM, C. O. (1972): Survival and flowering of some perennial herbs. II. The behaviour of some orchids on permanent plots. – Oikos, **23**: 23–28; Copenhagen.
- WAIBEL, K. (1968): Witterung und Klima. – In: Der Landkreis Konstanz, Amtliche Kreisbeschreibung, **1**: 104–149; Konstanz.
- WEBER, E. (1986): Grundriß der biologischen Statistik. – 652 S.; Stuttgart.
- WEBER, J. & PFADENHAUER, J. (1987): Phänologische Beobachtungen auf Streuwiesen unter Berücksichtigung des Nutzungseinflusses (Rothenrainer Moorgebiet bei Bad Tölz). – Ber. Bayer. Bot. Ges., **58**: 153–177; München.
- WELLS, T. C. E. (1967): Changes in a population of *Spiranthes spiralis* (L.) CHEVALL. at Knocking Hoe National Nature Reserve, Bedfordshire, 1962–1965. – J. Ecol., **55**: 83–99; Oxford.
- WITSCHHEL, M. (1985): Zur Ökologie, Verbreitung und Vergesellschaftung des Berghähnleins (*Anemone narcissiflora* L.) in Baden-Württemberg. – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ., **61**: 155–173; Karlsruhe.
- WITSCHHEL, M. (1986): Zur Ökologie, Verbreitung und Vergesellschaftung von *Daphne cneorum* L. in Baden-Württemberg, unter Berücksichtigung der zöologischen Verhältnisse in den anderen Teilarealen. – Jh. Ges. Naturkde. Württ., **141**: 157–200; Stuttgart.

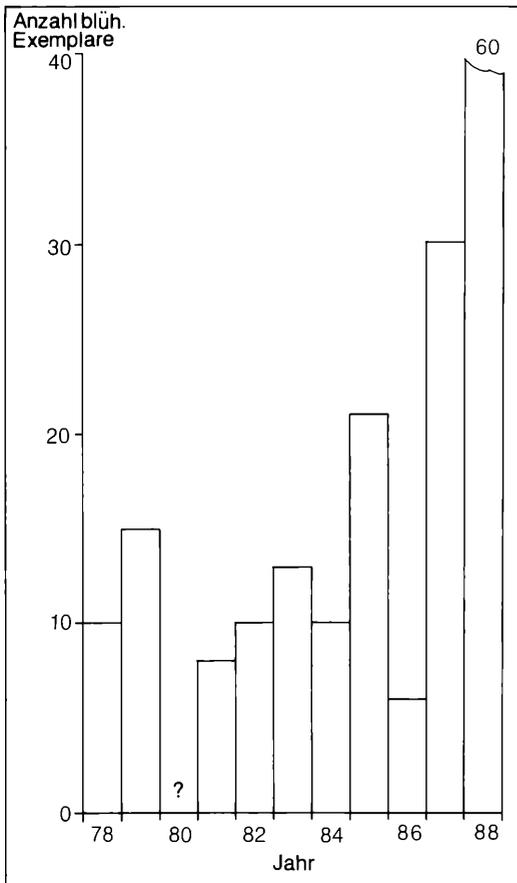


Abbildung 17. Anzahl der Blütenstände von *Tofieldia calyculata* 1978–1988 im Schanderied.

WOLFGANG OSTENDORP

# Die Ursachen des Röhrichtrückgangs am Bodensee-Untersee

## Kurzfassung

Zwischen 1954 und etwa 1983 wurden die Schilfgürtel des Bodensee-Untersees vom sog. „Schilfsterben“ erfaßt; 88 ha (= 23 % der gesamten Seeuferöhrichtfläche) gingen verloren. Mit Hilfe von quantitativen Luftbildauswertungen wurden die räumlichen und zeitlichen Rückgangsmuster untersucht. Neun in der Literatur vorfindliche Rückgangshypothesen wurden überprüft, ob und inwieweit sie diese Rückgangsmuster erklären können. Die „Eutrophierung des Untersees“ und die „Nährstoffanreicherung der Röhrichtsedimente“ lieferten ebensowenig einen überzeugenden Erklärungsansatz wie „negative redoxchemische Bedingungen in den Sedimentoberschichten“. Hingegen kann der seewärtige Rückgang ursächlich auf das Hochwasser, zwei schwere Sturmereignisse und einen Hagelschlag im Juni 1965 zurückgeführt werden. Als Konsequenz aus diesen neuen Ergebnissen sollte das bisherige Schilfpflegekonzept geändert werden, indem die seewärtige Schilffront besser vor mechanischen Belastungen und vor Ufererosion geschützt wird.

## Abstract

### The causal factors of reed decline in Lake Constance-Untersee (West-Germany).

Reed decline phenomena affected the reed belts (*Phragmites typicum*) of Lake Constance-Untersee between 1954 and c. 1983: about 88 ha (= 23 % of the total area of reedswamp in 1954) were lost. The temporal and spatial patterns of the regression were investigated by a quantitative evaluation of aerophotos. Nine hypotheses were tested whether they could explain these patterns. As a result it was confirmed that the "pelagic eutrophication", the "nutrient enrichment of the reedbed sediments" and the "existence of detrimental redox conditions in the upper sediment layers" are no convincing concepts. Damage of the lakeside reedbelts by a flood disaster, two heavy storms and a hailstorm in June 1965, have been found to be the only factors which coincide with the patterns of the regression. As a consequence, the concept of reedbelt management and maintenance should be modified, giving more protection against mechanical damage and bank erosion.

## Autor

Dr. WOLFGANG OSTENDORP, Limnologisches Institut, Universität Konstanz, Postfach 5560, D-7750 Konstanz.

## 1. Einleitung

Bereits vor mehr als 40 Jahren stellte HÜRLIMANN (1951) einen weit verbreiteten Rückgang der Röhrichtgürtel schweizerischer Mittellandseen fest. Seither hat das sog. „Schilfsterben“ mehr als 35 europäische Seen erfaßt (OSTENDORP 1989b); auch der Bodensee-Untersee ist betroffen.

Obschon sich mehr als hundert Publikationen diesem Thema widmen, liegen die Ursachen in den meisten Fällen im dunkeln. Es steht lediglich fest, daß eine Reihe

verschiedener Faktoren am Schilfrückgang beteiligt sein können.

Für den Schilfrückgang am Bodensee-Untersee wurden bisher

- die Eutrophierung des Pelagials (SCHRODER 1979),
- die Verschlämmung der Schilfbestände und die Nährstoffverlastung der Röhrichtsedimente sowie anaerobe Abbauprozesse (SCHRODER 1979, 1987),
- sowie die Schädigung der Schilfpflanzen durch algenbürtige phytotoxische Substanzen (JÜTNER & SCHRODER 1982, SCHRODER 1987)

als Ursachen angenommen.

Die genannten Arbeiten konnten sich jedoch nur auf punktuelle Beobachtungen und Meßergebnisse stützen, da die räumliche Verteilung und der zeitliche Verlauf des Rückgangsgeschehens nicht bekannt waren. Nachdem nun diese Daten hier vorgelegt werden können, müssen die Rückgangsursachen gänzlich neu diskutiert werden.

## 2. Untersuchungsgebiet und Methoden

Die Untersuchungen beschränken sich auf das deutsche Ufer des Bodensee-Untersees zwischen dem Riedgraben gegenüber Gottlieben (km 0) und der Landesgrenze bei Öhningen (km 66,4). Pflanzensoziologische Gliederung und Ökologie der Untersee-Röhrichtgesellschaften, unter denen das Schilfröhricht (*Phragmites typicum* sensu LANG [1967]) die weitaus größte Fläche einnimmt, sind bei LANG (1967) und OSTENDORP (1989a) dargestellt.

Die nachfolgend geschilderten Ergebnisse stützen sich im wesentlichen auf

- a) planimetrische Auswertung von Senkrecht-Luftbildserien, von denen die Befliegungen 1954, 1967 und 1978 nahezu das gesamte deutsche Untersee-Ufer umfaßten,
- b) die qualitative Auswertung von Amateuraufnahmen, Pressefotos und Schräg-Luftaufnahmen,
- c) Uferkartierungen (Kliff- und Flächenerosion, Treibgutanschwemmungen, mechanische Schädigung der Schilffront),
- d) Untersuchungen zur Chemie des Sedimentkontaktwassers (SKW) und des Sedimentinterstitialwassers (IW): Leitfähigkeit, pH-Wert,  $p_{e-}$  (Redoxmilieu-)Wert,  $p_{H_2S}$  (Schwefelwasserstoff-Aktivität)-Wert, Gehalte an gelöstem  $O_2$ , Ca, Mg,  $PO_4$ -P, Fe, Si,  $NO_3$ -N,  $NH_4$ -N, organische Substanz (als COD),
- e) Untersuchungen zur Genese, Stratigraphie und zum Nährstoffgehalt der Sediment- und Bodenoberschichten (org. Substanz,  $N_{ges}$  und  $P_{ges}$  in der Festsubstanz),
- f) Labor- und Freilanduntersuchungen zur Toxizität von Fadenalgen-Abbauprodukten.

Auf methodische Einzelheiten und Arbeitstechniken kann an dieser Stelle nicht eingegangen werden, vgl. aber OSTENDORP (1989a).

Die Untersuchungsergebnisse lieferten das Grundlagenmaterial, um

1. das zeitliche und räumliche Muster des Rückgangsgeschehens differenziert zu verfolgen (vgl. Kap. 3.1 u. 3.2),
  2. die bisherigen Hypothesen über die Ursachen des Schilfrückgangs am Bodensee-Untersee kritisch zu werten (Kap. 4).
- Die Darstellung beschränkt sich auf eine knappe Übersicht; weiteres Datenmaterial, Literaturbelege und eine ausführliche Diskussion finden sich in OSTENDORP (1989a).

Den Herren G. LANG und TH. R. LINDNER, Konstanz, sei herzlich für die Überlassung unveröffentlichten Fotomaterials gedankt.

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Die zeitliche Verteilung des Röhrichrückgangs

##### Röhrichausbreitung bis 1954

Die Geschichte der Uferöhrichte bis zum Ende des vergangenen Jahrhunderts ist wenig bekannt. Seit der Mitte des 19. Jahrhunderts existieren amtliche Kartenwerke, die von Zeit zu Zeit revidiert wurden und so zumindest großmaßstäbliche Verschiebungen der seewärtigen Schilffront erkennen lassen. Die Auswertung dieser Quellen ergab eine kontinuierliche Ausbreitung der Röhrichte in Richtung See von etwa 1890 bis um 1950. Um 1950 haben die seewärtigen Uferöhrichte etwa folgendermaßen ausgesehen: typische, ca. 10–60 Jahre alte, in Ausbreitung begriffene Schilfbestände mit zungenförmig in den See ragenden Bestandsflächen; geringere Halmdichte (ca. 10–20 H/m<sup>2</sup>) und kürzere Halme (ca. 2,5–3,5 m lang) als heute; Substrat: nährstoffarme Carbonatsedimente (feinsandig-siltige Seekreide, Schnegglisande) ohne Schilfstreuauflage; seewärtige Bestandsgrenze bei 260–270 cm Pegel Radolfzell (394,27–394,37 m NN) (vgl. auch LANG 1967, Tab. 9). Einige Bestände am Untersee tragen auch heute noch diesen Charakter, sie werden im folgenden als „naturnahe“ Bestände bezeichnet.

##### Schilfrückgang 1954 bis 1978

Die Luftbildserie des Jahres 1954 repräsentiert also – soweit dies überhaupt zurückzuverfolgen ist – den Zustand bisheriger Maximalentfaltung der Uferöhrichte am Untersee. In dieser Ausgangssituation setzte nun das „Schilfsterben“ ein, das anhand einer exemplarisch ausgewählten Sequenz von Luftbildkarten besprochen werden soll (Abb. 1).

Die Luftbilder vom August 1954 zeigen südlich des Reichenauer Damms einen im wesentlichen geschlossenen Schilfbestand mit gleichmäßiger äußerer Bestandsgrenze. Im östlichen Teil sind einige Kanäle und Löcher im Schilf sichtbar, die möglicherweise von der Reusenfischerei herrühren. Bis 1962 hat sich der Schilfbestand weitgehend erhalten, lediglich vor der Ruine Schopflen (linker Bildrand) ist es zu einem größeren Rückgang gekommen. Der flächenmäßig bedeutendste Verlust ereignete sich zwischen 1962 und 1967: Die ausgedehnten Schilfbestände bei Schopflen sterben

fast völlig ab. Im östlichen Teilgebiet lösen sich die Röhrichte, wie schon vorher im westlichen Teil, in einzelne Halmgruppen auf, es bilden sich zahlreiche Buchten und Löcher. Soweit die Luftbilder eine Beurteilung zulassen, scheint die Halmdichte der restlichen Bestände etwa konstant geblieben zu sein; es kommt also nicht zu Einzelhalmauflösungen (vgl. Kap. 4). Die Luftbildserie 1967 zeigt seewärts der verbliebenen Restbestände Schatten, auf der Luftbildkarte als punktierte Linien eingezeichnet, deren Ausdehnung recht genau der ehemaligen Schilfgrenze gleichkommt: Es handelt sich um Stoppelflächen als Reste der abgestorbenen Bestände. Die gute Konturierung der Flächen deutet darauf hin, daß der Absterbevorgang nur wenige Jahre zurückliegt. Einige Schrägluftbilder von 1964 (LANG in KIEFER 1972, Taf. 8; LANG, unveröff. Fotomaterial) und vom Juni 1965 (BRUGGER & STAHL 1966, Bild-Nr. 78 u. 79) zeigen einige derjenigen Schilfgebiete, die zwei Jahre später nur noch als „Stoppelfelder“ zu sehen sind, in der Ausdehnung von 1962 bzw. 1954. Der Rückgang setzt sich bis etwa 1972 fort, wobei die bereits in Halmgruppen aufgelösten Bestände weitgehend verschwinden. Am Nordrand der Schilfhalbinsel im rechten Bildteil kommt es zusätzlich zu einigen neuen Einbrüchen. Von 1972 bis 1978 ändern sich die Bestandsgrenzen nur wenig; der Schilfrückgang ist damit im wesentlichen zum Stillstand gekommen. Im westlichen Teil scheint das Schilf verlorengegangenes Areal zurückzugewinnen.

Zu ähnlichen Ergebnissen kommt GRUNBERGER (1978) für das schweizerische Untersee-Ufer im Bereich des Eschenzer Horns sowie zwischen Gottlieben und Ermatingen: Für die Jahre 1945 bis 1954 zeichnet er noch einen Schilffront-Vorschub, zwischen 1954 und 1967 findet ein drastischer Frontrückgang von durchschnittlich 10,8 m (Bereich Gottlieben/Ermatingen) statt. In den Jahren 1967–1977 verlangsamt sich der Rückgang auf durchschnittlich 0,8 m pro Jahr.

Bessere quantitative Ergebnisse lassen sich bei maßstabsgetreuer Auswertung der Luftbilder verschiedener Jahrgänge erzielen. Die Ergebnisse sind in der Tabelle 1 dargestellt. Danach umfaßten die Röhrichte des deutschen Untersee-Ufers zur Zeit ihrer Maximalentfaltung (um 1954) rd. 379 ha, 1967 waren es lediglich 310 ha und 1978 schließlich noch 294 ha.

Anhand von 7 insgesamt 11,22 km langen Uferabschnitten konnte der zeitliche Ablauf des Schilfrückgangs stärker differenziert werden (Abb. 2). Der flächenmäßig stärkste Rückgang fand zwischen 1962 und 1967 statt (im Mittel 2360 m<sup>2</sup>/km/Jahr = 60,5 % der gesamten seewärtigen Rückgangsfläche), während der Rückgang zwischen 1967 und 1978 nur 13,4 % (260 m<sup>2</sup>/km/Jahr) ausmachte.

##### Schilfrückgang 1978 bis 1983

In den Jahren 1978 bis 1983 wurden am Bodensee umfangreiche Schilfschnittversuche durchgeführt, über deren Ergebnisse an anderer Stelle berichtet wurde (OSTENDORP 1987, 1989a). Sowohl der Schnitvorgang

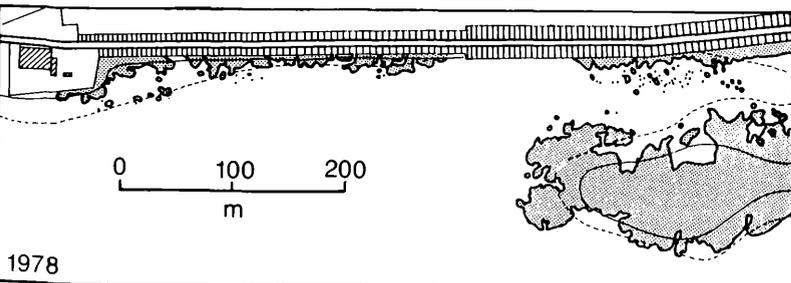
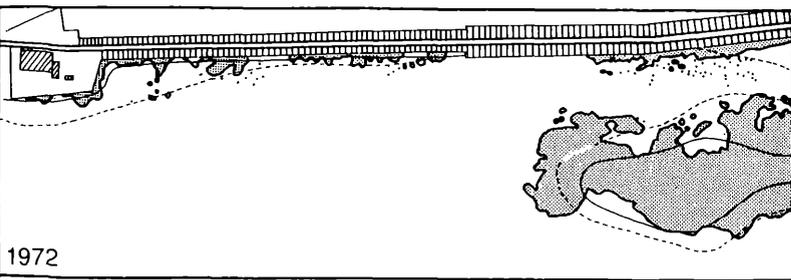
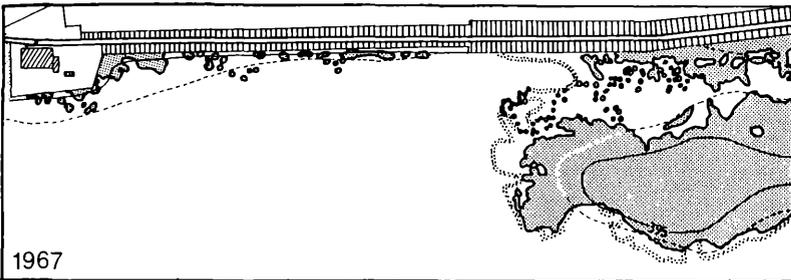
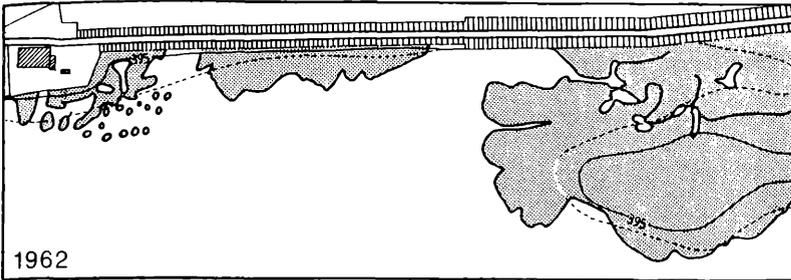
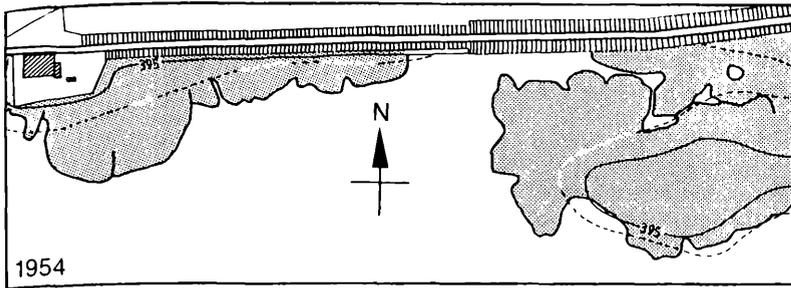


Abbildung 1. Entwicklung der Schilfgebiete (gerastert) südlich des Reichenauer Damms (Isohypsen: durchgezogene Linie – 395,0 m NN, gestrichelte Linie – 394,5 m NN).

selbst als auch die Folgewirkungen der bestandsstrukturellen Schwächung der Testbestände führten zu flächenhaften Ausfällen. Auf 10 Testflächen mit einer Schilffrontlänge von insgesamt 3,32 km wurden 2,85 ha Röhricht vernichtet; dies entspricht einer Frontverschiebung von durchschnittlich 8,6 m in Richtung Ufer (Abb. 3).

Die Absterbeursachen lagen teils in der Beschädigung der Rhizome durch die Ketten der Mähraupen, teils darin, daß die im Frühsommer ohne schützende Altschilfhalme aufwachsenden Bestände den mechanischen Belastungen durch Treibgut und Wellen nicht standhalten konnten.

**3.2 Die räumliche Verteilung des Schilfrückgangs**

Rückgang see- und landwärtiger Bestände Die Tabelle 1 zeigt, daß die äußeren seewärtigen Bestände (394,0–394,5 m NN) am stärksten, nämlich um 75 % zurückgegangen sind, während die Bestände aus der Mitte der Röhrichtgürtel (394,5 –395,5 m NN) nur

vergleichsweise geringe Verluste erlitten haben. Bemerkenswert hingegen ist der starke Rückgang der landwärtigen Bestände (395,5–396,0 m NN). – Die nachfolgenden Berechnungen beziehen sich, sofern nicht anders vermerkt, auf die seewärtigen Schilfröhrichte (*Phragmitetum typicum*) zwischen 394,0 und 395,0 m NN.

Rückgang in den einzelnen Untersee-Bekken

Die prozentuale Fehlbestandsfläche aus dem Rückgang 1954 bis 1978 der seewärtigen Bestände beträgt für das Ermatinger Becken 44 %, den Gnadensee 41 %, den Markelfinger Winkel 51 %, den Zeller See 65 %, den Rheinsee 52 % (in % der Ausgangsfläche im Jahr 1954).

Die Mittelwerte der jeweiligen Uferkilometer-Abschnitte sind in keinem Fall signifikant voneinander verschieden (t-Test, arcsin-transformierte Prozentwerte,  $\alpha > 5\%$ ). In allen Seeteilen ist demnach der Rückgang etwa gleich stark.

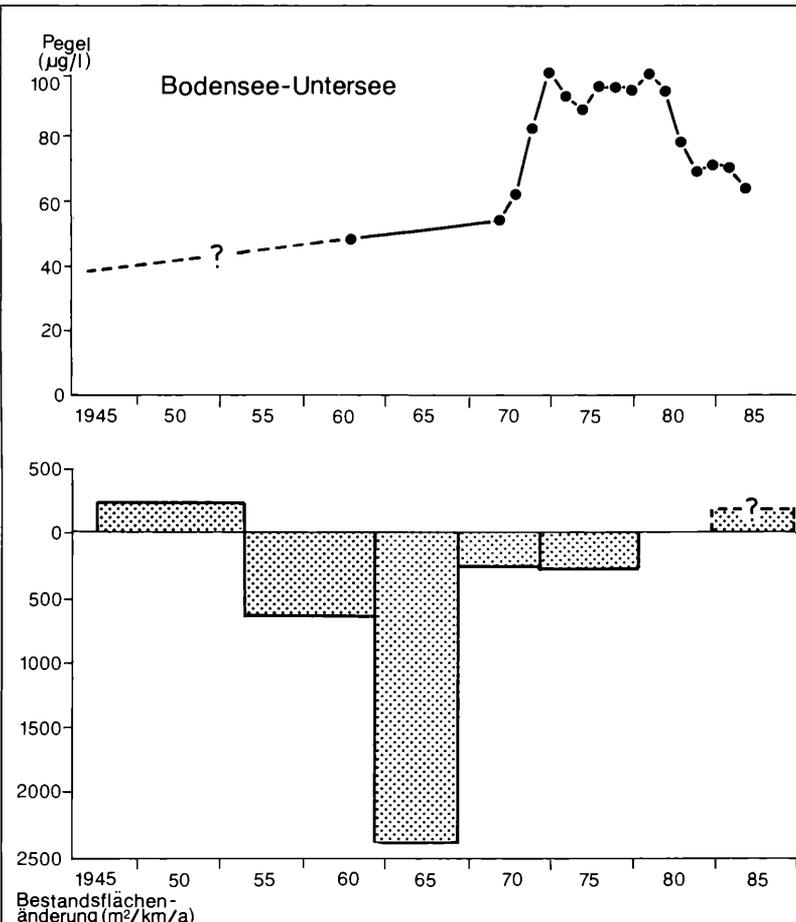


Abbildung 2. Trophische Entwicklung des Untersees und Bestandsflächenentwicklung der Uferschilfröhrichte: trophische Entwicklung als  $P_{\text{gel}}$ -Konzentration während der Vollzirkulationsphase, gemittelt über drei Seeteile (verändert n. SCHRÖDER 1987), Bestandsflächenzuwachs (+) oder -verlust (-) in  $\text{m}^2$  pro Jahr und pro Uferkilometer (teilweise hochgerechnete Mittelwerte von 7 Uferabschnitten).

Abhängigkeit der Fehlbestandsfläche von der Siedlungsintensität am Ufer

Um den Einfluß der Besiedlungsdichte auf den Umfang des Schilfrückgangs zu prüfen, wurden die Uferabschnitte in 3 Kategorien eingeteilt:

I – unbesiedeltes Ufer (n = 14 Uferkilometerabschnitte),

II – schwach besiedeltes Ufer, Ortsrandlagen (n = 16)

III – dicht besiedeltes Ufer, Ortskernlagen (n = 11)

Die Rückgangsquote läßt einen deutlichen Zusammenhang mit der Dichte der Uferbesiedlung erkennen: Die seewärtigen Schilfröhrichte völlig unbesiedelter Uferstreifen erleiden einen Flächenverlust von 34 % (1954 bis 1967), gefolgt von denen der Ortsrandlagen mit 52 %; Schilfbestände in Ortskernlagen nehmen um 66 % ihrer ursprünglichen Fläche ab. Lediglich die Mittelwerte der Kategorien I und III sind signifikant verschieden (t-Test,  $\alpha < 2\%$ ). Bezogen auf die absolute Fehlbestandsfläche von 32,5 ha machen die Schilfbestände der unbesiedelten Ufer jedoch mehr als 59 % aus, während die der Ortskernlagen lediglich auf 15 % kommen (Ortsrandlagen: 26 %).

### 3.3 Der Erklärungswert der Rückgangshypothesen

Die Untersuchungen zur räumlichen und zeitlichen Gliederung des Rückgangsgeschehens haben ergeben, daß

- vom Rückgang hauptsächlich die äußeren seewärtigen Bestände betroffen sind (landwärtiger Rückgang vgl. H 1, s. u.),
- alle Seeteile in etwa gleichem Maße betroffen sind,
- die seewärtigen Röhrichte auch an weitgehend von

menschlicher Nutzung unbeeinflussten Uferabschnitten stark zurückgegangen sind,

– die Phase des stärksten Schilfrückgangs in die Zeit zwischen 1962 und 1967 fällt, obschon auch zwischen 1967 und 1978 etliche Bestände abstarben.

Nachfolgend werden neun Rückgangshypothesen (H1 bis H9) daraufhin untersucht, ob und inwieweit sie diese Muster erklären können und ob welche Einwände sie zulassen müssen, und ob sie durch Literaturbefunde gestützt werden oder nicht.

#### H 1 Uferverbau, Landgewinnungen, Verbuchung

Die große Siedlungsdichte und der hohe Freizeitwert der Uferzonen vieler Seen haben zu starken Eingriffen in die natürliche Morphologie des Ufers geführt – fast stets zum Nachteil der Ufergehölze, Rieder und Röhrichte. Der Bodensee-Untersee weist nach SIESSEGGGER (1980) nur noch 67 % naturnahe Ufer auf, während bereits 26 % der Uferlänge durch starke Eingriffe umgestaltet sind.

Die landwärtige Fehlbestandsfläche zwischen 395,5 und 396,0 m NN in Höhe von etwa 24 ha (vgl. Tab. 1) geht überwiegend auf direkte Vernichtung der Röhrichte im Zuge von Uferaufschüttungen oder Baumaßnahmen zurück. An größeren Projekten sind hier zu nennen: Aufschüttung des Herzen-Gebietes durch die Stadt Radolfzell, der Bau der Hafenanlagen in Moos und Radolfzell, der Steganlage in Mittelzell (Insel Reichenau) sowie der Kläranlage in Radolfzell. Ein großer Verlustposten dürfte auf das Konto kleinerer „Uferveränderungen“ durch private Anlieger gehen. Genaue Daten fehlen jedoch.

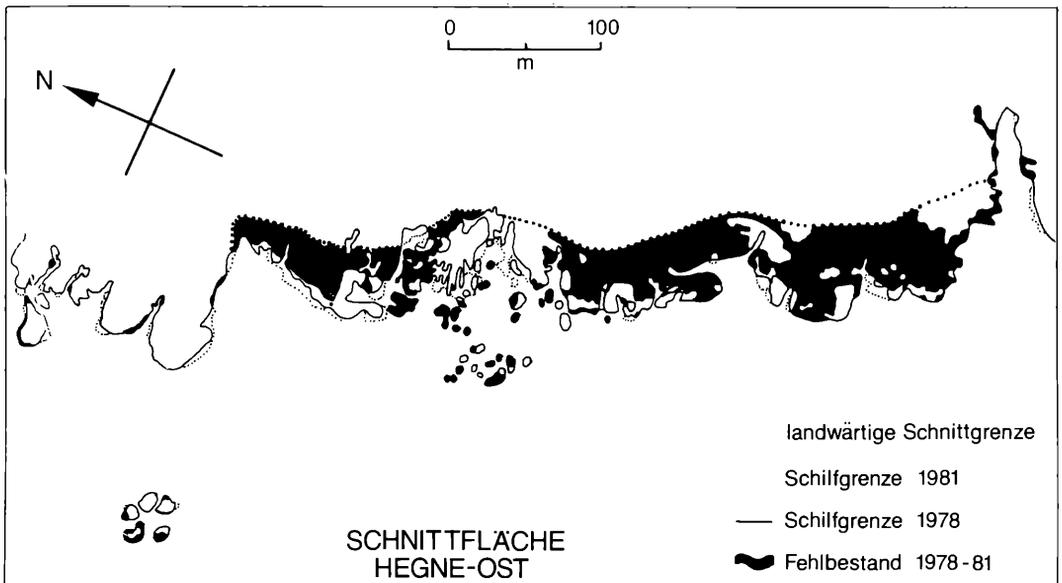


Abbildung 3. Verluste durch Winterschnitt: Testfläche Hegne-Ost.

Tabelle 1. Ausdehnung der Uferschilfröhrichte am Bodensee-Untersee anhand der Luftbildbefliegungen 1954, 1967 und 1978 (nur deutsches Ufer; jeweils differenziert nach Isohypsenabschnitten).

	1954		1967		1978	
	ha	%	ha	%	ha	%
394,0–394,5 m NN	16,03	100,0	5,83	36,4	4,10	25,6
394,5–395,0 m NN	97,77	100,0	75,50	77,2	68,15	69,7
395,0–395,5 m NN	141,72	100,0	122,92	86,7	121,83	86,0
395,5–396,0 m NN	123,62	100,0	106,15	85,9	99,64	80,6
394,0–396,0 m NN	379,14	100,0	310,40	81,9	293,72	77,5

Hingegen kommt nach Ausweis der Luftbilder der Verbuschung der landwärtigen Röhrichte nur geringe Bedeutung zu. Umwandlung von Röhrichtern in landwirtschaftliche Nutzflächen ist nicht beobachtet worden.

## H 2: Wind- und Wellenbelastung

Die durch Wind- und Wellenbelastung in Verbindung mit anderen Faktoren hervorgerufenen mechanischen Belastungen können der seewärtigen Schilfgrenze erhebliche Schäden zufügen. So stellte HIRSCHER (1987) am Bodensee-Übersee eine signifikant positive Korrelation zwischen dem Grad der mechanischen Schädigung und den Halmverlusten zwischen zwei Vegetationsperioden fest. An sturmexponierten Standorten des Untersees fanden DIENST & STARK (1988) eine mittlere jährliche Ausdehnung der Schilffront von nur 2 cm/Jahr, während der Durchschnittswert aller Standorttypen etwa 15 cm/Jahr betrug. Nach SCHRÖDER (1979, 1987) hat die Eutrophierung zu einer Verringerung der mechanischen Belastbarkeit der Halme und zu einem verstärkten Schilfbruch geführt und damit zum Schilfrückgang beigetragen.

Bei der Analyse der Wellenbelastung wird von der Erfahrung ausgegangen, daß die Wellenbelastung der Schilffront unter sonst gleichen Randbedingungen um so stärker ist, je größer die Uferneigung ist (geringere Bodenreibungsverluste der Wellen) und je mehr der Uferabschnitt in Richtung der Hauptwindrichtung exponiert ist.

Bemerkenswerterweise korreliert allein die Variable „Neigung“ signifikant mit der prozentualen Rückgangsfäche ( $n = 41$ ,  $r = +0,570$ ,  $\alpha < 0,1\%$ ). Den mangelnden Reibungsverlusten der anlaufenden Welle kommt demnach bei der Belastung der Schilffront eine größere Bedeutung zu als der Ausrichtung gegenüber der Hauptwindrichtung (Variable „Exposition“). Ein Grund für ihren geringen Einfluß mag in der Wellenrefraktion liegen: Flachwasserwellenkämme tendieren unabhängig von der Ausbreitungsrichtung ihrer Tiefenwasserwellen dazu, senkrecht auf das Ufer zuzulaufen (vgl. PRAK 1986). – Eine signifikante Beziehung zwischen Neigung und Exposition besteht nicht.

Schiffsinduzierten Wellen kommt bestenfalls in der Umgebung von Anlegestellen oder in den engen Seeteilen (z. B. bei Stein a. Rh.) eine gewisse Bedeutung zu.

## H 3: Treibgutbelastung

Unter den gegenwärtigen Bedingungen werden die stärksten mechanischen Schäden an der seewärtigen Schilffront nicht allein durch Wellen, sondern durch Treibgut in Verbindung mit Wellengang hervorgerufen. Im angeschwemmten Treibgutmaterial dominieren Wasserpflanzen, die von den Herbststürmen losgerissen und in die seewärtigen Schilfgebiete getrieben werden. Die stärksten Schilfschädigungen werden durch Armleuchteralgen-Spülsäume hervorgerufen. Auch an anderen mitteleuropäischen Seen spielen Treibgutanschwemmungen eine erhebliche Rolle bei der Schädigung seewärtiger Schilfbestände (OSTENDORP 1989 b), wobei sich das Material allerdings oft aus Treibholz oder Kulturmüll zusammensetzt.

Über die Treibgutbelastung der Ufer in den Jahren des Schilfrückgangs ist wenig bekannt. Vermutlich traten Makrophytenwattenanschwemmungen früher weniger massiv auf als um 1980; darauf weist die Tatsache hin, daß sich die von Wasserpflanzen bedeckten Uferflächen des Untersees zwischen 1967 und 1978 von 695 auf 1080 ha erhöht haben (LANG 1981).

In den Jahren 1981 bis 1983 wurde die Stärke der Treibgutanschwemmungen im Röhrichtbereich kartiert. Korreliert man die sich daraus ergebenden Mittelwerte pro Uferkilometer-Abschnitt mit den entsprechenden prozentualen Fehlbestandsflächen der seewärtigen Bestände, so erhält man keinen signifikanten Zusammenhang ( $r = 0,301$ ,  $n = 38$ ). Die mechanischen Belastungen durch Makrophytenwattenanschwemmungen haben demnach nicht nennenswert zum Schilfrückgang beigetragen.

## H 4: Ufererosion

Ufererosion wird oft für den Verlust an Röhrichtern verantwortlich gemacht; betroffen sind vor allem Seen mit regem Boots- oder Frachtschiffverkehr oder solche, die wie die schweizerischen Mittellandseen mehrfachen Seespiegelsenkungen unterworfen wurden (OSTENDORP 1988 b). Auch am Bodensee-Obersee dürfte der Uferabtrag zu den wesentlichen Rückgangsfaktoren gehören (SIESSEGER 1985).

Stärke und räumliche Verteilung der Ufererosion am Bodensee-Untersee während der Röhrichtrückgangphase sind nicht bekannt, so daß Rückschlüsse auf de-

ren Beitrag zum Röhrichrückgang nur aus der heutigen Situation heraus möglich sind. Hierzu wurde der „Schweregrad“ der Klifferosion (Sprunghöhe des Kliffs, Erosionsschädigung des Rhizomkörpers) anhand einer sechsteiligen Skala geschätzt. Die Mittelwerte je Uferkilometer dienten als erklärende Variable der räumlichen Verteilung der arcsin-transformierten, prozentualen Fehlbestandsfläche.

Die lineare Korrelation ergab jedoch keinen signifikanten Zusammenhang ( $r = 0,275$ ,  $n = 30$ ), so daß angenommen werden darf, daß das Rückgangsgeschehen weitgehend unabhängig von etwaiger Ufererosion erfolgte.

#### H 5: Eutrophierung des Pelagials

Nach SCHRODER (1979, 1987) wird das Schilfsterben am Untersee letztlich durch die Eutrophierung des Sees verursacht. Als Folge der Nährstoffzunahme sei es zu einem Anstieg der Halmdichte, zu einer Verringerung der mechanischen Festigkeit der Halme und zu einer verstärkten Bildung von „Bruchschilf“ gekommen. Beide Faktoren seien für einen verringerten Wasseraustausch mit dem See und für eine erhöhte Anreicherung fäulnisfähiger organischer Substanzen und von Nährstoffen (Stickstoff, Phosphor) in den Sedimentober-schichten verantwortlich.

Über die Trophie-Entwicklung des Bodensee-Unter-sees in früheren Jahrhunderten ist nichts bekannt, aber bereits in den ersten Jahrzehnten dieses Jahrhunderts hatte der See das eutrophe Stadium erreicht. Zu Beginn der 60er Jahre setzte ein deutlicher Sprung in der Trophie-Entwicklung ein (IGKB 1975). In der Abbildung 2 wird die jüngere Trophie-Entwicklung des Untersees mit der Flächenentwicklung des seewärtigen Röhrichs ver-glichen. Während der Ausbreitungsphase vor 1954 war-en im Pelagial deutlich weniger als  $40 \mu\text{g P/l}$  anzutref-fen, während die Hauptrückzugsphase in eine Periode mit etwa  $50 \mu\text{g/l}$  fällt. Bei wesentlich höheren P-Gehal-ten zwischen  $90$  und  $100 \mu\text{g/l}$  findet jedoch kaum noch ein Rückgang statt – im Gegenteil: Seit Anfang der 80er Jahre (P-Gehalt um  $70 \mu\text{g/l}$ ) breitet sich das Schilf wie-der aus (DIENST 1986, DIENST & STARK 1988).

Ein zeitlicher Zusammenhang zwischen Trophie-Ent-wicklung und Schilfrückgang ist demnach nicht erkenn-bar.

#### H 6: Nährstoffbefruchtung der Sedimente

Nach SCHRODER (1979, 1987) erhöht die Eutrophierung des Freiwassers die Nährstoffbelastung der Röhrich-sedimente und setzt damit eine Reihe von negativen Begleiterscheinungen in Gang (vgl. auch H 5).

Wie fast alle Niedermoorgesellschaften sind auch die Röhrichte tendenziell Akkumulationsorte abgestorber organischer Substanz. Durch Nährstoff- und Sauer-stoffmangel in den schlecht durchlüfteten Substraten verläuft die mikrobielle Mineralisation langsamer als die Primärproduktion: Es kommt zur Niedermoortorbil-dung. Die gilt auch für die Untersee-Röhrichte (OSTEN-

DORP 1988)

Diese Vorgänge sind zunächst von der Trophie-Ent-wicklung des Pelagials unabhängig. Allein die Produkti-vität der Röhrichte hätte durch die Eutrophierung gesteig-ert worden sein können. Allerdings zeigen die Ergeb-nisse einer Reihenuntersuchung an mehr als 50 deut-schen Seen, daß im Bereich „mittlerer“ Freiwasser-Nährstoffbelastungen (d. h. etwa  $50$  bis  $1000 \mu\text{g P}_{\text{tot}}/\text{l}$ , Vollzirkulationswerte) die Bestandsstruktur und die Pro-duktion der Schilfröhrichte vom Trophiegrad unabhän-gig ist (OSTENDORP, unveröff.). Überdies liegen am Un-tersee aus der Zeit vor 1978 keine Produktions- und Be-standsstrukturmessungen vor, so daß für die Rück-gangsperiode 1954 bis 1978 keine Aussagen über et-waige Veränderungen gemacht werden können.

Die Akkumulation organischer Substanzen wird von ei-ner Anreicherung der Nährstoffe Stickstoff und Phos-phor begleitet. Sie ist durch den – teilweisen – mikrobiel-len Abbau der Schilfstreu bedingt und daher ebenso von der Pelagial-Eutrophierung weitgehend unabhängig (OSTENDORP 1989 a). Eine für das Schilf möglicherweise schädliche Nährstoffüberfrachtung der Sedimente und Böden müßte sich vor allem im erhöhten Konzentra-tionsniveau des Interstitialwassers (IW) und des Sedi-mentkontaktwassers (SKW) bemerkbar machen.

Interstitialwasser: Das Porenwasser der Sedimentschicht  $0$  bis  $30$  cm, in dem sich fast alle Schilfadventivwurzeln befinden, ist relativ nährstoffarm: Die Konzentrationen an gelöstem Phosphor ( $\text{P}_{\text{gel}}$ ) schwanken zwischen der Nachweisgrenze und  $2300 \mu\text{g/l}$ . In den seewärtigen Röhrichten liegen sie im Bereich von  $100$  bis  $1000 \mu\text{g/l}$ , und erst in den weiter landeinwärtigen Ver-schlammungszonen erreichen sie höhere Werte. Extrem niedrig sind mit etwa  $10 \mu\text{g/l}$  die  $\text{P}_{\text{gel}}$ -Gehalte im IW der „naturnahen“ Standorte. Die Konzentrationswerte der Durchschnittsstandorte sind demgegenüber höher, liegen aber in der gleichen Größen-ordnung wie die von Röhrichstandorten anderer Seen und Feuchtgebiete (OSTENDORP 1989 c). Es sei an dieser Stelle her-vorgehoben, daß bei ca.  $5$ – $10 \mu\text{g PO}_4\text{-P/l}$  die kritische P-Gleich-gewichtskonzentration im IW erreicht wird, unterhalb derer die Pflanzenwurzeln kein P mehr aufnehmen können; für eine opti-male P-Versorgung der Pflanzen sollte die Konzentration im Be-reich von etwa  $200$ – $400 \mu\text{g PO}_4\text{-P/l}$  liegen, so daß ein ausrei-chendes Diffusionsgefälle zwischen Wurzelzelle und freier Bodenlösung erreicht wird (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1984: 244). Die  $\text{N}_{\text{anorg}}$ -Konzentration im IW der Untersee-Röhrichse-dimente schwanken zwischen weniger als  $0,1$  und  $15 \text{ mg N/l}$ ; in den Sedimentober-schichten erreichen sie höhere Werte als in den tieferen. Die Spannweite deckt sich in etwa mit der des Trinkwasser-Rohwassers aus 86 Brunnen im Landkreis Kon-stanz, und ihr Mittelwert von  $6,1 \text{ mg N}_{\text{anorg}}/\text{l}$  liegt sogar noch un-terhalb des für die BRD berechneten globalen Grundwasser-Mittelwerts von  $7,6 \text{ mg/l}$ . Das Interstitialwasser weist also be-züglich der  $\text{N}_{\text{anorg}}$ -Komponente Trinkwasserqualität auf. Bedenkt man weiterhin, daß in den Drainagegewässern land-wirtschaftlicher Grünland- und Ackerflächen bis über  $100 \text{ mg N}_{\text{anorg}}/\text{l}$  gelöst sein können, erscheinen die IW-Konzentrationen am Untersee vergleichsweise niedrig.

Von einer auffälligen Nährstoffkonzentrationserhöhung in der gelösten Phase des Sediments kann demnach nicht die Rede sein.

Sedimentkontaktwasser: Da vielfach die Schilf-Adventivwur-zeln nicht nur in das Sediment ragen, sondern auch mit dem

überstehenden Wasser in direktem Kontakt stehen, wird davon auszugehen sein, daß auch dieses neben dem Interstitialwasser einen Beitrag zur Nährstoff-Versorgung der Schilfpflanze leistet. Die  $PO_4$ -P-Konzentrationen im SKW der verschiedenen Untersee-Röhrichtbestände schwanken zwischen 1 und 45  $\mu\text{g/l}$ , die  $N_{\text{anorg}}$ -Gehalte liegen im Bereich von 0,10 bis 0,32 ( $-1,30$ )  $\text{mg/l}$ . Die P- und N-Konzentrationen sind damit um den Faktor 3 bis 20 niedriger als die entsprechenden Gehalte im Niederschlagswasser (KNORR & KLATTE 1963, STEINLE 1986). Darüber hinaus sind die  $P_{\text{gel}}$ -Gehalte im Inneren der Schilfröhrichte im Mittel nicht wesentlich höher als die zeitgleich im Litoralwasser außerhalb der Röhrichte gemessenen, die  $N_{\text{anorg}}$ -Konzentrationen sind sogar geringfügig niedriger (BANOUB 1975, Tab. 1). – Überraschenderweise liegen die Nährstoffkonzentrationen im SKW der Untersee-Röhrichte vielfach unterhalb derer oligo- bis mesotropher Moore (OSTENDORP 1989 c), im übrigen fallen sie in den Spannweitenbereich, der auch für Röhrichte anderer Gewässer gefunden wurde. Ganz sicher aber liegen sie unterhalb jener Schwelle, die für Düngungseinflüsse oder Abwasserbelastung charakteristisch ist.

Die Gegenüberstellung von Untersee-Konzentrationsverhältnissen und Literaturangaben läßt deutlich werden, daß von einer N- und P-Konzentrationserhöhung im Interstitialwasser oder Sedimentkontaktwasser nicht die Rede sein kann. Vielmehr bewegen sich die Konzentrationen eher am unteren Ende der Spannweite der Literaturdaten.

In Kulturversuchen wurden Schilfpflanzen mit Nährlösungen beschickt, deren Nährstoffkonzentrationen etwa um den Faktor 100 (bezogen auf N) bis 1000 (bezogen auf P) höher waren als die des IW der Untersee-Röhrichte (Übersicht s. OSTENDORP 1989 c). Eine Beeinträchtigung des Wachstums bzw. der physiologischen Leistungen konnte nicht festgestellt werden. Die Ergebnisse zahlreicher Experimente und Freilandmessungen demonstrieren eher die außerordentliche Belastbarkeit von *Phragmites australis* gegenüber einem überhöhten Nährstoffangebot denn seine Empfindlichkeit.

Damit scheidet bei den derzeitigen Untersee-Konzentrationen negative Auswirkungen auf die Schilfpflanze aus; selbst wenn eine Nährstoffüberakkumulation in den Röhrichtsedimenten stattgefunden hätte, könnte das augenblicklich erreichte Konzentrationsniveau den Schilfrückgang nicht erklären.

#### H 7: Anaerobe Abbauprozesse und Entstehung phytotoxischer Substanzen

Ein Charakteristikum von Sedimenten und subhydri-schen Böden ist, daß ihr Porenraum bereits in 0,5 bis 3 cm Tiefe frei von gasförmigem oder gelöstem Sauerstoff ist (GAMBRELL & PATRICK 1978). In den Substraten der Untersee-Schilfbestände herrschen also bereits aus diesem Grunde anaerobe Bedingungen vor. Dies dürfte vor der Eutrophierungsphase nicht anders gewesen sein als heute. Die Entstehung und Anreicherung von phytotoxischen Substanzen ( $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{NH}_3$ , flüchtige Fettsäuren, aromatische Verbindungen, vgl. OSTENDORP 1989 a) ist an reduzierende Bedingungen (stark negatives Redoxmilieu,  $p_e$ -Wert, vgl. FREVERT 1983) und an anaeroben mikrobiellen Stoffwechsel gebunden;

phytotoxische Effekte auf gut durchlüfteten Böden gehören dagegen zur Ausnahme und beruhen auf anderen Hemmstoffen.

Im Sedimentkontaktwasser der Uferröhrichte des Untersees schwankt der  $p_{e7}$ -Wert zwischen +5,2 und +6,8, und zwar unabhängig vom  $O_2$ -Gehalt (das thermodynamische Redoxpotential für chemisch reines Wasser liegt bei  $p_e = p_{e7} = p_{e7} = 6,8$  (FREVERT 1983: p. 71). Selbst bei  $O_2$ -Konzentrationen von nur 0,5 bis 1  $\text{mg/l}$  erreicht der  $p_{e7}$  noch Werte von +5,0 und mehr. Es überwiegen also bei weitem aerobe Abbauprozesse, und es kommt noch zu keiner nennenswerten Freisetzung reduzierter Verbindungen wie  $\text{Fe}^{2+}$  (zu erwarten unterhalb  $p_{e7} = +4,5$ ) oder  $\text{H}_2\text{S}$ -S (zu erwarten unterhalb  $p_{e7} = -3,5$ ).

Im  $O_2$ -freien Interstitialwasser zeigen die  $p_{e7}$ -Werte eine deutliche Abhängigkeit von der organischen Belastung: In den Sedimenten der „naturnahen“ Standorte mit sehr geringer Belastung schwanken sie zwischen +1 und +4. Erst in organischen Kalkschlämmen sinken die  $p_{e7}$ -Werte auf 0 oder wenig darunter, und erst hier lassen sich vereinzelt geringe Mengen (bis 0,5  $\text{mg/l}$ )  $\text{H}_2\text{S}$ -S nachweisen. Auch im Interstitialwasser ist demnach die Reduktionsintensität des mikrobiellen Abbaus gering. Möglicherweise herrschen mikro-aerobe Bedingungen vor, unter denen geringste  $O_2$ -Mengen ausreichen, einen aeroben mikrobiellen Stoffwechsel aufrechtzuerhalten.  $O_2$ -Quelle dürfte allein die Schilfpflanze sein, die durch das Aerenchym ihrer Halme atmosphärischen Sauerstoff in die Rhizome und Wurzeln transportiert.

Unter den beschriebenen Redoxmilieu-Bedingungen kann jedoch Nitrat zu Ammonium reduziert werden, so daß prinzipiell die Möglichkeit einer Ammoniak-Vergiftung der Schilfwurzeln besteht. Die  $\text{NH}_3$ -Giftwirkung beruht auf einer cytoplasmatischen pH-Wert-Erhöhung infolge zellulär nicht kontrollierbaren Einstroms des Gases. Unter den pH-Wert-Bedingungen des Untersees (7,2 bis 8,0) liegen nur 2 bis 10% des gelösten  $\text{NH}_4$ -N als  $\text{NH}_3(\text{gas})$  vor. Im Interstitialwasser sind dies ca. 0,3 bis 0,6  $\text{mg N}(\text{NH}_3)/\text{l}$  und im Sedimentkontaktwasser etwa 0,01 – 0,1  $\text{mg/l}$ . Bei derart geringen Konzentrationen kann Ammoniak-Gas als Schädigungsursache ausgeschlossen werden.

Die Röhrichtsedimente besitzen demnach keineswegs Faulschlamm-(Sapropel-)Charakter, wie es ihnen SCHRÖDER (1987) zuschreibt. Es ist also unwahrscheinlich, daß sich bei derart positivem Redoxmilieu phytotoxische Substanzen akkumulieren; vielmehr dürften sie, sollten sie je gebildet werden, im (mikro-)aeroben mikrobiellen Metabolismus rasch abgebaut werden. So fanden JÜTTNER & SCHRÖDER (1982) in Untersee-Röhrichtsedimenten eine Reihe von mikrobiellen Abbauprodukten und Exkretstoffen; jedoch war von keiner dieser Substanzen eine inhibitorische Wirkung auf Pflanzenwurzeln bekannt. Letztendlich liegen keine Hinweise für eine Beteiligung von Gift- oder Hemmstoffen am Schilfrückgang vor.

#### H 8. Vergiftung durch Algenwatten

Nach Laborversuchen von SCHRÖDER (1987) werden aus anaerob verrottenden Fadenalgenwatten toxische Stoffe freigesetzt, die zum Absterben der seewärtigen Schilfbestände führen.

Der Frage nach der möglichen Giftwirkung von Fadenalgenwatten wurde im Rahmen eigener Untersuchungen in drei Versuchsreihen nachgegangen. Im ersten Versuch wurde das Preßwasser von anaerob verrottenden *Cladophora*-, *Spirogyra*- und *Chara*-Watten unter kontrollierten Bedingungen als Substrat für *Scenedesmus acutus* als Testalge in batch-Kultur eingesetzt. Die Präparations- und Versuchsbedingungen wurden so gewählt, daß die maximale Wachstumsrate von *Scenedesmus* ein Kriterium für die Anwesenheit von Hemmstoffen sein konnte, wobei der Effekt limitierender Nähr- oder Spurenstoffkonzentrationen von vornherein ausgeschlossen wurde. In den Versuchsansätzen mit *Cladophora*- und *Spirogyra*-Preßwasser zeigten die Testalgen kein Wachstum. Obwohl die *Chara*-Watten unter ähnlichen redoxchemischen Bedingungen verrottet waren, übte ihr Preßwasser keine Hemmwirkung auf *Scenedesmus* aus. In einem zweiten Versuch wurde das Preßwasser von *Cladophora* in eine hydrophile, eine lipophile und eine flüchtige Fraktion getrennt. Sowohl lipophile als auch flüchtige Fraktion hemmten das *Scenedesmus*-Wachstum in etwa gleichem Maße, während die Testalgen in der hydrophilen Fraktion eine erwartungsgemäße Wachstumsrate zeigten. Die Giftwirkung beruhte demnach offenbar auf organischen Substanzen.

Dieser Test kann freilich nur die Existenz von Hemmstoffen prüfen; er zeigt nicht, ob sie unter Freiland-Bedingungen die Wirkorte an der Schilfpflanze erreichen und dort physiologische Störungen hervorrufen, die zum Absterben der Pflanzen führen. Hier sollten Freiland-Versuche an natürlichen Beständen für Klarheit sorgen: Eine kleine Halmgruppe wurde mit einer Tonne umgeben, die etwa 30 cm hoch mit frisch abgelagerten *Cladophora*- und *Chara*-Watten gefüllt wurde. Die Versuchsbedingungen waren identisch mit der natürlichen Situation am Schilfufer; lediglich mechanische Schilfschädigungen konnten ausgeschlossen werden. Die Auswertung ergab, daß nach *Cladophora*-Beschickung die Halmzahlen im Mittel abnahmen. Allerdings veränderten sich die Halmdichten der unbehandelten Vergleichsbestände in vergleichbarem Umfang, so daß nicht abschließend beurteilt werden kann, ob die Beschickung mit *Cladophora* hauptverantwortlich für den Halmrückgang war. In den *Chara*-Versuchstonnen nahm die Halmdichte in der nachfolgenden Vegetationsperiode auf mehr als das Doppelte zu. Wahrscheinlich bedeutete in diesem Fall die Algenauflage eine zusätzliche Nähstoffzufuhr, auf die *Phragmites* mit einem vermehrten Halmaustrieb reagierte.

So muß einstweilen offenbleiben, ob die im Labor nachgewiesene Giftwirkung sich auch in Freiland-Schilfbeständen auswirken kann.

#### H 9. Hydrologische und meteorologische Faktoren

Die quantitative Auswertung von Reihenluftbildern hatte ergeben, daß der größte Teil des zwischen 1954 und 1978 verschwundenen seewärtigen Schilfröhrichts zwischen den Befliegungen 1962 und 1967 und hier wahrscheinlich zwischen 1965 und 1967 abgestorben ist (Abb. 1, 2). Die Suche nach etwaigen Rückgangsursachen konzentriert sich damit auf diese drei Jahre.

Das Jahr 1965:

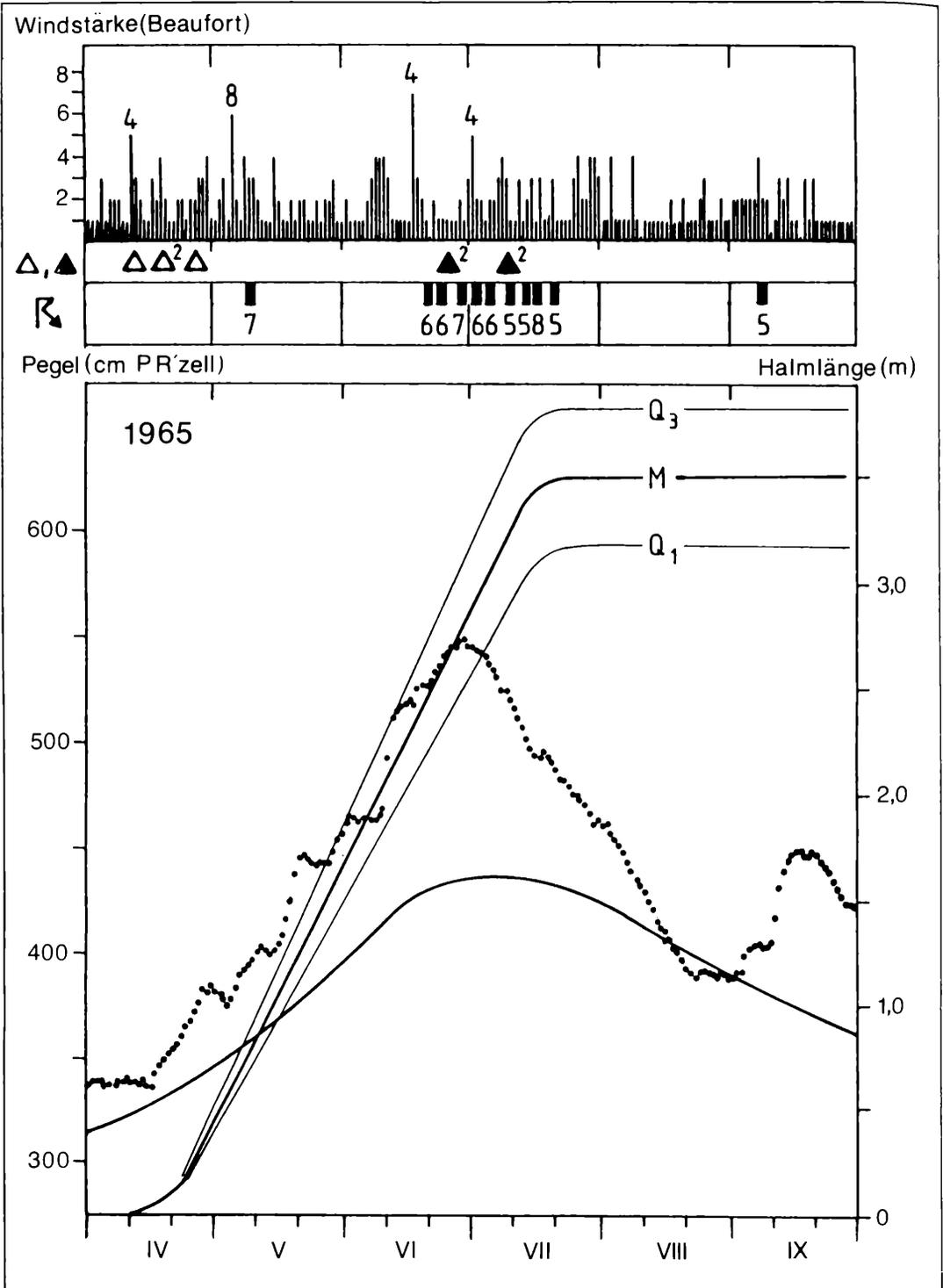
Das Jahr 1965 war in hydrologischer wie in meteorologischer Hinsicht ein Extremjahr:

a) Der Juni-Wasserstand war der fünfthöchste seit Beginn der regelmäßigen Pegelregistrierungen am Bodensee im Jahre 1817. Pegelwerte von mehr als 500 cm (Pegel Konstanz) wurden ungewöhnlich früh erreicht. Die letzten vergleichbaren Hochwässer lagen 30 Jahre (1935: etwas niedriger als 1965) bzw. 39 Jahre (1926: etwas höher als 1965) zurück.

b) Die „ununterbrochene Folge von ungünstigen Witterungsereignissen läßt das Jahr 1965 als das ungünstigste seit Beginn der Messungen in unserem Gebiet – seit etwa 100 Jahren – in die Witterungsannalen eingehen“ (WAIBEL 1965: 381). Insgesamt war 1965 zu kalt, zu naß und gehörte zu den sonnenscheinärmsten Jahren seit Beginn der Aufzeichnungen. Fälle mit Böen, Starkwinden bzw. Stürmen von 6° Beaufort und mehr waren um 36% häufiger als im Mittel der Jahre 1959 bis 1984.

In der Abbildung 4 sind Schilfwachstum, Wasserstandskurve und Witterungsereignisse der Vegetationsperiode 1965 zusammengestellt. Sie zeigt, daß während des Hochwasserstandes in der zweiten Juni- und der ersten Juli-Hälfte Ereignisse auftraten, die die seewärtigen Schilfbestände schwer in Mitleidenschaft gezogen haben dürften (Abb. 5): a) das Hochwasser selbst, das zeitweise bis zu  $\frac{3}{4}$  der Halme überschwemmte, b) schwere Stürme von mehr als 4 Stunden Dauer am 16./17. und am 30. Juni, die auf dem freien See Stärken zwischen 7 und 10° Beaufort erreichten, c) schwere Hagelschläge am 26. Juni und am 10. Juli.

Die Auswirkungen dieser Faktoren auf Gebäude, Uferbauten und landwirtschaftliche Anbauflächen sind in der wissenschaftlichen Literatur (BLENCK 1971: 121) und in der Regionalpresse („Südkurier“ vom 15. 6., 18. 6., 1. 7., 12. 7., 3. 8. 1965) sowie durch unveröffentlichtes Fotomaterial (LINDNER, Konstanz) ausführlich dokumentiert, so daß die Auswirkungen auf die Uferschilfbestände recht genau eingeschätzt werden können. Augenzeugenberichte belegen die schweren Schäden am Schilf (LANG 1968; 317–318, MÜLLERZELL 1968; 44–45). Gegen Ende der Vegetationsperiode weisen die Röhrichte einen uferparallelen, ca. 10 m breiten, bräunlich verfärbten Streifen auf, dessen Strukturen wie von See nach Land „gekämmt“ aussehen (LANG, unveröff. Fotomat.). Es dürfte sich dabei um die Zonen des stark geschädigten und vermutlich schon weitgehend abgestorbenen Schilfs handeln. Die Auswirkungen der einzelnen Faktoren sind in der Abbildung 6 zusammengefaßt.



Das Jahr 1966:

Ähnlich wie 1965 begann auch die Vegetationsperiode 1966 mit einem hohen Wasserstand, der bis Ende Mai rasch bis auf 55 cm über den langjährigen Mittelwert anstieg. Aber erst Ende Juli erreichte der Seestand sein Maximum. Mit zwei länger dauernden Starkwinden der Stärke 5 und 6° Beaufort und 11 Gewitterböen zwischen 5 und 10° Beaufort war die Vegetationsperiode 1966 ähnlich windreich wie die von 1965. Hagelschläge traten allerdings nicht auf. Weder Starkwinde noch Wasserstand dürften normale, gut wüchsige Seeufer-Schilfbestände stärker in Mitleidenschaft gezogen haben. In diesem Falle traten jedoch bereits schwer geschädigte Bestände in die Vegetationsperiode ein, so daß sicherlich ein Teil von ihnen vollends zum Absterben gebracht wurde (vgl. Abb. 6).

Das Jahr 1967:

Auch die Vegetationsperiode 1967 zeichnete sich durch hohe Wasserstände im Mai und in der ersten Juni-Hälfte aus. Zwar trat nur ein länger dauerndes Starkwindereignis auf, dafür aber 17 Gewitterböen mit Stärken zwischen 5 und 9° Beaufort. Hinzu kamen 2 schwere Hagelschläge. Im Falle der schon seit zwei Jahren stark geschwächten seewärtigen Schilfbestände dürften wiederum etliche Flächen endgültig abgestorben sein. – Ende Juli 1967 wurde die bereits angesprochene Luftbildbefliegung mit Reihenbildkamera durchgeführt (vgl. Kap. 3.1). Die Bilder zeigen das Resultat des Schilfrückgangs: seewärtig stark zerfranste oder in Bulten aufgelöste Bestände sowie als Schatten die „Stoppelflächen“ der ehemaligen Bestandsausdehnung (vgl. Abb. 1). Sowohl die Quellenauswertung als auch Modellrechnungen zum Vergleich von Wasserstandskurve und Schilfwachstumskurve führten zu dem Ergebnis, daß die Hochwässer, Stürme und Hagelschläge der Jahre 1965 bis 1967 die Untersee-Schilfbestände schwer in Mitleidenschaft gezogen haben. Dies um so mehr, als dem „Katastrophenjahr“ 1965 zwei weitere Hochwasserjahre folgten.

H 10: Veränderte Belastungscharakteristik der Schilffront in den Jahren 1967 bis 1978 Die bei H 9 gegebene Erklärung für den seewärtigen Schilfrückgang läßt die Frage offen, warum noch in den siebziger Jahren Bestandsverluste auftraten (vgl. Abb. 1 u. Tab. 1), bzw. warum das Schilf in den vergangenen 20 Jahren sein ursprüngliches Areal nicht wieder einnehmen konnte. Zwei Faktoren haben hierbei vermut-



Abbildung 5. Überschwemmte Schilfbestände Mitte Juni 1965 beim Reichenauer Damm. Im Vordergrund wird die geringe Dichte der noch nicht überschwemmten Halme deutlich. Foto: LINDNER.

lich eine wesentliche Rolle gespielt: Die langsame Erholungsphase der subletal geschädigten Bestände und die veränderte Belastungscharakteristik seewärtiger Schilfröhrichte nach 1965/1967.

Langsame Erholungsphase:

Zwischen den seewärtigen Absterbezonen und den landwärtigen, durch Hochwasser und Stürme der Jahre 1965 bis 1967 nicht ernsthaft geschädigten Beständen (ab etwa 350 cm Pegel Radolfzell) gab es vermutlich einen Streifen schwer in Mitleidenschaft gezogenen Schilfs. Ähnlich wie bei andersartig mechanisch belasteten Beständen dürfte es hier zu erheblichen Bestandsstrukturveränderungen gekommen sein: zur Reduzierung des durchschnittlichen Basaldurchmessers der Halme, zur Erhöhung des Anteils von in allen Teilen schwächer ausgebildeten Sekundärsprossen, zur Verminderung der Längenwachstumsrate und der mechanischen Belastbarkeit der Halme sowie zu einer Verringerung der durchschnittlichen Blattzahl und damit auch der Assimilationsfläche (OSTENDORP 1989 a).

Dadurch waren die Bestände empfindlicher gegenüber mechanischen Belastungen und Biomasseverlusten aller Art. Die erhöhten Halmverluste der geschwächten Bestände führten wahrscheinlich zu Reservestoffdefiziten in den Rhizomen. So wurde auch in den Vegetationsperioden nach 1967 eine nur suboptimale Bestandsstruktur erreicht, die wiederum zu einer erhöhten Belastungsanfälligkeit Anlaß gab.

Bei einem Teil der Bestände wurden die jährlichen Reservestoffdefizite offenbar immer größer, so daß sie

Abbildung 4. Schilfwachstum, Wasserstand und Witterungsereignisse während der Vegetationsperiode 1965. Angegeben sind von oben nach unten: Windgeschwindigkeit (Maximalwert aus 3 Ablesungen tägl.) in ° Beaufort; Zahlen – minimale Dauer des Windes in der angegebenen Stärke in Stunden  
Graupel (△) oder Hagel (▲) in der Stärke 0,1 oder 2, ⚡ – Gewitter mit Böen von 5 oder mehr ° Beaufort Stärke (Zahlen-Stärke in ° Beaufort)

Wachstumskurve eines seewärtigen Schilfbestandes: Halmlänge über Grund in m (Ordinate rechts) bzw. in cm Pegel Radolfzell (Ordinate links, Geländeoberkante bei 275 cm P. Radolfzell), M – Mittelwert, Q<sub>1</sub> bzw. Q<sub>3</sub> – 25% - bzw. 75% - Quartilmaß  
Wasserstandsganglinie für 1965: punktierte Linie, Tageswerte Pegel Radolfzell  
langjährig mittlere Monatsmittel des Wasserstandes (1931 bis 1980): durchgezogene Linie.



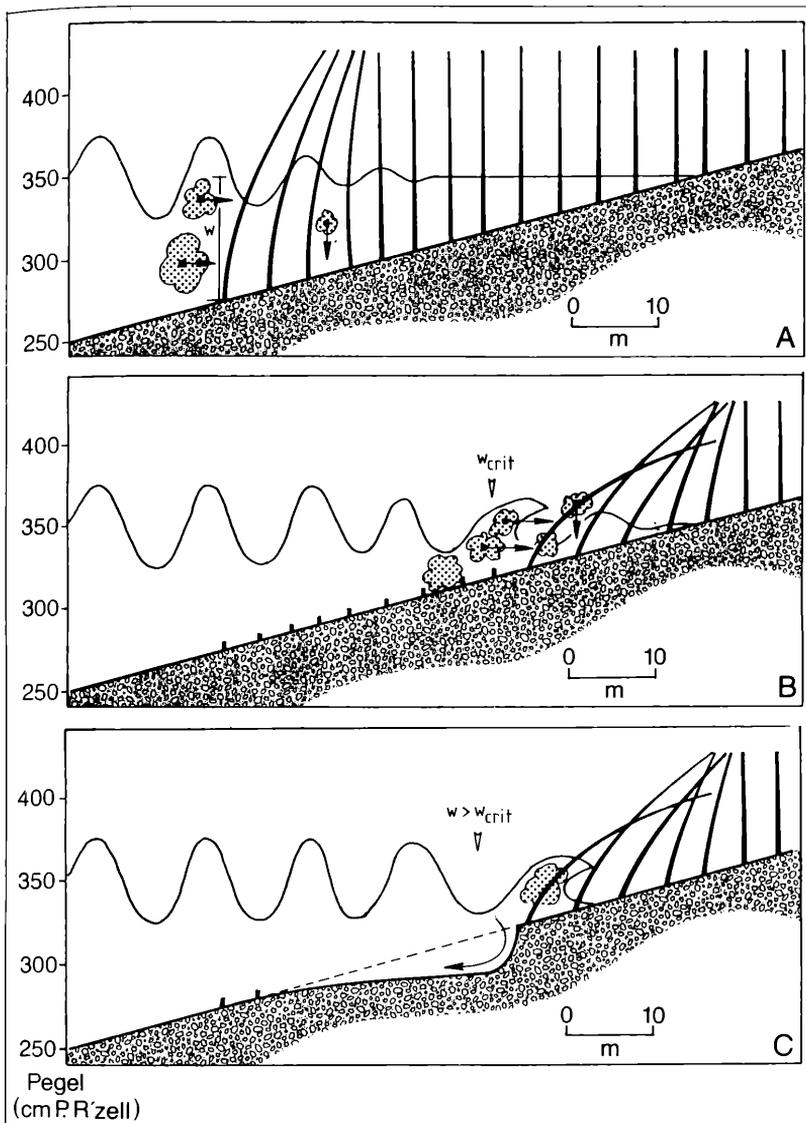


Abbildung 7 Auswirkungen des Schilfrückgangs 1965 bis 1967 auf Ufererosion und mechanische Belastung der seawärtigen Schilffront A – vor dem Schilfrückgang, B – nach dem Schilfrückgang, C – nach erfolgter Flächen- und Kliff-erosion, w – Wasserstand,  $w_{crit}$  – zur Einleitung des Wellenbrechens kritischer Wasserstand, Punktirt – Algenwatten).

gänzlich abstarben, andere wiederum konnten die Defizite zwar ausgleichen, brauchten dazu aber etwa 10 bis 15 Jahre. Nachdem die Reservestoffvorräte aufgefüllt waren und die Bestandsstruktur einen gewissen Optimalwert erreicht hatte, konnten sich die Bestände seawärts ausdehnen. Erstes Anzeichen dafür waren die „Rhizomsprosse“, die seit 1980 mit zunehmender Häufigkeit beobachtet wurden. Es handelt sich hierbei um einen Halmtyp, der aus schräg aufstrebenden, oft 1 bis 1,5 m langen Horizontalrhizomen entspringt. Derartig lange Ausläuferrhizome wurden bislang nur an sich

ausbreitenden Schilfröhrichten, niemals aber innerhalb stabiler Schilfbestände beobachtet (vgl. auch HASLAM 1970: 153). Schilffrontkartierungen, die seit 1984 durchgeführt werden (DIENST 1986) belegen die allgemeine Ausbreitungstendenz. Die mittleren jährlichen Zuwächse liegen freilich im Bereich von nur 10 bis 20 cm Frontvorschub.

Veränderte Belastungscharakteristik:  
Der seawärtige Rückgang von 30,5 ha bis 1967 (vgl. Tab. 1) entspricht einem durchschnittlichen Frontrückgang von 8,5 m. An vielen Uferabschnitten war der Schilfgürtel jedoch auf einer Breite von 20 bis 30 m zurückgewichen. Nach 1967 lag also ein breiter Litoral-

Abbildung 6. Schilfrückgang 1965 bis ca. 1980 (Übersicht).

streifen frei, der vordem von Röhrichten bedeckt gewesen war.

Die Schilfbedeckung hatte für eine gleichmäßig Wellenbremsung gesorgt, so daß sich über Jahrzehnte hinweg ein Erosions-Akkumulations-Gleichgewicht einstellen konnte: Durch fortgesetzte Wiederholung erosiver und akkumulativer Phasen im jährlichen Wasserstandsverlauf kam es zu einer Korngrößensortierung, wie sie für Litoralsedimente typisch ist; die mittlere Korngröße stand mit der Transportkraft der im randlichen Schilfbereich auslaufenden Welle im Gleichgewicht. Nach dem Absterben des seewärtigen Schilfstreifens fiel dessen Beitrag zur Wellenenergiestreuung fort, so daß Feinmaterial ausgewaschen und abtransportiert werden konnte. Durch flächenhafte Erosion entstand eine flache Brandungskehle, bis sich ein neues Gleichgewicht eingestellt hatte (Abb. 7).

Da der Sedimenttransport überwiegend zwischen Ufer- und Brecherlinie (am Untersee: Haldenlinie) erfolgt (IP-PEN 1966, PTAK 1986), wurde ein großer Teil der erodierten Sedimente im verbliebenen Schilfgürtel abgelagert. Noch heute liegen große Kalkschlammabänke im Röhrichtgürtel vor Horn und Gundholzen, am Reichenauer Damm und am Nordufer der Insel Reichenau. Die Stratigraphie der Ablagerungen und des Rhizomkörpers belegen diese Vorgänge. 1981 konnte eine Kalkschlamm-aufspülung durch einen Nordoststurm direkt verfolgt werden; auch hier war die Entblößung des Sediments, in diesem Falle durch Schilfschnitt, ursächlich mitbeteiligt. Der Bestandsrückgang 1965 bis 1967 bedeutete nicht nur eine laterale, sondern auch eine vertikale Verschiebung der seewärtigen Schilfgrenze von etwa 275 bis 300 auf 325 bis 350 cm Pegel Radolfzell. Damit rückte die seewärtige Bestandsgrenze in einen Bereich, in dem die Aufenthaltshäufigkeit des Wasserstandes im Herbst, also zur Zeit der höchsten Windtätigkeit, maximal ist. Nach 1967 trat also wesentlich häufiger als vor 1965 die Situation ein, daß sich windinduzierte Wellen im Bereich der seewärtigen Schilffront brachen und hier große Translationsenergien freisetzen (Abb. 7). Mitgeführte Makrophytenwatten wurden in kompakter Form und mit vergleichsweise hoher Beschleunigung gegen die Halme gedrückt, anstatt wie früher in locker suspendierter Form zwischen den Halmen durchzuwandern. Dadurch, daß sich die Wellen nach 1965 bis 1967 häufiger im Bereich der seewärtigen Bestandsgrenze brachen, andererseits die (lebenden) Schilfrhizome einer Flächenerosion entgegenwirkten, kam es zur Ausbildung von Kliffkanten von 10 bis 30 cm Sprunghöhe. Die Bodenreibungsverluste der Wellen wurden herabgesetzt, so daß sie mit noch höherer Energie auf die kleine Kliffkante trafen. Durch die plötzliche Verringerung der Wassertiefe werden die kritischen Bedingungen des Wellenbrechens (vgl. BINZ 1980, PTAK 1986: 28) genau im Bereich der Schilffront überschritten. Bei höheren und steileren Kliffkanten könnte es sogar zur Ausbildung partiell stehender Wellen kommen, die unter ihren Schwingungsknoten erhebliche horizontale Strö-

mungsgeschwindigkeiten entwickeln und somit Erosion und Sedimenttransport vor der Schilffront verstärken. Die Stärke der Klifferosion wurde zwischen 1981 und 1983 kartiert: Danach wurden an 28% der gesamten schilfbedeckten Uferstrecke (31,2 km) mittelstarke und auf 1,5 km Länge (= 4,8%) sehr starke Schäden beobachtet; Kliffs mittlerer Höhe kommen dabei sowohl an luv-, als auch an leeseitigen Ufern vor. Vielfach sind ihnen erodierte Stoppelfelder vorgelagert; dies kann als Beweis dafür angesehen werden, daß es an den betreffenden Stellen vor dem Schilfrückgang weder flächige noch Klifferosion gegeben hat.

Die zwischen 1967 und 1978 stark zunehmende Bedeckung des Litorals mit Unterwasserpflanzen (LANG 1981) dürfte ebenfalls zur Belastungsverstärkung beigetragen haben (vgl. H 2). Noch heute sind mechanische Faktoren wesentlich für die Regulation der seewärtigen Bestandsgrenze verantwortlich (vgl. HIRSCHER 1987 u. DIENST & STARK 1988).

#### 4. Diskussion

Mit Hilfe der planimetrischen Luftbildauswertung konnte die räumliche und zeitliche Verteilung des Röhrichtrückgangs am Bodensee-Untersee differenziert untersucht werden. Danach ergibt sich folgendes Bild: Die Seeufer-röhrichte erreichten um 1950 ihre Maximalausdehnung; zwischen 1954 und etwa 1983 fand ein Rückgang statt, der zu einer Fehlbestandsfläche von rd. 88 ha führte. Seit 1983 breiten sich die Schilfbestände wieder in Richtung See aus (DIENST 1986, DIENST & STARK 1988). Das Rückgangsgeschehen läßt sich in vier Phasen gliedern (Tab. 2):

1954–1965: geringe jährliche Verluste der seewärtigen Bestände (ca. 500 m<sup>2</sup>/Ufer-km Jahr); hohe Verluste an landwärtigem Schilf,

1965–1967: sehr hohe Verluste (ca. 4000–5000 m<sup>2</sup>/Ufer-km Jahr) an seewärtigem Röhricht,

1967–1978: geringer Rückgang von etwa 250 m<sup>2</sup>/Ufer-km Jahr; geringe landwärtige Verluste,

1978–1983: Verluste von mindestens 3 ha seewärtigen Röhrichts, überwiegend als Folge von Schilfschnitt (entspricht etwa 600 m<sup>2</sup>/Ufer-km Jahr),

Räumlich gesehen besitzt die Gesamt-Fehlbestandsfläche Schwerpunkte in den äußeren landwärtigen und in den äußeren seewärtigen Beständen (Tab. 1), für die jeweils zwei verschiedene Faktorkomplexe verantwortlich zu machen sind. Im übrigen sind alle Seeteile des Untersees in etwa gleichem Maße betroffen.

Landwärtiger Rückgang:

Nach Ausweis der Luftbilder wurden die landwärtigen Flächenverluste im wesentlichen durch Überbauungen, Aufschüttungen usw. verursacht (Tab. 2). Der größte Teil hiervon fiel in den Zeitraum 1954 bis 1967. Da die Verluste auf einer bewußt herbeigeführten Vernichtung des Röhrichts beruhen, sind sie eher von politischem als von wissenschaftlichem Interesse.

Table 2. Röhrichtverluste und ihre Ursachen; dargestellt ist die prozentuale Größe der Flächenverluste 100% = 88 ha 1954 bis 1983) und die wichtigsten Ursachen.

	1954–1965	1965–1967	1967–1972	1972–1978	1978–1983
Landwärtige Röhrichte	41 %		9 %		0 % ?
	Aufschüttungen, Überbauungen		Aufschüttungen, Überbauungen		
Seewärtige Röhrichte	11 %	26 %	5 %	5 %	3 %
		Hochwasser im Juni 1965, Stürme am 16./17. u. 30. Juni 1965 Hagelschlag am 26. Juni 1965	Schwächung der Bestände als Folge der Ereignisse von 1965 Kliff- und Flächenerosion erhöhte Belastung durch Treibgut (z. B. Unterwasserpflanzen-Anschwemmungen)		Schilfschnitt Schiffbrand

### Seewärtiger Rückgang:

Größere Aufmerksamkeit gilt den Faktoren, die zu den seewärtigen Bestandsverlusten geführt haben. Insgesamt wurden 9 Absterbehypothesen überprüft, von denen nur wenige das zeitliche und räumliche Muster des Schilfrückgangs erklären können (Tab. 2). Die Hypothesen H 5, H 6 und H 7 müssen aus grundsätzlichen Erwägungen heraus abgelehnt werden; sie können zu keiner Phase den Schilfrückgang erklären. Darüber hinaus sind ihre wichtigsten Voraussetzungen am Bodensee-Untersee nicht gegeben.

Die Ursachen des Rückgangs 1954 bis 1965 sind kaum belegt, so daß gegenwärtig offenbleiben muß, welchen Faktoren eine herausragende Bedeutung zukommt. Für Änderungen in der Wind- und Wellenbelastung (H 2) gegenüber der Zeit vor 1954 bestehen ebensowenig Anhaltspunkte wie für eine erhöhte Treibgutbelastung (H 3). Auch eine toxische Belastung durch Fadenalgen dürfte als Ursache ausscheiden, wenn man bedenkt, daß die ersten Massenentwicklungen zwar schon um 1960 beobachtet wurden (MATTERN 1970), zunächst aber noch nicht das Ausmaß späterer Jahre erreichten. Auch hydrologische und meteorologische Faktoren erklären das Phänomen nicht: Die Periode 1956 bis 1964 war, insbesondere was die Wasserstände im Juni anging, eine Niedrigwasserperiode. Allein das Jahr 1955 hatte während der ersten drei Maiwochen überdurchschnittlich hohe Wasserstände; extreme Windereignisse wie im Jahre 1965 fehlten jedoch.

Auch für das Rückgangsgeschehen 1965 bis 1967 lassen sich einige Faktoren von vornherein ausschließen: So ist es kaum denkbar, daß toxische Algenabbauprodukte (H 8) in nur 3 Jahren rd. 20 ha Schilf vernichten konnten, zumal etwaige Toxine, wie SCHRODER (1987) annimmt, mehrere Jahre benötigen, um in den Wurzelbereich der Schilfpflanzen vorzudringen. Im Falle einer „Vergiftung“ wären bestandsstrukturelle Veränderungen der Röhrichte (Verringerung der Halmhöhe, Kümmerwuchs, frühzeitige Seneszens o. ä.) zu erwarten gewesen, ähnlich wie dies beim Rückgang des Schlickgrases *Spartina townsendii* GROV. bzw. *S. alterniflora*

LOISEL beobachtet wurde (GOODMAN & al. 1959, MENDELSSOHN & MCKEE 1982). Statt dessen starben die seewärtigen Röhrichte am Untersee vollständig ab. Gegen die Beteiligung von Fadenalgenwattenschwemmungen am Rückgangsgeschehen spricht auch die Tatsache, daß während des Häufigkeitsmaximums der Algen um 1975 der Schilfrückgang vergleichsweise gering war. Ebenso ist es undenkbar, daß Erosionsvorgänge (H 4) in dem kurzen Zeitraum die Schilffront um mehrere Meter zurückdrängen konnten, abgesehen davon, daß ein statistischer Zusammenhang zwischen Erosionsstärke und Fehlbestandsfläche nicht gefunden werden konnte. Hingegen konnte anhand von Augenzeugenberichten, Bilddokumenten und Modellrechnungen gezeigt werden, daß die hydrologischen und meteorologischen Ereignisse vor allem des Jahres 1965 (H 9) erhebliche negative Auswirkungen auf die seewärtigen Röhrichte gehabt haben müssen. Der ungewöhnliche hohe und frühe Hochwasserstand dürfte zeitweise bis zu 75 % der seewärtigen (d. h. der am weitesten unter dem Mittelwasser stockenden) Halme überschwemmt haben. Die Auswirkungen von Überschwemmung auf *Phragmites australis* sind in der Literatur gut belegt (HÜRLIMANN 1951: 97, RODEWALD-RUDESCU 1958: 309, SCHWILCH 1963, RUDESCU 1965: 88–89, RODEWALD-RUDESCU 1974: 113–114). Bei nur teilweiser Überflutung verlieren die Halme einen großen Teil ihrer Blätter, versuchen im übrigen aber, durch beschleunigtes Streckungswachstum der oberen Internodien dem steigenden Wasserspiegel zu entkommen; dadurch wird allerdings die Ausbildung des Sklerenchymgewebes verringert, so daß die Halme im Herbst anfälliger gegenüber mechanischen Belastungen sind. Bei völliger Überflutung kommt die Photosynthese der Blätter weitgehend zum Stillstand (RODEWALD-RUDESCU 1974: 81), so daß der Sauerstofftransport in die Rhizome teilweise unterbunden wird. Aber gerade während der Wachstumsphase der Schilfhalme (Ende April bis etwa Anfang Juli) benötigen die Rhizome den atmosphärischen Sauerstoff, da nur ein aerober Stoffwechsel die benötigten Energiemengen zur Synthese von Transportmolekülen und Halmgewebe bereitstellen

kann (STEINMANN & BRÄNDLE 1984, BRÄNDLE 1985).

Gleichwohl kann man davon ausgehen, daß die Schädigung durch das Hochwasser allein nicht zu solch katastrophalen Bestandsausfällen geführt hätte, wären nicht Starkwinde und Stürme hinzugekommen. Verglichen mit normalen Herbststürmen dürfte sich die sommerliche Windbelastung des Jahres 1965 wegen des hohen Wasserstandes und wegen der starken Treibgutführung weitaus schädlicher auf die tief im Wasser stehenden Seeuferrohrliche ausgewirkt haben.

Ein Augenzeuge (MÜLLERZELL 1968: 44–45) schreibt dazu: „Auch Hochwasser schadet dem Schilf. So war im Jahre 1965 mit seinem außergewöhnlichen Wasserstand zu beobachten, daß das Schilf nur spärlich zur Oberfläche durchstoßen und nur wenig widerstandsfähige Halme entwickeln konnte. Im hohen Wasserstand war das Schilf verkümmert, es fehlte ihm die Kraft, Blüten zu treiben, der Wind hat es gar schnell zerbrochen.“ Von zumindest lokaler Bedeutung ist der Hagelschlag am 26. Juni gewesen. Die Wirkung von Hagelschlägen auf Schilfbestände konnte am 14. Juli 1982 verfolgt werden: Die Spitzen der Junghalme waren auf einer Länge von etwa 0,5 bis 1 m abgeknickt, die Blätter zerfetzt. Im Bereich der Hagelstraße waren etwa 95 % aller Halme entsprechend stark in Mitleidenschaft gezogen. Da der Wasserstand jedoch nicht ungewöhnlich hoch war, kam es in den Jahren nach 1982 zu keinen auffälligen Bestandsverlusten. Anders jedoch 1965: Als hier die wenigen noch über den Wasserspiegel aufragenden Halmspitzen und Blätter zerstört waren, dürfte es in den betroffenen Beständen zur Anaerobiose der Rhizome und schließlich zum Absterben der Bestände gekommen sein. Betroffen waren wahrscheinlich die leeseitigen Bestände vor Horn und vor Mittelzell sowie die luvseitigen Röhrliche bei Hegne.

Das Zusammentreffen von drei nachweislich schweren Schädigungsfaktoren in der Zeit von Mitte bis Ende Juni 1965 erklärt den Umfang des Röhrlichrückgangs der Jahre 1965 bis 1967. Demgegenüber treten Witterungsungunst und Frühsommerhochwässer der Jahre 1966 und 1967 als eigentliche Ursachen zurück. Sie haben aber die Schäden an den bereits stark in Mitleidenschaft gezogenen Seeuferbeständen verstärkt. Vor dem Hintergrund der Geländebeobachtungen in den Jahren 1978 bis 1983 darf angenommen werden, daß die Ereignisse der Jahre 1966 bis 1967 normalwüchsigen Schilfbeständen nicht wesentlich geschadet hätten.

Der Schilfrückgang der Periode 1967 bis 1978 kann durch die Ereignisse der Jahre 1965 bis 1967 allein noch nicht erklärt werden, selbst wenn man unterstellt, daß ein großer Teil der Bestände subletal geschädigt war und eine entsprechende Zeit brauchte, um sich zu erholen, die Reservestoffvorräte in den Speicherrhizomen aufzufüllen, nachteilige Bestandsstrukturveränderungen (z. B. Sekundärprobaustrieb) auszugleichen und wieder in Richtung See vorzuwachsen. Andere Faktoren dürften hinzugetreten sein, so daß eine see-wärtige Ausbreitung erst Anfang der 80er Jahre beobachtet wurde. So hat sich das Unterwasserpflanzenauf-

kommen im Litoral in jener Zeit vervielfacht (LANG 1981), womit sich die Treibgutbelastung der neu etablierten Schilffront erhöht haben dürfte. Daß toxische Effekte, ausgehend von Fadenalgenwatten, zusätzlich eine Rolle gespielt haben, ist unwahrscheinlich. Unklar ist, ob sich die Fadenalgen nicht auch in den aufgelockerten Schilfbeständen angesiedelt haben, um bei herbstlich sinkendem Wasserspiegel die schwächeren Halme umzuknicken. Solche Vorgänge konnten am Untersee-Ufer auf geschnittenen Schilfflächen beobachtet werden. Dagegen kann davon ausgegangen werden, daß leichte Formen der Kliff- und der Flächenerosion auf den Schilfrückgang der 60er Jahre zurückgehen und sich hernach hemmend auf die Schilfausbreitung ausgewirkt haben. Das Erscheinungsbild des Rückgangs zwischen 1967 und 1978 erlaubt keine klare Hervorhebung nur eines Faktors; vermutlich sind sie alle in vergleichbarem Maße am Rückgang beteiligt. Die Faktoren werden in der Hypothese H10 zusammengefaßt.

Die hier geschilderten Faktoren können jedoch das Schilfsterben nicht vollständig erklären: So kam es noch zu Anfang der 80er Jahre in 56 seewärtigen Röhrlichen zu „Einzelhalmauflösungen“, d. h. zu einer gleichmäßigen Verringerung der Halmdichte bis hin zum fast völligen Verschwinden der Bestände. Da aber insgesamt nur etwa 0,5 ha Schilffläche davon betroffen sind, wurde den Ursachen nicht eigens nachgegangen.

## 5. Ausblick: Ein neues Schilfpflege-Konzept

Die bisherigen Schilfpflegemaßnahmen am Untersee (Winterschnitt, Brand) stützten sich auf die Annahme, daß die Eutrophierung, insbesondere die Verschlammlung, die Nährstoffüberlastung, sowie anaerobe Abbauprozesse für das Schilfsterben verantwortlich sind (SCHRODER 1979). Obschon sich die Pflegeversuche negativ auswirkten (OSTENDORP 1987), wurde der Winterschnitt erneut als Maßnahme zur Beseitigung algenbürtiger Giftstoffe gefordert (SCHRODER 1987).

Die hier erarbeiteten Ergebnisse machen jedoch ein Überdenken des bisherigen Pflegekonzepts erforderlich. Da die hydrologischen und meteorologischen Faktoren der Jahre 1965 bis 1967 von nur einmaliger, wenn auch nachhaltiger Wirkung waren, darf man annehmen, daß die seewärtigen Bestände im Laufe der Zeit ihr ursprüngliches Areal zurückerobern. Tatsächlich dringt seit spätestens 1984 das Schilf an vielen Uferabschnitten wieder gegen den See vor (DIENST 1986). Dabei wird die Vorstoßgeschwindigkeit offenbar durch die Größe der mechanischen Belastung der Schilffront bestimmt (HIRSCHER 1987, DIENST & STARK 1988). Allerdings schreitet die Wiederbesiedlung sehr langsam voran. Darüber hinaus ist fraglich, ob die Bestände je wieder die alte Arealgröße erreichen werden, da sie heute stärker als vor 1965 durch Erosion und Treibgutanschwemmungen belastet werden. Schilfschutzmaßnahmen sollten also zum Ziel haben, den Ausbreitungsvorgang

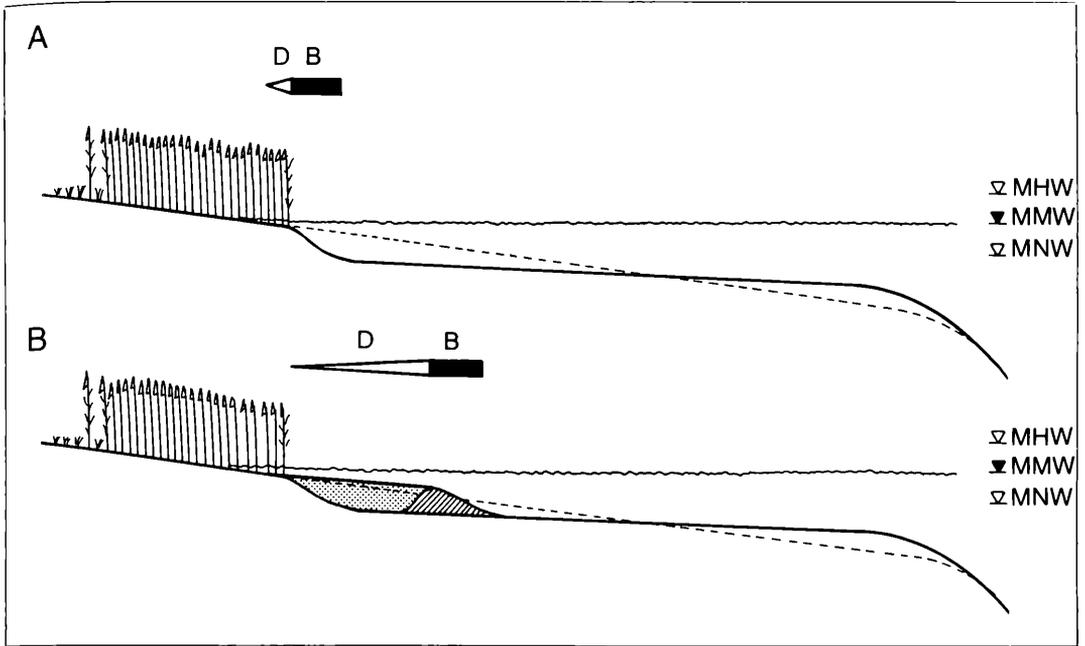


Abbildung 8. Schema des Röhrichtschutzes durch Wackendamm und Spülfäche: A – Uferprofil vor, B – Uferprofil nach der Renaturierungsmaßnahme; gestrichelt – ursprüngliches Uferprofil vor der Erosion; punktiert – Spülfäche, schraffiert – Wackendamm, B – Wellenbrecherzone, D – Zone der Energiee dissipation, MHW, MMW, MNW – mittlerer jährlicher Hoch-, Mittel-, Niedrigwasserstand.

punktuell zu unterstützen und zu beschleunigen, indem sie mechanische Belastungen von den seewärtigen Röhrichten so gut es geht fernhalten. Eine mögliche Maßnahme ist in Abbildung 8 dargestellt: Die Kliff- und Flächenerosion wird durch Feinmaterial-Auftrag ausgeglichen. Das Feinmaterial wird seewärts durch einen Wackendamm stabilisiert. Die Vorschüttungen sorgen dafür, daß sich die Wellen häufiger im Bereich des Wackendamms brechen, wo sie keinen Schaden anrichten können. Nur ein relativ kleiner Anteil der Brecherenergie soll noch die Schilffront erreichen können. Die bisherige Kliffkante wirkt nun nicht mehr als Ausbreitungshindernis, so daß sich die Bestände seewärts ausdehnen können. Der Ausbreitungsprozeß kann je nach Situation durch Schilf-Neuanpflanzungen beschleunigt werden. Ähnliche Maßnahmen wurden bereits am Nordufer des Bodensee-Obersee durchgeführt. Vorläufige Ergebnisse (KRUMSCHEID 1988) bescheinigen ihnen auch am Untersee gute Erfolgsaussichten.

## 6. Literatur

- BANOUB, M. W. (1975): The effect of reeds on the water chemistry of Gnadensee (Bodensee). – Arch. Hydrobiol., **75**: 500–521; Stuttgart.
- BINZ, H. R. (1980): Der Schilfrückgang – ein Ingenieurproblem? – Jb. Verb. Schutz Landschaftsbild Zürichsee, **53**: 35–52.
- BLENCK, J. (1971): Die Insel Reichenau. Eine agrargeographische Untersuchung. – Heidelberger geogr. Arb., **33**: 347 S.; Heidelberg.
- BRANDLE, R. (1985): Kohlenhydratgehalt und Vitalität isolierter Rhizome von *Phragmites australis*, *Schoenoplectus lacustris* und *Typha latifolia* nach mehrwöchigem O<sub>2</sub>-Mangelstreß. – Flora, **177**: 317–321; Jena.
- BRUGGER, A. & STAHL, M. (1966): Der Bodensee im Luftbild. – 100 S.; Konstanz.
- DIENST, M. (1986): Zur Dynamik der Schilffront am Bodensee-Untersee. – Natur und Landschaft, **61**: 137–139; Bonn-Bad Godesberg.
- DIENST, M. & STARK, H. (1988): Die Dynamik der Schilffront am Bodensee-Untersee von 1984 bis 1987. – Natur und Mensch, **29**: 3–8; Schaffhausen.
- FREVERT, T. (1983): Hydrochemisches Grundpraktikum. – 215 S., UTB-Taschenbuch 1256; Basel.
- GAMBRELL, R. P. & PATRICK, W. H. (1978): Chemical and microbiological properties of anaerobic soils and sediments. – In: HOOK, D. D. & CRAWFORD, R. M. M.: Plant life in anaerobic environments: Ann Arbor; Michigan, USA.
- GOODMAN, P. J., BRAYBROOKS, E. M. & LAMBERT, J. M. (1959): Investigations into „die-back“ in *Spartina townsendii* agg. I. The present status of *Spartina townsendii* in Britain. – J. Ecol., **47**: 651–677; Oxford.
- GRÜNBERGER, M. (1978): Der Rückzug des Schilfröhrichts am thurgauischen Bodenseeufer. – Gutachten im Auftrag des Amtes für Raumplanung, Kt. Thurgau; Frauenfeld/Schweiz.
- HASLAM, S. M. (1970): Variation of population type in *Phragmites communis*. – Ann. Bot., **34**: 147–158; London.
- HIRSCHER, A. (1987): Dokumentation der Schilfbestandsentwicklung (Lipbach, Strandbad Friedrichshafen, Eriskircher Ried) Frühjahr – Herbst 1986. – Ber. f. d. Umweltschutzamt,

- Landratsamt Bodenseekreis, 37 S.; Friedrichshafen.
- HÜRLIMANN, H. (1951): Zur Lebensgeschichte des Schilfs an den Ufern der Schweizer Seen. – Beitr. geobot. Landesaufn. Schweiz, **30**: 232 S.; Bern.
- IGKB, (1975): Zustand und neuere Entwicklung des Bodensees. Stand 1974. – Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee, **16**: S. 33.
- IPPEN, A. T. (1966): Estuary and coastline hydrodynamics. – New York.
- JÜTTNER, F. & SCHRÖDER, R. (1982): Microbially derived volatile organic compounds in the recent sediment of the *Phragmites australis* bed of the Bodensee. – Arch. Hydrobiol., **94**: 172–181; Stuttgart.
- KIEFER, F. (1972): Naturkunde des Bodensees. – 2. Aufl., 169 S.; Lindau, Konstanz.
- KNORR, M. & KLATTE, O. J. (1963): Über den Gehalt des Schnees an anorganischem Phosphor, Stickstoffverbindungen, ferner an organischer Substanz, und seine hygienische Bedeutung für Luft und Wasser. – Arch. Hyg. Bakt., **147**: 94–107; München, Berlin.
- KRUMSCHEID, P. (1988): Erprobungs- und Entwicklungsarbeiten „Wiederansiedlung von Schilfbeständen am Bodensee“ – Bericht 1988 f. d. Bundesministerium f. Umwelt u. Reaktorsicherheit; Konstanz.
- LANG, G. (1967): Die Ufervegetation des westlichen Bodensees. – Arch. Hydrobiol. Suppl., **32**: 437–574; Stuttgart.
- LANG, G. (1968): Vegetationsveränderungen am Bodensee-Ufer in den letzten hundert Jahren. – Schr. Ver. Gesch. Bodensee, **86**: 295–319; Friedrichshafen.
- LANG, G. (1981): Die submersen Makrophyten des Bodensees. 1978 im Vergleich mit 1967 – Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee, **26**: 64 S.
- MATTERN, H. (1970): Beobachtungen über die Algenflora im Bereich des Bodensees (Überlinger See und Gnadensee). Arch. Hydrobiol. Suppl., **37**: 1–163; Stuttgart.
- MENDELSSOHN, I. A. & MCKEE, K. L. (1982): Sublethal stresses controlling *Spartina alterniflora* productivity. – In: GOPAL, B. & al., Wetlands, Ecology and Management: 223–242. – Proc. 1<sup>st</sup> Int. Wetland Conf. 1980; New Delhi.
- MÜLLERZELL, W. (1968): Gedanken über Schilfwuchs und Ufermauern. – Naturschutz Oberschwaben–Hegau–Bodensee, **9**: 41–46.
- OSTENDORP, W. (1987): Die Auswirkungen von Mahd und Brand auf die Ufer-Schilfbestände des Bodensee-Untersees. – Natur u. Landschaft, **62**: 99–102; Bonn-Bad Godesberg.
- OSTENDORP, W. (1988): Nährstoffkreisläufe und Nährstoffakkumulation in Seeufer-Schilfröhrichten – am Beispiel des Bodensee-Untersees. – Telma, **18**: 351–372; Hannover.
- OSTENDORP, W. (1989a): Schilfrückgang am Bodensee-Untersee. Ursachen, Gegenmaßnahmen. – Ber. d. Limnologischen Instituts der Universität Konstanz (im Druck).
- OSTENDORP, W. (1989b): „Die-back“ of reeds in Europe: A critical review of literature. – Aquatic Botany (im Druck).
- OSTENDORP, W. (1989c): Ist die Seeneutrophierung am Schilfsterben schuld? – Landschaftsentw. Umweltforsch. (Berlin) (im Druck).
- PTAK, T. (1986): Strömungsmechanische und konstruktive Aspekte der Sicherung erosionsgefährdeter Uferabschnitte am Bodensee. – Dipl.-Arb. Inst. f. Hydrologie u. Wasserwirtschaft, TU Karlsruhe, 117 S.
- RODEWALD-RUDESCU, L. (1958): Schilfrohr und Fischkultur im Donau-Delta. – Arch. Hydrobiol., **54**: 303–339; Stuttgart.
- RODEWALD-RUDESCU, L. (1974): Das Schilfrohr *Phragmites communis* TRIN. – Die Binnengewässer, **27**: 302 S.; Stuttgart.
- RUDESCU, L. (1965): Neue biologische Probleme bei den *Phragmites*-Kulturarbeiten im Donaudeita. – Arch. Hydrobiol. Suppl., **30**: 80–111; Stuttgart.
- SCHIEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1984): Lehrbuch der Bodenkunde. – 11. Aufl., 442 S.; Stuttgart.
- SCHRÖDER, R. (1979): The decline of reed swamps in Lake Constance. – Symp. Biol. Hung., **19**: 43–48; Budapest.
- SCHRÖDER, R. (1987): Das Schilfsterben am Bodensee-Untersee. Beobachtungen, Untersuchungen und Gegenmaßnahmen. – Arch. Hydrobiol. Suppl., **76**: 53–99; Stuttgart.
- SCHWILCH, E. (1963): Landschaftspflegeplan Pfäffiker See. – Dipl. arb. Inst. f. Landespflege u. Landschaftsgestaltung, TH Hannover, 132 S.
- SIEGESSEGGER, B. (1980): Bayerischer Bodensee-Uferplan. Grundsätze zum Schutz der Flachwasserzone des Bodensees. – Ber. Institut f. Seenforschung u. Fischereiwiesen der LFU: 117 S.; Langenargen.
- SIEGESSEGGER, B. (1985): Flachwasserzonen des Bodensees. – in: LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (HSG.): 10 Jahre LFU: 129–135; Karlsruhe.
- STEINLE, R. (1986): Untersuchungen zum Gesundheitszustand der Bäume und zum Stoffeintrag in naturnahe Waldökosysteme (Bannwälder) Baden-Württembergs. – Ber. d. Forstl. Versuchsanstalt Baden-Württemberg; 14 S.; Freiburg.
- STEINMANN, F. & BRÄNDLE, R. (1984): Auswirkungen von Halmverlusten auf den Kohlehydratstoffwechsel überfluteter Seebinsenrhizome (*Schoenoplectus lacustris*). – Flora, **175**: 295–299; Jena.
- WAIBEL, K. (1965): Die Witterung im Jahre 1965 im Hegau. – Hegau, **20**: 381–384; Singen.

PETER ZIMMERMANN

# Gefährdung der Quellmoore bei Bad Rippoldsau-Schapbach (Mittlerer Schwarzwald)

## Einleitung

Die Quellmoore im Einzugsbereich der Wolfach (Gemeinde Bad Rippoldsau-Schapbach, Landkreis Freudenstadt) sind Flach- bzw. Niedermoores, die sich im unmittelbaren Bereich von Quellen – vor allem in Hanglage – entwickelten, wobei überwiegend Kleinseggen und Moose das organische Ausgangsmaterial zur Torfbildung lieferten. Niedrige Temperaturen und nährstoffarmes Quellwasser bzw. Gestein (Gneise, Granit) begünstigten dabei die Moorbildung. Die primären Standorte der Flachmoor-Pflanzengesellschaften Baden-Württembergs liegen im Randbereich von Hochmooren, Seen oder Quellaustritten und sind von Natur aus gehölzfrei (PHILIPPI 1974). Sekundärstandorte wie im Wolfachtal sind durch die Rodung von montanen Fich-

tenwäldern oder montanen Erlenwäldern entstanden. Im Rahmen einer ökologischen Bewertung der Landschaftselemente für ein beschleunigtes Zusammenlegungsverfahren (BZV-Flurbereinigung Bad Rippoldsau-Schapbach) konnten von der Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Karlsruhe 1986 unter anderem 46 Flachmoore kartiert und vegetationskundlich erfaßt werden (ZIMMERMANN 1990). Nachdem schon 1986 eine Gefährdung der Quellmoore zu erkennen war, wurde 1989 der Zustand und die Entwicklung (1986–1989) dieser zumeist kleinflächigen Hangquellmoore erneut untersucht. Die Ergebnisse von 3 repräsentativen Flächen werden nachfolgend beschrieben.

Alle 3 Standorte zählen zur naturräumlichen Haupteinheit „Mittlerer Talschwarzwald“ mit der Untereinheit „Oberwolfach-Grinden“. Die Untersuchungsflächen lie-

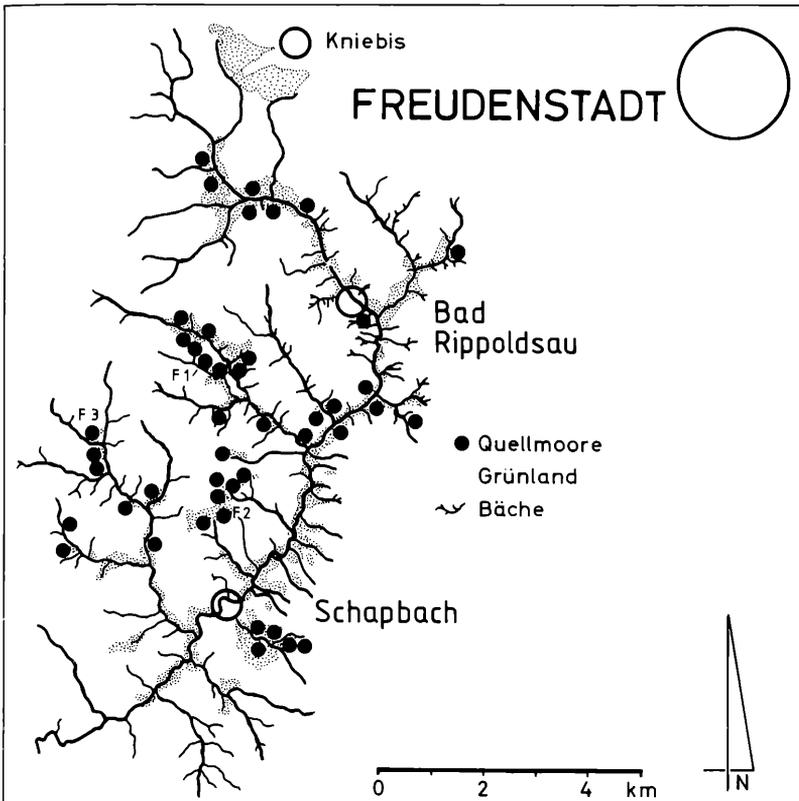


Abbildung 1. Räumliche Verteilung der Quellmoore im oberen Wolfachtal bei Bad Rippoldsau-Schapbach.

gen auf Gneisen (Renchgneis, Schapbachgneis). Fläche 1 (Nr. 90c) liegt im Gewann „Seebachhof“ (R 3447,225, H 5364,600, TK 7515; Fl.Nr. 666/1) südsüdwestexponiert, 640 m ü. N. N. in leichter Hanglage. Die Fläche 2 (Nr. 214) liegt am Hangfuß, südsüdostexponiert, in einer Höhe von 630 m ü. N. N. im Gewann „Freiersbach“ (R 3445,000, H 5363,225; Fl.Nr. 470). Fläche 3 (Nr. 146) gehört zum Gewann „Am Kupferberg“ (R 3447,525, H 5361,825; Fl.Nr. 189) und ist südwestexponiert in einer Höhe von 660 m ü. N. N. in Hanglage. Die mittlere Julitemperatur beträgt 14,9° C, der mittlere Jahresniederschlag 1587 mm (Mittel der Jahre 1951–1980, Station Freudenstadt, Wetteramt Stuttgart). Für die Vegetationsaufnahmen wurden 1986 repräsentative Flachmoorpartien abgesteckt und die Deckungsgrade der Vegetationsschichten ermittelt. Diese Flächen wurden 1989 erneut untersucht. Pflanzensoziologische Aufnahmen erfolgten nach der bei REICHELT & WILMANN (1973) leicht modifizierten Artmächtigkeitsskala von BRAUN-BLANQUET (1964). Die Nomenklatur der Phanerogamen richtet sich nach OBERDORFER (1983).

### Veränderungen der Quellmoore

Von den 1986 untersuchten 46 Flachmoorgesellschaften waren 1989 62 % (28 Untersuchungsflächen) zerstört bzw. stark verändert, 29 % (13 Flächen) gefährdet und nur 9 % (4 Flächen) noch nicht beeinträchtigt. Gefährdungsursachen dieser bedrohlichen Entwicklung sind zu 60 % die landwirtschaftliche Intensivierung durch Düngung, zu 20 % die natürliche Sukzession durch fehlende Mahd, zu jeweils 7 % die Aufforstung und Entwässerung dieser Standorte und zu je 2 % die intensive Beweidung, die jagdlichen Einrichtungen (Kirr- und Futterplätze) und die Freizeitnutzung.

Durch die vielen Verwerfungen im Renchgneis, den Buntsandsteinabsturzmassen auf Gneis sowie dem oft relativ hohen Gehalt an Alkalifeldspäten und tonigen Schichten im Buntsandstein entstanden kleinflächige, basenreiche Böden. Dort bildete die Davallsseggen-Gesellschaft (*Caricetum davallianae*) auf Fläche 1 (1986) mit einer hohen Dichte der Kennarten Davalls-Segge (*Carex davalliana*) sowie Floh-Segge (*Carex pulicaris*), Fettkraut (*Pinguicula vulgaris*) und Herzblatt (*Parnassia palustris*) ein kurzrasiges Hangquellmoor. Typische Kennarten der Braunseggen- bzw. Herzblatt-Braunseggen-Gesellschaft, z.B. Grau-Segge (*Carex curta*), Grün-Segge (*Carex demissa*), Sumpf-Straußgras (*Agrostis canina*), fehlten oder waren wie Sumpf-Veilchen (*Viola palustris*) und Braune Segge (*Carex fusca*) nur in geringen Mengen vertreten.

Da in den Jahren 1986 bis 1989 – laut Auskunft der Landwirte – intensiver mit Gülle und Kunstdünger gedüngt wurde, hatten sich 1989 die Mengenanteile der einzelnen Arten sehr stark verschoben. Drei nitrophobe Arten (*Pinguicula vulgaris*, *Eriophorum angustifolium*, *Viola palustris*) fehlten 1989 vollständig, während vor allem die *Calthion*- und *Molinietalia*-Arten wie Sumpf-Baldrian

(*Valeriana dioica*), Wasser-Greiskraut (*Senecio aquaticus*), Sumpf-Pippau (*Crepis paludosa*) und Sumpf-Vergißmeinnicht (*Myosotis palustris*) verstärkt eindringen bzw. zunehmen.

Nach DIERSSEN (1984) waren bisher keine Wuchsorte von *Carex davalliana* auf dem Kartenblatt TK 7515 bekannt. Auch *Carex pulicaris* ist für dieses Kartenblatt ein Neufund (vgl. HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988). *Carex davalliana* hat ihren Verbreitungsschwerpunkt im Südschwarzwald, Oberschwaben und auf der Alb. An allen Orten ist eine deutliche Rückgangstendenz dieser Art zu verzeichnen.

Durch die kleinflächig wechselnden topografischen, geologischen und hydrologischen Verhältnisse kamen die Herzblatt-Braunseggen-Gesellschaften (*Parnassio-Caricetum fuscae*) an verschiedenen Stellen am Freiersbach vor. Die Fläche 2 zeichnete sich gegenüber der acidophytischen und an ärmere Standorte gebundenen Braunseggen-Gesellschaft durch eine hohe Dichte von basiphilen Kennarten wie *Carex demissa*, *Carex pulicaris* und *Parnassia palustris* aus. Wegen der Anlage eines Kirrplatzes und eines Wildackers in unmittelbarer Nähe und zum Teil auf Fläche 2 wurde diese Untersuchungsfläche fast vollständig zerstört. Fünf typische Arten fehlten bereits nach 3 Jahren. *Molinietalia*-Elemente wie Kuckucks-Lichtnelke (*Lychnis flos-cuculi*), Sumpf-Kratzdistel (*Cirsium palustre*), Knäuel-Binse (*Juncus conglomeratus*) und die *Calthion*-Arten *Senecio aquaticus*, *Myosotis palustris*, *Scirpus sylvaticus* erhöhten die Artenzahl von 28 auf 31. Der Deckungsgrad der Mooschicht verringerte sich. Das typische Artenspektrum ging damit verloren.

Als weitere Flachmoor-Gesellschaft kommt im Gebiet die Braunseggen-Gesellschaft (*Caricetum fuscae*) vor. Sie nimmt von den untersuchten Flachmoor-Gesellschaften die ärmsten Stellen ein und ist in erster Linie durch das Fehlen anspruchsvoller Arten wie *Parnassia palustris* oder *Carex pulicaris* gekennzeichnet.

Mit 17 Arten dominierten im kartierten Gebiet vor allem die kennzeichnenden Pflanzen *Carex fusca*, *Carex curta*, *Viola palustris* und *Eriophorum angustifolium*. Arten der *Nardetalia* drangen zwar von den trockeneren Flächen bis in die Gesellschaft vor, waren aber in deutlich geringerer Dichte vertreten als außerhalb. Auf den Sphagnum-Polstern trat der Rundblättrige Sonnentau (*Drosera rotundifolia*) in hoher Dichte auf.

Nachdem auch die Fläche 3 und deren unmittelbare Umgebung stärker gedüngt wurde, traten 1989 anstatt 17 nun 28 Arten auf, wobei 2 Arten von 1986 nicht mehr vertreten waren. Der Zuwachs an 13 Arten ist bedingt durch das Eindringen von den benachbarten nitrophilen *Calthion*-, *Molinietalia*- und *Molinio-Arrhenatheretea*-Arten. Ferner ist eine höhere Dichte und Artenzahl an *Nardetalia*- und *Nardo-Callunetea*-Arten zu beobachten, die auf eine Reaktivierung der Entwässerungsgräben zurückzuführen ist.

Tabelle 1. Veränderungen in Flachmoorgesellschaften.

	F 1	F 1	F 2	F 2	F 3	F 3
	1986	1989	1986	1989	1986	1989
Aufnahmefläche						
Aufnahmejahr	1986	1989	1986	1989	1986	1989
Meereshöhe (m ü. N. N.)	640	640	630	630	660	660
Exposition	SSW	SSW	SSO	SSO	SW	SW
Inklination (°) ca.	25	25	<10	<10	35	35
Aufnahmefläche (m <sup>2</sup> )	6	6	15	15	12	12
Deckungsgrad (%)						
Moosschicht	40	30	60	45	60	50
Krautschicht	60	80	70	80	70	75
Caricion davallianae-Arten:						
<i>Carex davalliana</i>	3	1				
<i>Carex flacca</i>	1	1				
Arten des						
Parnassio-Caricetum fuscae:						
<i>Carex pulicaris</i>	1	+	3			
<i>Parnassia palustris</i>	2m	1	2a			
<i>Pinguicula vulgaris</i>	1					
<i>Carex demissa</i>			2b	1		
Caricetum fuscae-Arten:						
<i>Carex fusca</i>	1	1	1		2b	2a
<i>Carex curta</i>					3	2m
Caricetalia fuscae-Arten:						
<i>Viola palustris</i>	+		+		2m	1
<i>Carex echinata</i>			2a	2b	1	2m
<i>Agrostis canina</i>			1	2m	1	2m
<i>Carex panicea</i>	2a	2b	1	2a		1
<i>Eriophorum angustifolium</i>			+	+	2m	2m
Molinio-Arrhenatheretea-Arten:						
<i>Ranunculus acris</i>	+	1		+		+
<i>Festuca rubra</i>	+	1	+	+		
<i>Trisetum flavescens</i>		+				
<i>Holcus lanatus</i>			+	1		1
<i>Rumex acetosa</i>						+
Molinietales-Arten:						
<i>Trollius europaeus</i>	1	2m				
<i>Cirsium palustre</i>				+		
<i>Dactylorhiza majalis</i>	+	1		2m		

	F 1	F 1	F 2			
	1986	1989	1986	1989	1986	1989
Aufnahmefläche						
Aufnahmejahr	1986	1989	1986	1989	1986	1989
Meereshöhe (m ü. N. N.)	640	640	630	630	660	660
Exposition	SSW	SSW	SSO	SSO	SW	SW
Inklination (°) ca.	25	25	<10	<10	35	35
Aufnahmefläche (m <sup>2</sup> )	6	6	15	15	12	12
Deckungsgrad (%)						
Moosschicht	40	30	60	45	60	50
Krautschicht	60	80	70	80	70	75
<i>Valeriana dioica</i>	+	1	1	1		+
<i>Galium uliginosum</i>			+	+		+
<i>Lychnis flos-cuculi</i>				+		+
<i>Juncus conglomeratus</i>				+		
Calthion-Arten:						
<i>Senecio aquaticus</i>	+	1		1	+	1
<i>Crepis paludosa</i>	+	2a	+	1	+	1
<i>Lotus uliginosus</i>		1	+	2m		1
<i>Myosotis palustris</i>		1		+		1
<i>Scirpus sylvaticus</i>				1		
<i>Caltha palustris</i>						+
Nardo-Callunetea-Arten:						
<i>Luzula multiflora</i>	+	+	+	+		
<i>Potentilla erecta</i>	+	1	+	1		1
<i>Nardus stricta</i>	1	1	1	1	+	1
<i>Briza media</i>	1	1	+	1		1
<i>Hieracium lactucella</i>	1	1	1	1	+	1
<i>Calluna vulgaris</i>			+	+		
<i>Danthonia decumbens</i>			+	+		
Sonstige:						
<i>Equisetum sylvaticum</i>						
<i>Anthoxantum odoratum</i>	1	1	+	1		
<i>Anemone nemorosa</i>			+	+		
<i>Juncus acutiflorus</i>	1	1	1	2m		1
<i>Galium palustre</i>	1	1			+	1
<i>Lysimachia nemorum</i>	+	1			+	+
<i>Drosera rotundifolia</i>			2a		2m	
<i>Pedicularis sylvatica</i>			2m		1	
<i>Ranunculus flammula</i>				+		2a
<i>Deschampsia cespitosa</i>						
<i>Rumex acetosella</i>						
<i>Vaccinium myrtillus</i>						r

### Schutzmaßnahmen

Durch Düngung, Entwässerung, Beweidung, und durch jagdliche Einrichtungen wie Wildäcker und Kirrplätze sind aus ehemaligen, seltenen Quellmoor-Gesellschaften Übergangsbestände zu häufigen Calthion- oder Molinion-Gesellschaften entstanden. Ferner führten Aufforstungen und natürliche Verbuschung durch Gehölzanflug zu einer schnellen Abnahme der ehemals verbreiteten Flachmoore. So sind zwar nach GÖRS (1974) „unter den Quellmoor-Gesellschaften diejenigen des Parnassio-Caricetum fuscae am stärksten gefährdet“, doch auch die zwei anderen Gesellschaften nehmen rapide ab bzw. verändern ihr Artenspektrum sowie die Arten-dichte innerhalb kürzester Zeit und sind z. T. heute schon zum Calthion oder Molinion zu stellen. Sowohl ehemalige als auch bestehende Standorte sind wohl aufgrund ihrer geringen Größe selbst bei der Feinkartierung der Biotopkartierung nicht erfaßt worden und fanden auch bei den Begehungen der Feuchtgebietskommission des Landkreises keine Beachtung. Aufgrund dieser gravierenden Entwicklung mit der Zerstörung von Flachmoor-Gesellschaften und der damit verbundenen Ausrottung von gefährdeten Pflanzen, die vermutlich in anderen Schwarzwaldtälern parallel verläuft, sind folgende Sofortmaßnahmen zum Schutz der letzten Gesellschaften dringend notwendig:

- Kartierung der letzten Bestände im gesamten Nord-schwarzwald, um ein Moorschutzkonzept zu erarbeiten;
- Sofortige Ausweisung gefährdeter Flächen als flächenhafte Naturdenkmale (FND) oder kombinierte Natur- und Landschaftsschutzgebiete, wie es im Wolf-tal von der Bezirksstelle für Naturschutz und Land-schaftspflege zur Zeit durchgeführt wird;
- Verbot der Anlage von Wildäckern, Kirr- und Futter-plätzen innerhalb aller Feuchtgebiete;
- Entgegenwirken der zunehmenden Aufforstungen durch Ausweisung von Mindestflurflächen im Rah-men der Landschafts- und Flächennutzungsplanung;
- Förderung einer extensiven Wiesennutzung durch Mähgelder und zusätzlichen „Extensivprämien“ auch bei schon bestehender extensiver Nutzung.

### Zusammenfassung

In Flachmoorbeständen des Mittleren Schwarzwaldes konnten auf markierten Flächen in den Jahren zwischen 1986 und 1989 erhebliche floristische Veränderungen als Folge einer intensiveren Nutzung (v. a. Düngung) nachgewiesen werden.



Abbildung 2. Quellmoor mit Wollgras- und Braunseggen-Gesellschaften bei Bad Rippoldsau.

**Literatur**

- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. – 865 S.; Wien, New York.
- DIERSSEN, B. & DIERSSEN, K. (1984): Vegetation und Flora der Schwarzwaldmoore. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Karlsruhe, **39**: 1–512; Karlsruhe.
- FISCHER, H. & KLINK H.-J. (1967): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 177 Offenburg. – 48 S.; Bad Godesberg.
- GÖRS, S. (1963): Beiträge zur Kenntnis basiphiler Flachmoorgesellschaften, 1. Teil: Das Davallseggen-Quellmoor (Caricetum davallianae KOCH 28). – Veröff. Landesst. f. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ., **31**: 7–30; Ludwigsburg.
- GÖRS, S. (1974): Das Parnassio-Caricetum fuscae OBERD. 1957 Herzblatt-Braunseggensumpf. In: OBERDORFER, E. (1977): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil I, 311 S.; Stuttgart, New York.
- GRÜTTNER, A. (1987): Das Naturschutzgebiet „Brigilrain“ bei Furtwangen (Mittlerer Schwarzwald). – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ., **62**: 161–271; Karlsruhe.
- HAEUPLER, H. & SCHÖNFELDER, P. (1988): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. – 768 S.; Stuttgart.
- OBERDORFER, E. (1983): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. – 1051 S.; Stuttgart.
- OLTMANN, F. (1927): Pflanzenleben des Schwarzwaldes. Teil I, 690 S.; Freiburg.
- PHILIPPI, G. (1963): Zur Gliederung der Flachmoorgesellschaften des Südschwarzwaldes und der Hochvogesen. – Beitr. naturk. Forsch. SüdwDtl., **22** (2): 113–135; Karlsruhe.
- PHILIPPI, G. (1974): Caricetalia fuscae, KOCH 1926 – Flachmoorgesellschaften vorwiegend kalkarmer Standorte. – In: OBERDORFER, E. (1977): Süddeutsche Pflanzengesellschaften Teil I, 311 S.; Stuttgart.
- REICHEL, G. & WILMANN, O. (1973): Vegetationsgeographie, Praktische Arbeitsweisen. – 210 S.; Braunschweig.
- ZIMMERMANN, P. (1990): Das geplante Natur- und Landschaftsschutzgebiet „Wolfachtal mit Seitentälern“ – Ein wertvolles Schwarzwaldtalsystem im Landkreis Freudenstadt. – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ., **67**: in Vorbereitung; Karlsruhe.

**Autor**

PETER ZIMMERMANN, Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege, Kriegsstraße 5a, D-7500 Karlsruhe 1.

ANDREAS KRÜSS &amp; ULRIKE ROHDE

# Pflegeproblematik und Bestandsentwicklung in den Naturschutzgebieten „Sandhausener Dünen“

## Kurzfassung

Die offenen Sandflächen zweier Naturschutzgebiete bei Sandhausen (Heidelberg) sind in den letzten Jahren stark zugewachsen und anthropogen devastiert. Die Notwendigkeit ihrer Erhaltung wird aus vegetationskundlicher und faunistischer Sicht dargestellt. Auf kleineren Probestellen wurden in den vergangenen Jahren zwei unterschiedliche Pflegemethoden durchgeführt, um offene Sandflächen zu fördern. Die Entwicklung der Probestellen wird beschrieben und spricht für einen großflächigen maschinellen Einsatz, welcher dann auch erstmalig im Dezember 1989 durchgeführt wurde.

## Abstract

### Problems in landscape care and stock development in the national preserved areas „Sandhausener Dünen“.

Naturally open sandy areas of inland dunes are the habitat of a specific flora and fauna. In Sandhausen (FRG) such dunes are presently covered with common vegetation and devastated by human abuse. The necessity of conserving activities taking both floristic and faunistic elements into consideration is demonstrated. During a biennial period, the vegetation on experimental plots was removed following two different methods and plant colonisation was monitored. Both methods resulted in vegetation specific for the habitat and encouraged bulldozer-supported plant removal on a larger plot.

## Autoren

ANDREAS KRÜSS & ULRIKE ROHDE, Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Karlsruhe, Kriegsstr. 5a, D-7500 Karlsruhe.

## 1. Einleitung

Die Naturschutzgebiete „Sandhausener Düne – Pferdtrieb“ („Pferdstriebdüne“) sowie „Sandhausener Düne, Pflege Schönau – Galgenbuckel“ („Pflege Schönau“) bei Sandhausen wurden speziell zum Schutze der offenen Binnendünen mit ihrer spezifischen Flora und Fauna ausgewiesen, die zahlreiche Arten der Roten Liste Baden-Württembergs (R. L.) und der Roten Liste der BRD (R. L. BRD) enthalten. Trotz ihrer frühzeitigen Unterschutzstellung (1929 bzw. 1951) konnte einer Verschlechterung ihres Zustandes und einem allgemeinen Artenrückgang kein Einhalt geboten werden. Ursache hierfür ist die Übernutzung durch den Menschen einerseits und das zeitweilige Unterlassen jeglicher Pflege innerhalb des eingezäunten Gebietsteiles andererseits. Speziell im Naturschutzgebiet „Sandhausener Düne – Pferdtrieb“ wird deutlich, daß durch die fehlenden Pflegemaßnahmen die Sukzession fortschreitet und hiermit erhebliche floristische sowie faunistische Bestandesän-

derungen einhergehen. Der „konservierende“ Naturschutz scheint in diesen Gebieten somit nicht angebracht, und es müssen daher Pflegemaßnahmen festgelegt werden, die die frühere extensive Nutzung und die natürlichen Veränderungen imitieren.

## 2. Untersuchungsgebiet

Naturräumlich betrachtet gehören die beiden beschriebenen Naturschutzgebiete zur Hockenheimer Hardt, die durch geringmächtige, kalkhaltige Flugsanddecken oder bis zu 21 m hohe Dünenketten charakterisiert ist. Diese Dünen zeichnen sich durch das Zusammentreffen kontinentaler und mediterraner Floren- und Faunenelemente aus.

Die Böden der Binnendünen und Flugsandflächen reichen von Sandrohböden bis zu Bänderparabraunerden. NEUMANN (1986) stellte für den eingezäunten Teil der „Pferdstriebdüne“ die Beziehung zwischen Bodenentwicklung und Pflanzengesellschaften her. Sie unterscheidet zwischen:

- Flugsand-Rohboden mit (A)-C-Profil, mit den typischen Therothyten- und Koeleria glauca-Gesellschaften und
- Sand-Ranker mit A<sub>n</sub>-C-Profil, mit den abbauenden Gesellschaften um *Festuca lemanii*.

## 3. Entwicklungs- und Nutzungsgeschichte

Mit zunehmendem menschlichen Eingreifen durch extensive Nutzung seit dem Mittelalter stieg der Anteil an offenen Sandflächen und die Besiedlung mit typischen Sandrasenpflanzen und -tieren. Waren die unbewaldeten Sandflächen groß genug, traten Sandverwehungen auf, die den kalkhaltigen Sand an die Oberfläche beförderten und den bereits entkalkten überdeckten (BITSCHENE & LÖSCHER 1986).

In Sandhausen und Umgebung war eine Art Dreifelderwirtschaft üblich (SCHUBA 1986). Diese Nutzungsform wurde etwa ab dem 18. Jahrhundert von einer Fruchtfolgewirtschaft abgelöst. Parallel dazu begannen intensive Aufforstungen auf ertragreicheren Böden. Besonders betroffen von diesen Maßnahmen waren die ökologisch wertvollen offenen Sandflächen. Auf der „Pferdstriebdüne“ wurden Wein angebaut und Spargeläcker angelegt. Weiterhin wurde hier Pferdeweide betrieben und totes Vieh verscharrt. Für die „Pflege Schönau“ gibt es Aufforstungshinweise aus dem Jahr 1726. Der Spargelanbau begann um 1882, und in den dreißiger Jahren wurde die Düne als Truppenübungsplatz genutzt, wodurch ein Fortschreiten der Sukzession verhindert wurde.

Die übrigen Dünen und Sandrasen der nördlichen Oberrheinebene wurden bis auf wenige Reste fast vollständig zerstört oder überformt.

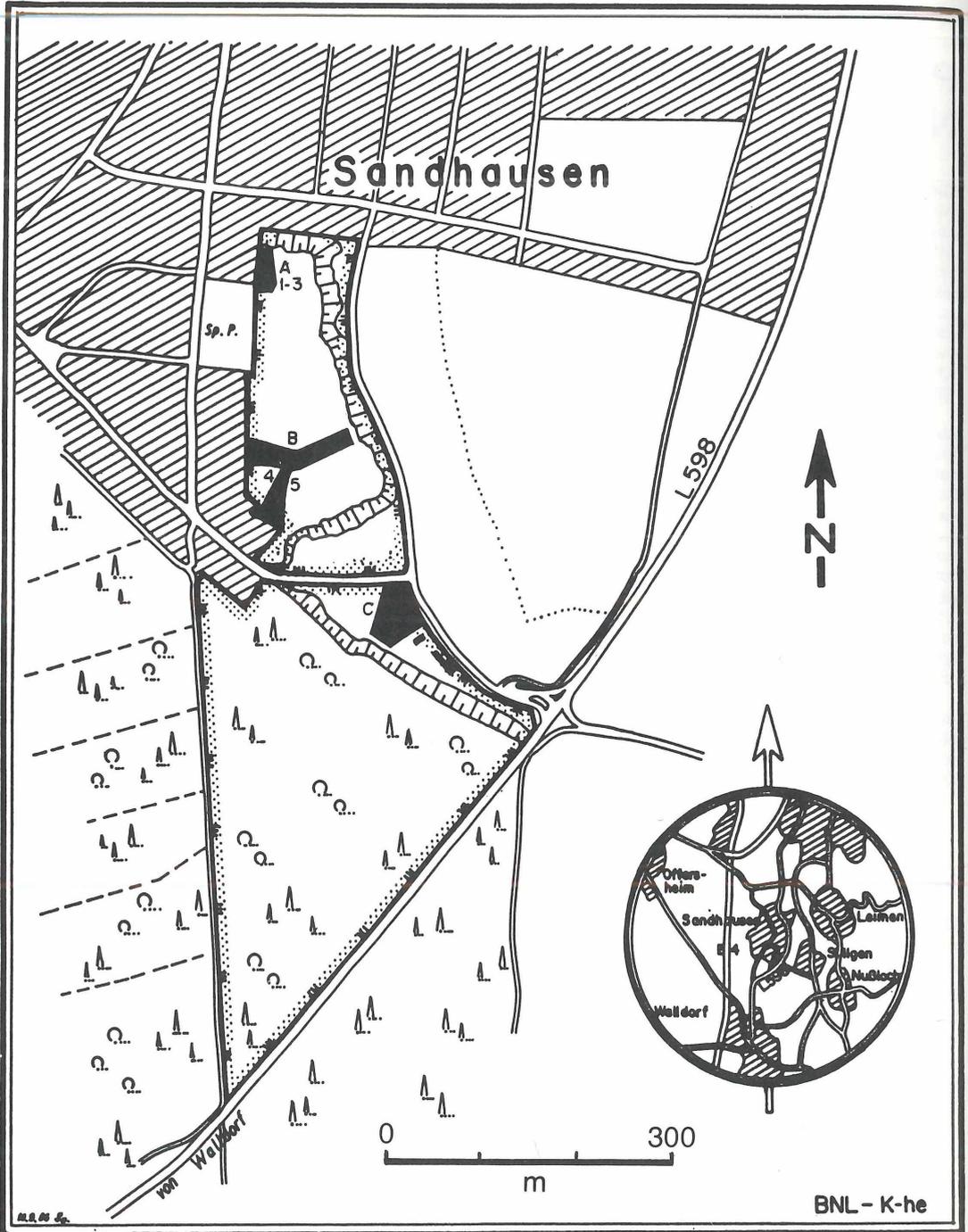


Abbildung 1. Das Naturschutzgebiet „Sandhausener Düne – Pferdtrieb“. Mit A und B sind die Flächen gekennzeichnet, die mittels Moorraupe abgeplaggt wurden. Fläche C wurde mit herkömmlichen Baumaschinen abgeplaggt. Die Zahlen 1 bis 5 geben die Lage der im Text behandelten Probeflächen an (nach SOSNA 1986, verändert).

#### 4. Die Notwendigkeit und Durchführung von Pflegemaßnahmen

Nach der Verordnung des Naturschutzgebietes „Sandhausener Düne – Pferdtrieb“ beschrieb VOLK (1931) den Zustand der Sandhausener Dünen auf der Grundlage von Vegetationsaufnahmen und detaillierten Beobachtungen. Diese wurden von PHILIPPI (1971) ergänzt. Beiden Arbeiten ist u. a. der Hinweis gemeinsam, daß die Vegetation der Sandrasen in unterschiedliche, floristisch kaum unterscheidbare Entwicklungsphasen einteilen ist.

Durch das Vorhandensein von *Koeleria glauca*, *Jurinea cyanoides*, *Alyssum montanum* ssp. *gmelinii* und dem häufigen Auftreten von *Euphorbia seguierana* und *Kochia laniflora* wird die Gesellschaft den *Koeleria glauca*-Fluren oder der von VOLK (1931) (eingeführten) Bezeichnung *Jurinea cyanoidis*-*Koelerietum glaucae* der Klasse *Sedo-Scleranthetea* zugeordnet. Neben diesen gibt es auf den Sandhausener Dünen ausgedehnte Therophyten-Gesellschaften des Verbandes *Silene conicae*-*Cerastion semidecandri* KORNECK 74 oder nach PHILIPPI (1971) die *Medicago minima*-Gesellschaft.

Ab Anfang der siebziger Jahre schloß die Sukzession auf der mittlerweile eingezäunten „Pferdtriebdüne“ die so wertvollen offenen Sandflächen. Auf der „Pflege Schönau“ breitete sich der Kiefernaufwuchs immer stärker aus, und Erholungssuchende schädigten Flora und Fauna durch Tritt und sonstige Störungen. Besonders bei der „Pflege Schönau“ war der Artenrückgang gravierend. Rein äußerlich fiel dieser durch das fast alleinige Vorherrschen des trittunempfindlicheren *Corynephorus canescens* und der zahlreichen freien Sandflächen auf. Vegetationskundliche Karten für die „Pferdtriebdüne“ liegen von PHILIPPI (1971) und WERLE (1983) vor. Sie zeigen deutlich die Entwicklung der *Koeleria glauca*-Fluren hin zu den abbauenden, wiesenartigen Gesellschaften mit einer geschlossenen Vegetationsdecke u. a. aus

*Avena pubescens* und *Arrhenatherum elatius*. Zwischen den reinen *Koeleria glauca*-Fluren und den wiesenartigen, geschlossenen Gesellschaften gibt es zahlreiche Stadien, in denen *Festuca lemanii* eine wesentliche Rolle spielt. Erste Versuche zur Erhaltung der offenen Sandflächen wurden um 1970 von dem damaligen Naturschutzbeauftragten v. MALEK vorgenommen. Er fräste einen Teil der westlichen „Pferdtriebdüne“. Im darauffolgenden Jahr konnte eine starke Aussamung der seltenen *Kochia laniflora* festgestellt werden. Seit Ende der siebziger Jahre wurden immer wieder vorsichtige Vorschläge zur Verhinderung der Sukzession gemacht. Ein massives Eingreifen wurde dabei zunehmend befürwortet. Für ein derartiges Vorgehen sprachen die Erkenntnisse, daß Sandrasengesellschaften auf das Eingreifen des Menschen angewiesen waren.

Nach langer Diskussion entschied sich die Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Karlsruhe 1987 daher dafür, die grasreiche Dünenhochfläche (*Festuca lemanii*-Bestände mit *Avena pubescens* und *Arrhenatherum elatius*) im Mai/Juni des Jahres zu mähen und das Mähgut zu beseitigen. Noch im September des Jahres sowie im Sommer 1988 und 1989 wurde die Maßnahme wiederholt. Bezüglich der Wirksamkeit des Mähens waren aber schon Zweifel aufgekommen, da die Gräser der Sandrasenvegetation horstbildend sind und durch eine Mahd verdrängt werden. Gräser der Wiesen-gesellschaften sind dagegen ausläufertreibend. Sie werden durch die Mahd gefördert und schließen schneller die Vegetationslücken. Als Übergangslösung und um ein Aussamen unliebsamer Gräser zu verhindern, wird die Mahd jedoch auch weiterhin als notwendig erachtet. Begleitend legte die Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege einige Probeflächen an, auf denen die Wirksamkeit zweier Pflegearten ausprobiert wurde: Die Flächen 1 und 2 (Tab. 1, 2): Gezieltes Eingreifen, d. h. Beseitigen von unerwünschten Pflanzen; in die obere Bodenschicht wurde dabei kaum eingegriffen.

Tabelle 1. Beschreibung der Probeflächen und der durchgeführten Maßnahmen.

Fläche	Jahr	Größe [m]	Bestand (WERLE, 1983)	Maßnahme	Veg.-Bedeckung
1	1987	2 x 4	<i>Festuca lemanii</i> -Gesell. noch reich an Arten der <i>Koeleria glauca</i> -Fluren	Beseitigung v. <i>Av. pubescens</i> , <i>Arrh. elatius</i>	60 %
2	1987	2 x 4	<i>Festuca lemanii</i> -Gesell. Arten der <i>K. glauca</i> -Fluren nur kümmerlich	Beseitigung <i>Av. pubescens</i> , <i>Arrh. elatius</i>	2 %
3	1987	2 x 4	<i>Festuca lemanii</i> -Gesell. mit <i>Avena pubescens</i> . dicht	Abplaggen der oberen 10 cm des Bodens	0 %
4	Winter 1987/88	5 x 10	<i>F. lemanii</i> -Gesell. mit <i>Av. pubescens</i> und <i>Arr. elatius</i>	Abplaggen der oberen 15 cm des Bodens	0 %
5	Winter 1987/88	5 x 10	<i>F. lemanii</i> -Gesell. mit <i>Av. pubescens</i> und <i>Arr. elatius</i>	Abplaggen der oberen 10 cm des Bodens	0 %

Flächen 3 bis 5 (Tab 1, 3–5): Abplaggen, d. h. Abtragen der Vegetationsdecke und der oberen Bodenschicht.

Die Auswahl der Probeflächen erfolgte zufällig (Tabelle 1).

Im Sommer 1989 entstand durch einen Kabelbrand eine weitere, ungewollte Probefläche. Der Brand traf einen nach PHILIPPI (1971) als typische *Festuca lemanii*-Gesellschaft bezeichneten Bestand. Der größte Teil dieser Fläche wurde 10–20 cm tief abgeplaggt, ein Teil umgegraben und ein Teil als Brandfläche belassen. Da erst wenige Beobachtungen dieser frischen Probefläche vorliegen, werden diese im Ergebnisteil nur kurz wiedergegeben.

Parallel zu diesen Erdarbeiten wurden auf der gesamten „Pferdstrieddüne“ die Neophyten (*Robinia pseudacacia* und *Oenothera biennis*) durch Herausreißen entfernt. Die Ergebnisse der Probeflächen sind daher etwas verfälscht.

Die „Pflege Schönau“ wurde 1988 eingezäunt. Auf kleinen Probeflächen wurde die Wiederbesiedlung der offenen Sandflächen beobachtet (Tab. 8): Probefläche I liegt in einem einheitlichen Bestand von *Corynephorus canescens*; Probefläche II im Zentrum der Düne auf einer vegetationsfreien Fläche. Parallel dazu wurden Pflegemaßnahmen durchgeführt, die sich schwerpunktmäßig auf das Herausreißen von Kiefernjungwuchs, Pfaffenhütchen und Nachtkerze bezogen.

## 5. Ergebnisse

Die Beobachtung der Vegetationsentwicklung erfolgte im Bereich der Probeflächen 1–5 und I und II unter Verwendung der Schätzkala von BRAUN-BLANQUET. Abgestorbene oder kümmernde Pflanzen wurden aufgrund der schlechten Bestimmbarkeit teilweise nicht mit erfaßt. Die tabellarische Gliederung erfolgte nach Lebensformen und grober gesellschaftlicher Zuordnung, d. h. Einordnung in die Klasse Sedo-Scleranthetea.

### „Sandhausener Düne – „Pferdstrieb“

Die gezielt bearbeiteten Flächen 1 und 2 (Tab. 1 und 2) zeigten noch im Spätsommer und Herbst desselben Jahres eine deutliche Regeneration, insbesondere bezüglich der Wüchsigkeit von *Sedum acre*, *Artemisia campestris* u. a. Die Vegetationsaufnahmen ab dem Frühjahr 1988 zeigen für beide Flächen, trotz unterschiedlicher Bearbeitungsintensität, parallele Entwicklungen. Die Betrachtung der Lebensformen der vorkommenden Pflanzen zeigt das nahezu alleinige Auftreten von Therophyten und Hemikryptophyten. Erstere lassen sich eindeutig in Frühjahrsephemere und Herbstannuelle mit auffälligen Aspekten unterscheiden. Auch VOLK (1931) beschreibt diese Phasen der Sandrasengesellschaften. Den Annuellen-Aspekten gemeinsam sind z. T. tiefwurzelnde Hemikryptophyten, von denen durch die gezielte Bearbeitung der Flächen lediglich die oberirdischen Pflanzenteile beseitigt wurden. Bei gleichblei-

Tabelle 2. NSG „Sandhausener Düne – Pferdstrieb“ – gezielt bearbeitete Flächen.

	1	1	2	2
Aufnahme-Fläche	88	89	88	89
Aufnahme-Jahr				
Meereshöhe ü. N. N.		112		112
Aufnahme-Fläche m <sup>2</sup>		8		8
Exposition		W		W
Inklination %		2		2
Artenzahl	26	27	25	22

#### Einjährige der Klasse Sedo-Scleranthetea

TC	<i>Arenaria serpyllifolia</i>	1	1	1	1
T(H)	<i>Cerastium semidecandrum</i>	1	1	1	1
T	<i>Medicago minima</i>	+	1	1	1
T	<i>Silene conica</i>	+	+	+	+
T	<i>Myosotis stricta</i>	1	1		+
T	<i>Erophila verna</i>	1	+		+
T	<i>Bromus tectorum</i>	+	+		+
T	<i>Veronica arvensis</i>	+			+
T	<i>Veronica praecox</i>		1		1
T	<i>Saxifraga tridactylites</i>		+		+
T	<i>Holosteum umbellatum</i>		+		+
T	<i>Kochia laniflora</i>		+		

#### Mehrjährige der Klasse Sedo-Scleranthetea

C	<i>Sedum acre</i>	1	2	1	1
H	<i>Euphorbia seguierana</i>	1	1	1	1
H	<i>Koeleria glauca</i>	1	1	+	+
H	<i>Silene otites</i>	+	1	+	+
C	<i>Petrorhagia prolifera</i>	+			+
H	<i>Corynephorus canescens</i>		1		

#### Häufige Begleiter der Sandrasen

C	<i>Artemisia campestris</i>	1	1	1	1
H	<i>Festuca lemanii</i>	1	1	1	1
H	<i>Tragopogon dubius</i>	1	+	1	r
G	<i>Allium sphaerocephalon</i>	+	+	+	
H	<i>Stachys recta</i>	+		+	+

#### Einjährige Begleiter

T(H)	<i>Vicia villosa</i>	+	1	+	1
Thp	<i>Odontites lutea</i>	1	1	1	
T	<i>Bromus hordeaceus</i>	+		1	
T(H)	<i>Senecio vernalis</i>				r
T	<i>Chenopodium album</i>				+

#### Rudera und rasenartige Begleiter

H	<i>Avena pubescens</i>	1	2	1	2
H	<i>Poa pratensis</i> cf. <i>ssp. angustifolia</i>	1	1	1	1
H	<i>Picris hieracoides</i>	+	+	+	+
H	<i>Leontodon hispidus</i>	+	r	+	
H	<i>Hypochoeris radicata</i>	+		r	+

r = sehr selten, sehr wenig deckend; + = spärlich, wenig deckend; 1 = zahlreich, aber weniger als 5 % deckend; 2 = 5–25 % deckend;

T = Therophyt, H = Hemikryptophyt, TH = 2–3jährige, G = Geophyt, C = Chamaephyt, P = Phanerophyt, hp = Halbparasit,

Li = Liane.

Tabelle 3. NSG „Sandhausener Düne – Pferdstrieb“ – abgeplagte Fläche.

Aufnahme-Fläche	3	3
Aufnahme-Jahr	88	89
Meereshöhe ü. N. N.		112
Aufnahme-Fläche m <sup>2</sup>		8
Exposition		W
Inklination %		2
Artenzahl	26	27

## Einjährige der Klasse Sedo-Scleranthetea

T	<i>Medicago minima</i>	1	1
TC	<i>Arenaria serpyllifolia</i>	1	1
T	<i>Calamintha acinos</i>	+	1
T(H)	<i>Cerastium smidecandrum</i>	+	1
T	<i>Silene conica</i>	+	+
T	<i>Kochia laniflora</i>	r	+
T	<i>Bromus tectorum</i>	r	
T	<i>Veronica praecox</i>		1
T	<i>Saxifraga tridactylites</i>		+

## Mehrjährige der Klasse Sedo-Scleranthetea

C	<i>Sedum acre</i>	1	1
H	<i>Koeleria glauca</i>	+	1
H	<i>Corynephorus canescens</i>	+	1
H	<i>Euphorbia seguierana</i>	+	+
C	<i>Thymus serpyllum</i>	+	+
C	<i>Sedum reflexum</i>	+	+
H	<i>Silene otites</i>		r

## Häufige Begleiter der Sandrasen

H	<i>Festuca lemanii</i>	1	1
C	<i>Artemisia campestris</i>	+	+
H	<i>Tragopogon dubius</i>	+	+
G	<i>Allium sphaerocephalon</i>	r	r

## Einjährige Begleiter

Thp	<i>Odontites lutea</i>	1	1
T(H)	<i>Senecio vernalis</i>	+	+
T(H)	<i>Vicia villosa</i>	+	
T(H)	<i>Lactuca serriola</i>	+	
LTLi	<i>Polygonum convolvulus</i>	r	

## Ruderales und rasenartige Begleiter

H	<i>Poa spec.</i>	1	1
H	<i>Picris hieracoides</i>	1	+
H	<i>Avena pubescens</i>	+	1
TH	<i>Oenothera biennis</i>	+	+
TH	<i>Conyza canadensis</i>	+	+
H	<i>Hypochoeris radicata</i>		+

bender Wurzelkonkurrenz änderte sich durch diese Maßnahme lediglich kurzfristig das oberirdische Erscheinungsbild. Entstandene Lücken wurden gut von z. T. flachwurzelnden Annuellen (*Erophila verna*, *Myosotis stricta*) genutzt. Obwohl die Wiederbesiedlung von Fläche 1 und 2 äußerst schnell erfolgte, muß als Vorteil des

Tabelle 4. NSG „Sandhausener Düne – Pferdstrieb“ – abgeplagte Fläche.

Aufnahme-Fläche	4	4
Aufnahme-Jahr	88	89
Meereshöhe ü. N. N.		110
Aufnahme-Fläche m <sup>2</sup>		50
Exposition		SW
Inklination %		5
Artenzahl	23	30

## Einjährige der Klasse Sedo-Scleranthetea

T	<i>Medicago minima</i>	1	1
TC	<i>Arenaria serpyllifolia</i>	+	1
T	<i>Saxifraga tridactylites</i>		+
T	<i>Veronica praecox</i>		+
T	<i>Calamintha acinos</i>		+
T	<i>Trifolium campestre</i>		+

## Mehrjährige der Klasse Sedo-Scleranthetea

H	<i>Euphorbia seguierana</i>	1	1
H	<i>Corynephorus canescens</i>		+

## Häufige Begleiter der Sandrasen

H	<i>Festuca lemanii</i>	1	1
H	<i>Potentilla arenaria</i>	+	1
C	<i>Artemisia campestris</i>	+	+
H	<i>Tragopogon dubius</i>	+	+

## Einjährige Begleiter

T	<i>Viola arvensis</i>	1	1
T	<i>Chenopodium album</i>	1	1
T	<i>Setaria viridis</i>	1	+
T(H)	<i>Vicia villosa</i>	+	1
T	<i>Veronica hederifolia</i>	+	+
T	<i>Papaver rhoeas</i>	+	
Thp	<i>Odontites lutea</i>		1
T	<i>Vicia tetrasperma</i>		+

## Ruderales und rasenartige Begleiter

TH	<i>Oenothera biennis</i>	1	1
H	<i>Poa spec.</i>	1	1
H	<i>Verbascum densiflorum</i>	1	1
H	<i>Avena pubescens</i>	1	1
H	<i>Achillea millefolium</i>	+	+
H	<i>Arrhenatherum elatius</i>	+	+
H	<i>Hypochoeris radicata</i>	r	r
H	<i>Knautia arvensis</i>	r	
TH	<i>Lycopsis arvensis</i>	r	
CLi	<i>Solanum dulcamara</i>	r	
TH	<i>Conyza canadensis</i>		+
H	<i>Turritis glabra</i>		+
P	<i>Pinus sylvestris J</i>		r
HLi	<i>Vicia sepium</i>		r

punktuellen Bearbeitens die Beseitigung des Vegetationsfilzes sowie die Förderung von empfindlichen Pflanzenarten (z. B. *Koeleria glauca*) anerkannt werden. *K. glauca* (R. L. 2) war vor der Maßnahme nur in kümmerlichen Exemplaren vertreten gewesen, was auf den Ge-

Tabelle 5. NSG „Sandhausener Düne – Pferdstrieb“ – abgeplagte Fläche.

Aufnahme-Fläche	5	5	
Aufnahme-Jahr	88	89	
Meereshöhe ü. N. N.		110	
Aufnahme-Fläche m <sup>2</sup>		50	
Exposition		S	
Inklination %		3	
Artenzahl	27	34	
Einjährige der Klasse Sedo-Scleranthetea			
T	<i>Medicago minima</i>	+	1
TC	<i>Arenaria serpyllifolia</i>	+	1
T	<i>Calamintha acinos</i>	+	+
T	<i>Bromus tectorum</i>	+	
T(H)	<i>Cerastium semidecandrum</i>		1
T	<i>Silene conica</i>		+
T	<i>Saxifraga tridactylites</i>		+
Mehrjährige der Klasse Sedo-Scleranthetea			
H	<i>Euphorbia seguierana</i>	1	1
C	<i>Sedum acre</i>	1	1
C	<i>Thymus serpyllum</i>	1	1
H	<i>Corynephorus canescens</i>	+	+
H	<i>Silene otites</i>	+	+
H	<i>Jurinea cyanoides</i>	r	+
H	<i>Koeleria glauca</i>		+
Häufige Begleiter der Sandrasen			
C	<i>Artemisia campestris</i>	1	1
H	<i>Festuca lemanii</i>	1	1
H	<i>Potentilla arenaria</i>	+	+
H	<i>Tragopogon dubius</i>	+	+
H	<i>Asperula cynanchica</i>	r	+
G	<i>Allium sphaerocephalon</i>	r	r
Einjährige Begleiter			
Thp	<i>Odontites lutea</i>	1	1
T	<i>Chenopodium album</i>	1	+
T(H)	<i>Vicia villosa</i>	+	1
T	<i>Setaria viridis</i>	+	1
T	<i>Vicia tetrasperma</i>		+
Ruderales und rasenartige Begleiter			
TH	<i>Oenothera biennis</i>	1	1
H	<i>Poa spec.</i>	1	1
H	<i>Avena pubescens</i>	1	+
H	<i>Rumex acetosella</i>	+	+
H	<i>Verbascum densiflorum</i>	+	+
H	<i>Arrhenatherum elatius</i>	+	+
H	<i>Hypochoeris radicata</i>	r	+
H	<i>Turritis glabra</i>		+
P	<i>Pinus sylvestris</i> J		+
TH	<i>Coryza canadensis</i>		r

sellschaftsabbau hinwies. Erst durch die Eingriffe wurde dieser Art das Blühen ermöglicht. Auch andere Arten wie *Kochia laniflora* (R. L. 1) und *Silene conica* (R. L. 2) konn-

ten erfreulicherweise gefördert werden. Die gesellschaftliche Zuordnung ist nicht eindeutig, vielmehr liegt ein Mosaik von Therophyten-Gesellschaften vor (*Silene conica*-*Cerastium semidecandri* oder *Medicago minima*-*Veronica verna*-Gesellschaft). Bei ausbleibendem Offenhalten der Flächen werden Vorkommen der Annuellen jedoch nur von kurzer Dauer sein.

Obwohl diese Bearbeitungsmethode der Flächen in den zwei Probejahren gute Erfolge brachte, ist eine großflächige Anwendung aufgrund der hohen Arbeitsintensität und des nur kurzfristigen Erfolges nicht sinnvoll. Gleichwohl zeigte sie deutlich das Potential und die Regenerationsfähigkeit von noch nicht vollständig zu Wiesengesellschaften degradierten Sandrasen.

Die Entwicklung der abgeplagten Probeflächen (Tab. 3–5) erfolgte sehr unterschiedlich, so daß eine Einzelbeschreibung erforderlich ist. Probefläche 3 wurde ein halbes Jahr vor 4 und 5 zur Zeit der Therophytenaussamung angelegt. Gemäß der Beschreibung von PHILIPPI (1971) und WERLE (1983) gehörte diese Fläche zu dem am wenigsten fortgeschrittenen Sukzessionsstadium und liegt nahe bei den offenen *Koeleria glauca*-Fluren. Gleich im ersten Jahr konnten zahlreiche Arten der Therophyten-Gesellschaften sowie des Verbandes Koeleion glaucae festgestellt werden. Neben Therophyten wie *Silene conica* und *Kochia laniflora* fielen zahlreiche Hemikryptophyten auf, seltene Arten wie *Koeleria glauca*, aber auch solche, die durch die Maßnahme dezimiert werden sollten. Diese Gruppe war schon im ersten Jahr sehr artenreich. Erstaunlich war der geringe Anteil an Ruderalpflanzen (abgesehen von der allgegenwärtigen, stetig beseitigten Nachtkerze) sowie ein ausgewogenes Therophyten/Hemikryptophyten-Verhältnis. Beim Zugrundelegen der von VOLK (1931) und PHILIPPI (1971) beschriebenen Entwicklungsphasen fällt deren schneller Wechsel auf. Die Probefläche 3 fiel durch einen erstaunlich hohen Moosanteil von 30 % auf. Nach PHILIPPI (1971) ist sie somit der Optimalphase der *Koeleria glauca*-Fluren (Moosanteil 20–60 %) zuzuordnen. Das schnelle Durchlaufen von Entwicklungsphasen ist vermutlich u. a. auf die geringe Größe der Probeflächen und den dadurch bedingten Einfluß der umgebenden Bestände zurückzuführen sowie auf das starke Wiederausstreuen der Hemikryptophyten aus angeschnittenen Wurzelteilen.

Bei Probefläche 4 handelt es sich um ein weiter fortgeschrittenes Sukzessionsstadium, und auch die Bodenentwicklung war weit gediehen. Daher wurde in größerer Tiefe abgeplaggt. Im ersten Beobachtungsjahr war die Artenzahl äußerst gering, dominant fiel die Nachtkerze auf. Obwohl blühende Exemplare immer wieder beseitigt wurden, um ein Aussamen zu verhindern, ist sie in den Aufnahmen mit hohen Deckungswerten vertreten. Neben der starken Verbreitung dieser Art fällt die Probefläche 4 durch zahlreiche nährstoffbevorzugende Arten bei gleichzeitigem Mangel an Sedo-Scleranthetea-Arten auf. Unter *Poa spec.* sind *Poa pratensis*, *Poa pratensis* ssp. *angustifolia* und *Poa compressa* zusammenge-

faßt. Bei dem gegenwärtigen Erscheinungsbild ist die Gesellschaft kaum in die Klasse Sedo-Scleranthetea einzuordnen.

Dennoch ist die Entwicklung dieser Fläche nicht negativ zu sehen. Sie wurde schon 1971 einem fortgeschrittenen Entwicklungsstadium zugeordnet und ist von Nährstoffzeigern umgeben. Das Vorkommen von *Corynephorus canescens*, *Medicago minima* (beide R. L. 3) und der als wenig ausbreitungsfreudig bekannten *Potentilla arenaria* ist von daher um so erstaunlicher. Bei entsprechender Begleitpflege und Gestaltung der Umgebung ist eine Entwicklung in Richtung einer Sedo-Scleranthetea-Gesellschaft nicht ausgeschlossen.

In Probefläche 5, einem früheren *Festuca lemarii*-Bestand, waren im ersten Jahr nach dem Abplaggen kaum Arten der typischen Sandrasengesellschaften zu finden. Im zweiten Beobachtungsjahr nahmen diese erheblich zu. Hinsichtlich der Artenzusammensetzung fällt die Therophyten-Armut auf. Die Vegetationsentwicklung läuft hier in starkem Maße über die Hemikryptophyten. Extrem ist dies am Vorkommen von *Jurinea cyanooides* (R. L. 1) erkennbar, die schon im ersten Jahr prächtig blühte und von der 1989 ca. 15 Jungpflanzen zu finden waren.

Ein Vergleich der drei abgeplagkten Flächen verdeutlicht:

- die starke Abhängigkeit zu dem Entwicklungsstadium der zeitlich vorangegangenen Gesellschaft,
- den geringen Therophyten-,
- den hohen Hemikryptophytenanteil.

Zu a): Nach NEUMANN (1986) stockten die nun abgeplagkten Bestände auf einem Sandrunker mit unterschiedlich mächtigem Humushorizont (4–20 cm). Obwohl die humose Oberschicht speziell bei Fläche 4 etwa 15 cm tief abgetragen wurde, ist zu erwarten, daß der nun anstehende Sand einen erhöhten Humus- und Nährstoffgehalt aufweist. Darauf weist die Berechnung der Zeigerwerte nach ELLENBERG (1978) hin, die eindeutig für die Fläche 4 die höchsten Stickstoff- und Feuchtezahlen ergab (s. Tab. 6). Eine mögliche Nährstoffauswaschung auf dem offenen Sand wird für die künftige Pflanzenentwicklung von großer Bedeutung sein.

Tabelle 6. Zeigerwertprofil für die Probeflächen 3 bis 5. L = Licht, T = Temperatur, K = Kontinentalität, F = Feuchte, R = Reaktion und N = Stickstoff.

Fläche	L	T	K	F	R	N
3	8,7	6,5	4,6	2,9	6,6	2,8
4	7,4	5,9	4,0	4,1	6,3	4,6
5	7,6	7,5	3,9	3,3	6,0	3,2

Zu b): Der relativ geringe Therophytenanteil ist auf mangelndes Samenpotential in dem teilweise recht tief abgetragenen Boden sowie auf fehlende ausbreitungsfähige Arten in der Umgebung zurückzuführen.

VOLK (1931) berechnete darüber hinaus den Therophytenanteil am Gesamtartenbestand einer *Koeleria*

*glauca*-Gesellschaft in der Optimalphase. Der von ihm ermittelte Wert liegt über dem bei unseren Probeflächen und unterstreicht die These des Therophytenmangels der abgeplagkten Flächen 3–5:

Tabelle 7. Anteil der Therophyten am Gesamtartenbestand nach Angaben von VOLK (1931) und eigenen Ergebnissen (1988/1989).

	VOLK	Fl. 1	Fl. 2	Fl. 3	Fl. 4	Fl. 5
Anteil (%)	48 %	54 %	47 %	36 %	36 %	28 %

Zu c): Mit der Reduzierung der Therophyten geht eine Förderung der tiefwurzelnden Hemikryptophyten einher. Die typischen Arten der *Koeleria glauca*-Gesellschaften sind gekennzeichnet durch stark ausgebildetes Wurzelwerk. Beim Abtragen der oberen Zentimeter wird dieses nur angeschnitten, und aus ihm können neue Triebe sprießen. Diese Aussage wird durch Beobachtungen auf der 1989 abgebrannten und danach abgeplagkten Fläche gestützt. Schon etwa zwei Wochen nach Beendigung der Arbeit (Ende Juli) konnten frische Pflanzentriebe beobachtet werden, die sich bald darauf als weit über 100 Exemplare der *Jurinea cyanooides* erwiesen. Bei zahlreichen untersuchten Pflanzen handelte es sich um frische Triebe, die eindeutig aus angeschnittenen Rhizomen hervorkamen. Einige Exemplare kamen sogar noch zur Blüte. Daneben fanden sich etwas später aber auch frisch gekeimte Pflanzen. Dies ist insoweit bemerkenswert, da PHILIPPI (1971) davon ausging, daß *Jurinea cyanooides* lediglich auf moosreichen Flächen zur Keimung gelangte.

### „Sandhausener Düne, Pflege Schönau-Galgenbuckel“

Tabelle 8 gibt die Entwicklung der Probeflächen I und II wieder. Im Gegensatz zu den Flächen 1–5 wurden hier keine Pflegemaßnahmen durchgeführt. Sie unterliegen somit im Moment keiner Nutzung mehr und sollen sich von der anthropogenen Devastierung in den vorangegangenen Jahren erholen.

Die Besiedlung erfolgte auf beiden Flächen erwartungsgemäß durch Therophyten, extrem bei Fläche II, an deren Gesellschaftsaufbau, von einigen *Pinus*-Sämlingen abgesehen, nur einjährige Pflanzen beteiligt sind. Eine Zuordnung zu den für Sandrasen typischen Therophyten-Verbänden ist jedoch aufgrund der Gesellschaftsarmut nicht möglich. Erfreulich ist die Zunahme von Sedo-Scleranthetea-Arten wie *Medicago minima*. Die Annualen dieser Gesellschaft gehören typischerweise zu den Frühblüher. Eine Ausnahme bilden die Spätblüher *Setaria viridis* und *Portulaca oleracea*, deren Gesellschaftsschwerpunkt innerhalb der mediterranen Hackfruchtgesellschaften und der Weinbergbegleitflora liegt. Gemeinsam mit *Arenaria serpyllifolia* und *Erodium cicutarium* weisen sie eventuell auf eine entsprechende

Tabelle 8. NSG/LSG „Sandhausener Düne, Pflege Schönau-Galgenbuckel“ – Beobachtungsflächen nach der Einzäunung.

Aufnahme-Fläche	I	II	III	IV
Aufnahme-Jahr	88	89	88	89
Meereshöhe ü. N. N.		110		110
Aufnahme-Fläche m <sup>2</sup>		4		4
Artenzahl	6	12	5	11

## Einjährige der Klasse Sedo-Scleranthetea

TC	<i>Arenaria serpyllifolia</i>	1	+	+
T(H)	<i>Cerastium semidecandrum</i>		+	+
T	<i>Erophila verna</i>		+	r
T	<i>Myosotis stricta</i>		r	r
T	<i>Medicago minima</i>			r
T	<i>Saxifraga tridactylites</i>	1		
T	<i>Veronica praecox</i>		+	
T	<i>Veronica verna</i>		+	

## Mehrjährige der Klasse Sedo-Scleranthetea

T(H)	<i>Erodium cicutarium</i>	+	1	+	+
H	<i>Corynephorus canescens</i>	2	2		1
C	<i>Sedum acre</i>	1	1		

## Einjährige Begleiter

T	<i>Setaria viridis</i>	1	+	+	1
T	<i>Portulaca oleracea</i>	1	1		
T	<i>Veronica hederifolia</i>				+

## Mehrjährige Begleiter

P	<i>Pinus sylvestris</i> J			+	r
P	<i>Robinia pseudacacia</i> J				r

frühere Nutzung dieser Fläche hin. Als einzige Mehrjährige konnten auf Fläche I *Sedum acre* und *Corynephorus canescens* wegen ihrer Trittsistenz überdauern. Im Vergleich zur Gesellschaftsbeschreibung von PHILIPPI (1971) zeigen die bisherigen Beobachtungen lediglich die starke Verarmung auf. Die derzeitige Wiederbesiedlungstendenz deckt sich mit den Beobachtungen im gesamten eingezäunten Bereich der „Pflege Schönau“. Hier war 1989 der Blütenreichtum von *Helichrysum arenarium* und *Scabiosa canescens* auffällig, der besonders den Insekten zugute kam. *Jurinea cyanooides* und *Artemisia campestris* wurden, wenn auch nicht blühend, wiedergefunden. Reichlich und überall zur Blüte kam *Fumana procumbens* (R. L. 2), die früher anscheinend immer wieder von Kaninchen befreissen wurde. Zum Waldrand hin ist der Grad der Vegetationsentwicklung höher, und die Gesellschaften sind artenreicher. Im Schutz von lichten Kiefernbeständen, die weniger anthropogen beeinträchtigt wurden, konnten Pflanzen überdauern, die eventuell zur Besiedlung der Freiflächen beitragen werden. Auffallend war 1989 eine Waldrandgesellschaft mit *Scabiosa canescens*, *Helianthemum nummularium*, *Potentilla arenaria* und *Asperula cynanchica*, die nach PHILIPPI (1971) als *Helianthemum*

*nummularium-Asperula cynanchica*-Gesellschaft bezeichnet wird und zur Rasengesellschaft des kontinentalen Trinio-Stipetum OBERD. 57 vermittelt. Auch auf die Entwicklung dieser Bestände muß in den kommenden Jahren besonderes Augenmerk gerichtet werden.

## 6. Entwicklungstendenzen der Arthropodenfauna der Sandhausener Dünen und Anmerkungen zu ihrer Biologie

Im folgenden soll kurz die faunistische Bedeutung der Binnendünen und Sandrasen hervorgehoben und auf die Lebensweise und Biotopansprüche einzelner Arten eingegangen werden. Die Grundlage dazu bilden bereits vorliegende faunistische Daten der „Pferdstrieddüne“ und der „Pflege Schönau“

Die Evertrebratenfauna von Sandgebieten hat erst recht spät das Interesse der Zoologen geweckt (WARNECKE 1927, HELDMANN 1936, PENTH 1952). LEININGER (1951) weist zwar auf die „...botanisch wie entomologisch hochinteressanten Dünen aus Diluvialsanden“ hin, „welche bei Rastatt, Karlsruhe und Sandhausen b. Heidelberg eine große Anzahl bemerkenswerter Arten beherbergen...“, doch ist die Fauna der Sandhausener Dünen bislang nur teilweise bearbeitet worden. Die Wegwespen wurden von STRITT (1963) in seiner Arbeit über die oberrheinischen Pompiliden mit erfaßt, BLÄSIUS (1974) untersuchte die Makroepidoptera, BURGHARDT & RIEGER (1978) die Heteroptera. Daneben finden sich zahlreiche einzelne Fundangaben bei LEININGER (1951, 1953), KORMANN (1973), HORN (1974, 1980), VOIGT (1977), SCHMIDT (1979, 1980, 1981), WESTRICH (1989) und anderen.

Gerade die Entomofauna von Flugsandflächen zeichnet sich durch einen hohen Anteil thermophiler bis xerothermophiler Arten aus, die auf den Sandstandorten des Oberrheingebietes oftmals an der nordwestlichen Grenze ihres Verbreitungsgebietes leben. Bei einigen dieser Arten wie dem Sandsteppenbienenchen (*Nomioidea minutissima*) handelt es sich mit Sicherheit um helio- und xerophile Relikte der Nacheiszeit. Durch ihre meist psammophile und thermophile Lebensweise sind viele der auf den Dünen vorkommenden Insekten abhängig vom Vorhandensein mehr oder weniger offener Sandflächen und der darauf siedelnden Flora. Sie legen entweder ihre Nester im Flugsand an (viele Hymenopteren), sie finden dort Lebensraum (Cicindelidae, Carabidae, Myrmeleonidae) oder Beutetiere bzw. Futterpflanzen (Heteroptera, Hymenoptera, Arachnida u. a. m.). Auf Sandrasen fortgeschrittener Sukzession, d. h. dort, wo die Abbauphase des Jurinea cyanooidis-Koelerietum glaucae erreicht oder überschritten wurde, werden die Lebensbedingungen für viele Arten ungünstig. Dies geht auf das Fehlen der offenen Sandflächen sowie dadurch bedingter mikroklimatischer Veränderungen zurück. Floristische Veränderungen wie Kümmerwuchs oder das Fehlen typischer Sandrasenpflanzen kön-

nen sich zudem vernichtend auf die Population einzelner spezialisierter Arten auswirken, die auf Fraß- und Futterpflanzen im Nistbiotop angewiesen sind (z. B. *Nomioides minutissima*, welches als Pollenquelle *Thymus serpyllum* und *Sedum reflexum* nutzt).

Auf offene Sandflächen angewiesen sind Arten wie die als Ameisenlöwen bezeichneten Larven der Myrmeleonidae (Ameisenjungfern). Während *Myrmeleon formicarius* am Grunde eines selbstgegrabenen Trichters im Lockersand sitzt und dort auf hineinfallende Beute lauert, ist *Dendroleon pantherinus* (R. L. BRD 1) überwiegend oberirdisch oder unter Streu anzutreffen. In stark verdichteten oder völlig zugewachsenen Sandböden können sie keine Trichter mehr bauen oder sich eingraben.

Ebenso sind viele der bodennistenden Hymenopteren auf lockere Sandböden angewiesen (verschiedene Grabwespen und Bienen wie *Nomioides minutissima*). Ebene oder südexponierte Flächen, die sich rasch erwärmen, mit niedriger und lückiger Vegetation, werden dabei von vielen Arten bevorzugt.

Dagegen nisten Arten wie die Kreiselwespe *Bembix rostrata* und die Hosenbiene *Dasypoda hirtipes* auch auf Flächen fortgeschrittener Sukzessionsstadien. Nach BETTAG (1989) beginnt *Bembix rostrata* sogar erst dann mit der Besiedlung neuer Flächen, wenn ein schütterter Bewuchs von Pflanzen wie z. B. *Corynephorus canescens* und anderen vorhanden ist. Die Ausdehnung vorhandener Kolonien auf neue Flächen dauert daher mehrere Jahre. Damit im Einklang stehen die Beobachtungen von FISCHER (1978) auf dem eingezäunten Teil der „Pferdstriebdüne“, der dort Nester von *Bembix rostrata* im südlichen und nördlichen Teil vorwiegend auf Flächen fand, die der „Optimalphase“ nach PHILIPPI (1971) zugeordnet werden können. Eine fortschreitende Sukzession und damit einhergehende Verfilzung der Grasnarbe macht es aber auch solchen Arten unmöglich, ihre Nester im Boden anzulegen.

Neben den Verschlechterungen der Lebensbedingungen durch die natürliche Sukzession sind es aber auch die anthropogenen Einflüsse, die sich negativ auf die Fauna der Sanddünen auswirken. So stellt SCHMIDT (1979) resignierend den desolaten Zustand der „Pflege Schönau“ („heruntergekommenste Naturschutzgebiet Badens...“) fest, verursacht durch eine Nutzung als Fußball-, Grillplatz und Hundetoilette. Diesem Negativtrend wurde durch die 1988 vorgenommene Einzäunung Einhalt geboten.

OLBERG (1959) weist darauf hin, daß es durch Trittbelastungen auf Sandböden zu Veränderungen des Mikroreliefs kommt, wodurch die Weibchen bodennistender aculeater Hymenopteren ihre Nester nicht mehr wiederfinden und Brutverluste auftreten. Zudem werden Nester von kleineren Arten, die in geringerer Bodentiefe angelegt wurden, durch Betreten direkt zerstört. Die durch ständige Trittbelastung verursachten Bodenverdichtungen führen dazu, daß solche Standorte von Flugsandarten als Nistplatz nicht mehr angenommen wer-

den oder der Nestbau erschwert wird. Dies gilt in gleichem Maße für die Larven der Myrmeleonidae.

Die Korngrößenverteilung im Boden spielt bei der Auswahl des Nistplatzes für einige Arten eine bedeutende Rolle. So fanden TISCHLER (1951) und HAESELER (1972) für Niststätten von *Dasypoda hirtipes* nur geringe Ton- und Schluffanteile, Fein- und Mittelsandsanteile zwischen jeweils 25% und 60% und einen Grobsandanteil unter 10%. Anthropogen geschaffene Lebensräume wie Aufschüttungen oder Sand- bzw. Kiesgruben mit einer vom natürlichen Lebensraum abweichenden Bodenzusammensetzung oder -festigkeit stellen daher nur für manche Arten „Ersatzbiotope“ dar.

Laut DRACHENFELS (1984) gibt es in der BRD etwa 205 Arten der aculeaten Hymenopteren, die als „Sandnister“ zu zählen sind. Den Hauptanteil daran machen die Grabwespen mit 53% aus, gefolgt von den Wildbienen mit 34% und den Wegwespen mit 12%. Während einige Arten auf Küstendünen beschränkt sind, wie *Arachnospila consobrina*, *Mimumesa littoralis*, *Osmia maritima* u. a., kommt ein großer Teil nordwestlich nur bis in die warmen diluvialen Sandgebiete Südwestdeutschlands vor. Als Beispiele sind hier die Grabwespen *Bembicinus tridens*, *Sphex rufocinctus* und *Tachytes europaeus* zu nennen, die auch auf den Sandhausener Dünen vorkommen oder -kamen.

Die Fauna der Sandhausener Dünen ist zwar immer wieder punktuell untersucht und besammelt worden (s. o.), doch sind viele Funddaten nicht veröffentlicht worden. Eine Aufarbeitung und Zusammenstellung aller Hymenopterendaten ist geplant, mit dem Zweck, Entwicklungstendenzen in der Faunenzusammensetzung seit Beginn der Unterschutzstellung zu erkennen.

SCHMIDT (mündl. Mitt. 1990) stellt fest, daß seit einigen Jahren Arten fehlen, er nennt als Beispiel die Grabwespe *Sphex rufocinctus*. Nach WESTRICH (1989) gilt Gleiches auch für die Blattschneiderbiene *Megachile leachella* und ihren Brutparasiten, die Kegelbiene *Coelioxys atra*.

Die kleine und unauffällige Faltenwespe *Pterochilus phaleratus* (R. L. 1), die in Sandhausen früher regelmäßig gefunden wurde (LEININGER 1951), ist dort seit 1968 nicht mehr nachgewiesen worden. Sie ist eine der wenigen solitären Faltenwespen, die ihre Nester im Boden anlegt und zwar ausschließlich in Lockersand.

Die Hauptursache für das Verschwinden von Arten ist sicher die Veränderung des Lebensraumes durch fortschreitende Sukzession und menschliche Beeinträchtigungen. Die starke Abnahme der Sandflächen durch Bewaldung wie sie von HORN (1974, 1980) durch Luftbildauswertung am Beispiel der „Pflege Schönau“ verdeutlicht wurde, hat hier wohl die gravierendsten Auswirkungen. Auf der „Pferdstriebdüne“ ist es der Rückgang der offenen Sandflächen, der in den letzten Jahren schon sehr weit fortgeschritten ist. So wundert es nicht, daß bei einer faunistischen Untersuchung der Dünenstandorte durch die DETZEL et al. (1989) die Blauflügelige Sandschrecke (*Sphingonotus caeruleus*) (R. L.

BRD 2), eine Charakterart der offenen Sandflächen, dort erstmalig nicht mehr nachgewiesen werden konnte. Nach HORN (1980) ist ihre Populationsgröße auch auf der „Pfleger Schönau“ sehr gering und damit die Art dort stark gefährdet. Inwieweit sich die Einzäunung positiv auf die Bestandentwicklung auswirkt, bleibt abzuwarten. Die Italienische Schönschrecke (*Calliptamus italicus*) ist dagegen in den Sandhausener Gebieten schon seit 1974 nicht mehr nachzuweisen.

HORN (1980) zeigte anhand vergleichender Untersuchungen des Migrationsverhaltens der beiden Heuschrecken *Oedipoda coerulea* und *Sphingonotus caerulea* auf der „Pfleger Schönau“, wie störend sich ein vorhandener Gehölzstreifen (v. a. Kiefern) auf den Individuenaustausch zwischen zwei offenen Sandflächen auswirkt. Dem Durchwachsen von Kiefernjungwuchs und Pfaffenhütchen ist daher dringend Einhalt zu gebieten, um eine Verinselung der Sandflächen zu verhindern.

Eine weitere Besonderheit der Sandhausener Dünen ist die oben bereits erwähnte Biene *Nomioides minutissima* (R. L. 1). In Baden-Württemberg kommt diese Art gegenwärtig nur noch auf der Düne „Pfleger Schönau“ und auf dem Truppenübungsplatz „Hirschacker“ vor (DETZEL et al. 1989), eventuell existiert auch noch eine Restpopulation auf der „Pferdstriebsdüne“. Als Art, die zwar auf der Düne nistet, zum Pollensammeln aber auf Weiden der Umgebung angewiesen ist, sei die Seidenbiene *Colletes cunicularis* (R. L. 3) genannt. Für andere im Gebiet vorkommende Wildbienenarten (z. B. der Gattung *Andrena*) ist jedoch die Sandrasenflora mit ihren vielen Pollen- und Nektarspendern von großer Bedeutung. Wichtige Pollenlieferanten sind *Helianthemum nummularium*, *Helichrysum arenarium*, *Jasione montana*, *Jurinea cyanoides*, *Odontites lutea*, *Potentilla arenaria*, *Sedum reflexum*, *Thymus serpyllum* u. a. m.

Eine weitere Insektengruppe mit einem hohen Anteil wärmeliebender Arten und z. T. sehr stenophager Lebensweise sind die Wanzen (Heteroptera). Sie beinhaltet daher viele Arten, die wie die Hymenopteren an das Vorkommen wärmebegünstigter und sonnenexponierter Standorte, wie Sanddünen, gebunden sind. Viele Wanzen sind streng mono- oder oligophag und daher vom Vorkommen ihrer Fraßpflanzen (z. B. *Thymus*, *Euphorbia*) abhängig. Eine von BURGHARDT & RIEGER (1978) durchgeführte Untersuchung der Wanzenfauna der Sandhausener Dünen (v. a. auf der „Pferdstriebsdüne“) ergab 112 Arten, unter denen sich auch sechs Neufunde für Baden-Württemberg fanden. Bei einigen Arten, wie *Piesma silenes*, handelt es sich dabei um postglaziale Wärmerelikte.

Die Röhrenspinne *Eresus niger* ist in Baden-Württemberg nur für die Sandhausener Dünen bekannt (R. L. 1). Diese xerothermophile Art bevorzugt lockere Sandböden und wird nur bei starker Sonneneinstrahlung aktiv. Sie sitzt in röhrenförmigen Nestern, die etwa 10 cm tief angelegt werden und mit Gespinst ausgekleidet sind (JONES 1987). Von hier aus ziehen Fangfäden über die

Sandflächen, mit denen sie ihre Beute (hauptsächlich den Sandlaufkäfer *Cicindela hybrida*, aber auch Heuschrecken) fängt. Sowohl zum Beuteerwerb als auch zur Nestanlage ist diese Art daher auf offene Sandflächen angewiesen.

Eine andere Spinne, die Salticide *Pellenes nigroclilatus* ist ebenfalls typisch für die Sandhausener Dünen und in Baden-Württemberg sehr selten (R. L. 2). Sie überwintert bevorzugt in leeren Schneckengehäusen von *Hellcella obvia*.

Inwieweit die in den zurückliegenden Jahren erhobenen faunistischen Daten noch aktuell sind, soll in den nächsten Jahren überprüft werden. Wie jedoch oben beschrieben, zeigt sich schon seit längerem ein allmählicher Artenrückgang bei der typischen Sandrasenfauna, die Anlaß dazu geben sollte, den Zustand der Naturschutzgebiete wieder so weit zu verbessern, daß die Existenz noch vorkommender Arten langfristig sichergestellt werden kann.

## 7. Diskussion und Folgerungen für den Erhalt der beiden Naturschutzgebiete

Bei einem Vergleich der Ergebnisse der angewandten Pflegemaßnahmen wird deutlich, daß das Abplaggen gegenüber dem gezielten Entfernen unerwünschter Pflanzen die größere Praktikabilität aufweist und einen längerfristigen Erhalt der Gesellschaften ermöglicht. Es muß dabei allerdings betont werden, daß sich die Förderung der Sandrasenarten speziell auf die tiefwurzelnden Hemikryptophyten und somit auf die verschiedenen Phasen der *Koeleria glauca*-Gesellschaft bezieht. So konnte erfreulicherweise in den vergangenen Jahren, vor allem 1989, eine starke Ausbreitung von *Jurinea cyanoides* festgestellt werden. Interessant ist hier, daß neben einem Austreiben aus angeschnittenen Wurzelteilen auch ein Keimen auf offenen Sandflächen beobachtet werden konnte, welches im Gegensatz zu alten Angaben steht.

Die Therophyten-Ausbreitung auf freigelegten Sandflächen sowie die Besiedlung mit Moosen und Flechten muß in den kommenden Jahren speziell beobachtet werden, doch liegt schon jetzt die Vermutung nahe, daß klassische Therophyten-Gesellschaften kaum zu entwickeln sind. Das Abschieben des Oberbodens ist somit nicht mit dem Abbau von Sand und einer vollständigen Neubesiedlung vergleichbar, entspricht jedoch am ehesten der ursprünglichen, die Sandrasen fördernden extensiven Nutzung.

Vom faunistischen Standpunkt gesehen ist lediglich mit dem Abplaggen längerfristig ein Erhalt der noch im Gebiet vorkommenden thermophilen und xerophilen Wirbellosen zu erreichen, da viele von ihnen auf offene Sandflächen als Nistplatz oder Jagdgebiet angewiesen sind. Mikroklimatische Aspekte spielen dabei ebenso eine Rolle wie das Vorkommen von Fraß- und Futterpflanzen, die sich vor allem bei den stenöken Arten aus

Pflanzen der Sandrasengesellschaften rekrutieren (z. B. *Thymus serpyllum*, *Helichrysum arenarium* etc.).

Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse der bislang durchgeführten Pflegemaßnahmen sowie der Bestandentwicklung der Flora und Fauna beschloß die Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Karlsruhe 1989 auf der „Pferdstriebsdüne“ eine Fläche von ca. 0.5 Hektar abzuplaggen (Abb. 1). Ausschlaggebend für die Durchführung dieser Maßnahme war weiterhin, daß eine Befragung von Landesämtern und Naturschutzverbänden, die Dünenpflege betreiben (ENDE, HEIMER, GESELLSCHAFT FÜR ÖKOLOGISCHE PLANUNG u. a.) ergab, daß diese längerfristig mit dem Abplaggen die besten Ergebnisse erzielen. Die dort betroffenen Dünen (Küstendünen, nord- und süddeutsche Binnendünen) unterscheiden sich floristisch und in der Fauna zwar teilweise stark von denen in Sandhausen, die generelle Pflegeproblematik ist jedoch vergleichbar.

Das Abplaggen erfolgte am 6. 12. mittels einer ca. 20 t schweren Moorraupe, die trotz ihres hohen Gewichts infolge ihrer Kettenbreite nur einen Auflagedruck von ca. 270 g pro cm<sup>2</sup> erzeugt und somit den Sand nicht verdichtet. Abgeschoben wurden zwei Flächen im eingezäunten Teil (Abb. 1 Flächen A und B), wobei die Arbeitstiefe je nach Bodenentwicklung zwischen 10 cm und 25 cm lag. Des weiteren wurde außerhalb des eingezäunten Gebietsteils ein Schuppen abgerissen und der anstehende Boden abgeschoben (Fläche C). Die floristische und faunistische Besiedlung und Entwicklung der Flächen soll ab 1990 im Rahmen einer wissenschaftlichen Begleituntersuchung erfaßt werden, wobei ein besonderes Augenmerk auf die schon angesprochenen Probleme gelegt werden soll. Die Ergebnisse sollen zu einem späteren Zeitpunkt gesondert veröffentlicht werden.

## Literatur

- BETTAG, E. (1989): Fauna der Sanddünen zwischen Speyer und Dudenhofen – Pollichia-Buch, 17: 148 S.; Bad Dürkheim.
- BITSCHENE, P. & LÖSCHER, M. (1986): Die Sandhausener Dünen in erdgeschichtlicher Zeit. – Heimatbuch der Gemeinde Sandhausen: 9–22; Heidelberg.
- BLAB, J.; NOWAK E.; TRAUTMANN & SUKOPP H. (1984): R. L. der gef. Tiere und Pfl. in der Bundesrepublik. 4. Aufl., 270 S.; Kilda-Verlag.
- BLÄSIUS, R. (1974): Die Großschmetterlinge von Heidelberg und Trier – ein Vergleich. – Staatsexamensarbeit; Heidelberg.
- BREUNIG, TH. & KÖNIG, A. (1989): Grundlagenuntersuchung über Dünenstandorte und Sandrasenvegetation. – Geobotanisches Gutachten im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Karlsruhe.– 134 S.; Karlsruhe (unveröff.).
- BURGHARDT, G. & RIEGER, C. (1978): Die Wanzenfauna der Sandhausener Flugsanddünen – Unter besonderer Berücksichtigung des NSG „Pferdstriebsdüne“ – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ., 47/48: 393–413; Karlsruhe.
- DETZEL, P. et al. (1989): Faunistische Grundlagenuntersuchungen für Dünenstandorte und Sandrasenvegetation im Regierungsbezirk Karlsruhe. – Faunistisches Gutachten im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz; Karlsruhe (unveröff.)
- DRACHENFELS, O. v. (1982): Die Grundlagen eines Hilfsprogramms für Wildbienen, Falten-, Weg- und Grabwespen. – Diplarb.; Hannover.
- ELLENBERG, H. (1978): Die Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – 981 S.; Stuttgart.
- FISCHER, W. (1978): Zur Verhaltensbiologie von *Bembix rostrata* L. (Hymenoptera: Sphecidae). – Zulassungsarb.; Heidelberg.
- HAESLER, V. (1972): Anthropogene Biotope (Kahlschlag, Kiesgrube, Stadtgärten) als Refugien für Insekten, untersucht am Beispiel der Hymenoptera aculeata. – Zool. Jb. Syst., 99: 133–212; Jena.
- HELDMANN, G. (1935): Über einige Hymenopteren in den Sandgebieten der hessischen Bergstraße. – Entom. Rundschau, 53: 102–104; Stuttgart.
- HORN, H. (1974): Die Sanddünen in der Umgebung von Heidelberg unter besonderer Berücksichtigung der faunistischen Ökologie im Naturschutzgebiet der Sanddüne Pflege Schönau. – 64 S. – Staatsexamensarbeit; Heidelberg.
- HORN, H. (1980) Zur Ökologie epigäischer Arthropoden xerothermer Habitatsinseln, untersucht am Beispiel der Sandhausener Dünen. – Dissertation; Heidelberg.
- JONES, D. (1987): Der Kosmos Spinnenführer – Kosmos Naturführer: 320 S.; Stuttgart.
- KORMANN, K. (1973): Beitrag zur Syrphidenfauna Südwestdeutschlands (Diptera, Syrphidae). – Beitr. naturk. Forsch. SüdwDtl., 32: 143–158; Karlsruhe.
- KORNECK, D. & PRETSCHER, P. (1984): Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes „Mainzer Sand“ und Probleme ihrer Erhaltung. – Natur und Landschaft, 59: 307–315; Bonn-Bad Godesberg.
- KORNECK, D. (1987): Die Pflanzengemeinschaft des Mainzer Sandgebietes. – In: Der Mainzer Sand. Mainzer naturwissenschaftliches Archiv, 25: 135–200; Mainz.
- LEININGER, H. (1951): Über Bienen, Grab-, Weg-, Faltenwespen und Ameisen aus dem badischen Oberheringebiet (Hym. aculeata). – Beitr. naturk. Forsch. SüdwDtl., 10 (1): 113–136; Karlsruhe.
- LEININGER, H. (1953): Über einige bemerkenswerte Bienen, Wespen und Ameisen aus Baden. – Mitt. bad. Landesverein Naturkunde u. Naturschutz, 6: 17–21; Freiburg i. Br.
- NEUMANN, C. (1986): Die Vegetations- und Bodenentwicklung auf der Sandhausener Düne Pferdtrieb. – Zulassungsarb. (PH); Heidelberg.
- OBERDORFER, E. (Ed.) (1978): Süddeutsche Pflanzengesellschaften Teil II. – 2. Aufl.; Stuttgart und New York.
- OLBERG, G. (1959): Das Verhalten der solitären Wespen Mitteleuropas. – 402 S.; Berlin.
- PENTH, M. (1952): Zur Ökologie der Heteropteren des Mainzer Sandes. – Zool. Jb. Systematik, 81: 91–121; Jena.
- PHILIPPI, G. (1971): Sandfluren, Steppenrasen und Saumgesellschaften der Schwetzingen Hardt (nordbadische Rheinebene) unter besonderer Berücksichtigung der Naturschutzgebiete bei Sandhausen. – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege, 39: 67–130; Karlsruhe.
- SCHMIDT, K. (1970): Die Grabwespenfauna des Naturschutzgebietes „Mainzer Sand“ und des Gonsenheimer Waldes (Hymenoptera, Sphecidae). – Mainzer naturw. Arch., 9: 15–63; Mainz.
- SCHMIDT, K. (1979): Materialien zur Aufstellung einer Roten Liste der Sphecidae (Grabwespen) Baden-Württembergs. I. Philanthinae und Nyssoninae. – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ., 49/50: 271–369; Karlsruhe.
- SCHMIDT, K. (1980): Materialien zur Aufstellung einer Roten Liste der Sphecidae (Grabwespen) Baden-Württembergs II. Cra-

- bronini. – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ., **51/52**: 309–398; Karlsruhe.
- SCHMIDT, K. (1981): Materialien zur Aufstellung einer Roten Liste der Sphecidae (Grabwespen) Baden-Württembergs. III. Oxybelini, Larrinae (außer Trypoxylon), Astatinae, Sphecinae und Ampulicinae. – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ, **53/54**: 155–234; Karlsruhe.
- SCHUBA, L. (1986): Bruchhausen, Lochheim und Sandhausen. – Heimatbuch der Gemeinde Sandhausen: 63–74; Heidelberg.
- STRITT, W. (1963): Die Wegwespen des badischen Oberrheingebietes (Hym., Pompilidae). – Beitr. naturk. Forsch. SüdwDtl., **22** (82): 97–106; Karlsruhe.
- TISCHLER, W. (1951): Ein biozönotischer Beitrag zur Besiedelung von Steilwänden. – Verh. Dtsch. Zool. Ges., **15**: 214–229; Leipzig.
- VOLK, O. H. (1931): Beiträge zur Ökologie der Sandvegetation der oberrheinischen Tiefebene. – Botanik, **24**: 81–185; Jena.
- VOIGT, K. (1977): Bemerkenswerte Wanzenfunde aus Baden-Württemberg, mit einem Ersnachweis für Deutschland. Beitr. naturk. Forsch. SüdwDtl., **36**: 153–158; Karlsruhe.
- WARNECKE, G. (1927): Gibt es xerotherme Relikte unter den Makrolepidopteren des Oberrheingebietes von Basel bis Mainz? – Arch. f. Insektenkunde des Oberrheins und der angrenzenden Länder, **2** (3); Freiburg.
- WERLE, A. (1983): Zusammensetzung und Wandel der Flora und Vegetation im Naturschutzgebiet Pferdstriebdüne bei Sandhausen und die Bedeutung dieses Naturschutzgebietes für den Schulunterricht. – Zulassungsarbeit (PH); Heidelberg.
- WESTRICH, P. (1989): Die Wildbienen Baden-Württembergs – Allgemeiner Teil und Spezieller Teil, 972 S.; Stuttgart.
- WESTRICH, P. & SCHMIDT, K. (1985): Für Baden-Württemberg neue und seltene Bienen und Wespen (Hymenoptera Aculeata). – Carolinea, **42**: 115–120; Karlsruhe.
- WINTERHOFF, W. (1986): Die Pflanzenwelt der Sandhausener Dünen. – Heimatbuch der Gemeinde Sandhausen: 23–30; Heidelberg.

HERBERT ZELL

# Nematoden eines Buchenwaldbodens

## 12. Die Aphelenchen (Nematoda, Aphelenchida)

### Kurzfassung

In der Laubstreu eines Buchenwaldes sind die Aphelenchida mit vier Arten aus zwei Gattungen vertreten. Diese vier Arten, *Aphelenchoides macronucleatus* BARANOVSKAYA, 1963, *A. lagenoferrus* BARANOVSKAYA, 1963, *A. parasubtenuis* SHAVROV, 1967 sowie *Seinura oliveirae* (CHRISTIE, 1939) J. B. GOODEY, 1960 werden beschrieben.

### Abstract

**Nematodes of a beech wood soil 12. The Aphelenchs (Nematoda, Aphelenchida).**

The Aphelenchida are represented in the litter of a moder beech wood in the municipal forest of Ettlingen near Schluttenbach by four species. These four species, *Aphelenchoides macronucleatus* BARANOVSKAYA, 1963, *A. lagenoferrus* BARANOVSKAYA, 1963, *A. parasubtenuis* SHAVROV, 1967, and *Seinura oliveirae* (CHRISTIE, 1939) J. B. GOODEY, 1960 are going to be described.

### Résumé

**Nématodes du sol d'une forêt de hêtres 12. Les Aphelenchidés (Nematoda, Aphelenchida).**

Les Aphelenchida sont représentés dans une forêt de hêtres du type moder de la forêt municipale de la ville d'Ettlingen près de Schluttenbach par quatre espèces. Ces espèces, *Aphelenchoides macronucleatus* BARANOVSKAYA, 1963, *A. lagenoferrus* BARANOVSKAYA, 1963, *A. parasubtenuis* SAVROV, 1967 et *Seinura oliveirae* (CHRISTIE, 1939) J. B. GOODEY, 1960 sont décrites.

### Autor

Dr. HERBERT, ZELL, Institut für Biologie II, RWTH Aachen, Kornikusstraße 16, D-5100 Aachen.

Nematoden eines Buchenwaldbodens 11.: Caroline, 46: 99–114 (1988).

## 1. Einleitung

Die Aphelenchen wurden bis in neuere Zeit den Tylenchida zugerechnet. 1980 wies SIDDIQI auf eine Reihe bemerkenswerter Unterschiede zwischen den Tylenchiden und den Aphelenchen hin und schlug für die Aphelenchen eine eigene Ordnung Aphelenchida vor. Im wesentlichen begründet SIDDIQI dies durch die folgenden Merkmale: Bei den Aphelenchen weist der Schwanz des Männchens Caudalpapillen auf, bei den

Tylenchen fehlen diese; die Amphidien liegen bei den Aphelenchen dorsosublateral (vgl. HOOPER & CLARK, 1980), bei den Tylenchen lateral; die Ösophagusdrüsen münden bei den Aphelenchen alle im Bulbus, bei den Tylenchen mündet die dorsale im Procorpus; die Analöffnung der Aphelenchen ist ein querer Schlitz, der deutlich erkennbar ist, bei den Tylenchen ist sie porusartig und meist unscheinbar. An dieser Stelle muß auf ein weiteres Merkmal eingegangen werden, das bei SIDDIQI nicht erwähnt ist: Bei den Tylenchen sind lichtmikroskopisch im Darm keine Zellgrenzen erkennbar, das Darmlumen ist eng, ein Mikrovillisaum – wenn überhaupt – nur schwer erkennbar. Bei den Aphelenchen dagegen sind die Zellgrenzen deutlich, der Darm ist weitlumig und der Mikrovillisaum gut sichtbar. Auf Grund dieser Merkmale ist es daher unwahrscheinlich, daß Tylenchen und Aphelenchen einen monophyletischen Ursprung haben.

Funktionsmorphologisch erscheinen die Aphelenchen besonders interessant. Trotz ihres nahezu einheitlichen Baues des Ösophagusbereichs (Ausnahme *Paraphelenchus* [MICOLETZKY, 1921]) haben sie sich die unterschiedlichsten Nahrungsquellen erschlossen (vgl. NICKLE, 1970). Viele Arten leben mycophag, andere sind Pflanzenparasiten, leben räuberisch oder als obligate Insektenparasiten. Hierin zeigt sich deutlich, daß eine Einteilung in Ernährungstypen nur auf Grund der Mundhöhlenstruktur irreführend sein kann. Eine sichere Aussage über den Ernährungstyp ist nur durch Fütterungsversuche zu erhalten.

## 2. Gattung *Aphelenchoides* FISCHER, 1894

### 2.1 *Aphelenchoides macronucleatus* BARANOVSKAYA, 1963 (Abb. 1 und 2)

1979 *Aphelenchoides hagueli* – MASLEN, *Nematologica*, 25: 300

♀ ♀: n = 14, L = 0,548 – 0,741 mm, a = 30,4 – 47,5, b (bis Darmbeginn) = 7,3 – 10,2, b' (bis Ende Drüsenlappen) = 4,1 – 6,3, c = 14,5 – 19,1, V = 66,9 – 69,9 %

♂ ♂: n = 7, L = 0,414 – 0,598 mm, a = 27,6 – 43,3, b = 6,3 – 8,8, b' = 3,8 – 5,4, c = 12,2 – 16,8

Weibchen: Die Tiere sind mäßig groß und relativ schlank. Der Körperdurchmesser beträgt 13 – 21 µm. Die Kutikula ist fein geringelt, die Ringelbreite beträgt 0,8 – 1,4 µm. Das Seitenfeld ist 3,5 – 4 µm breit und weist vier Linien auf.

Der Kopf ist 5 – 6 µm breit, die Lippen sind deutlich ge-

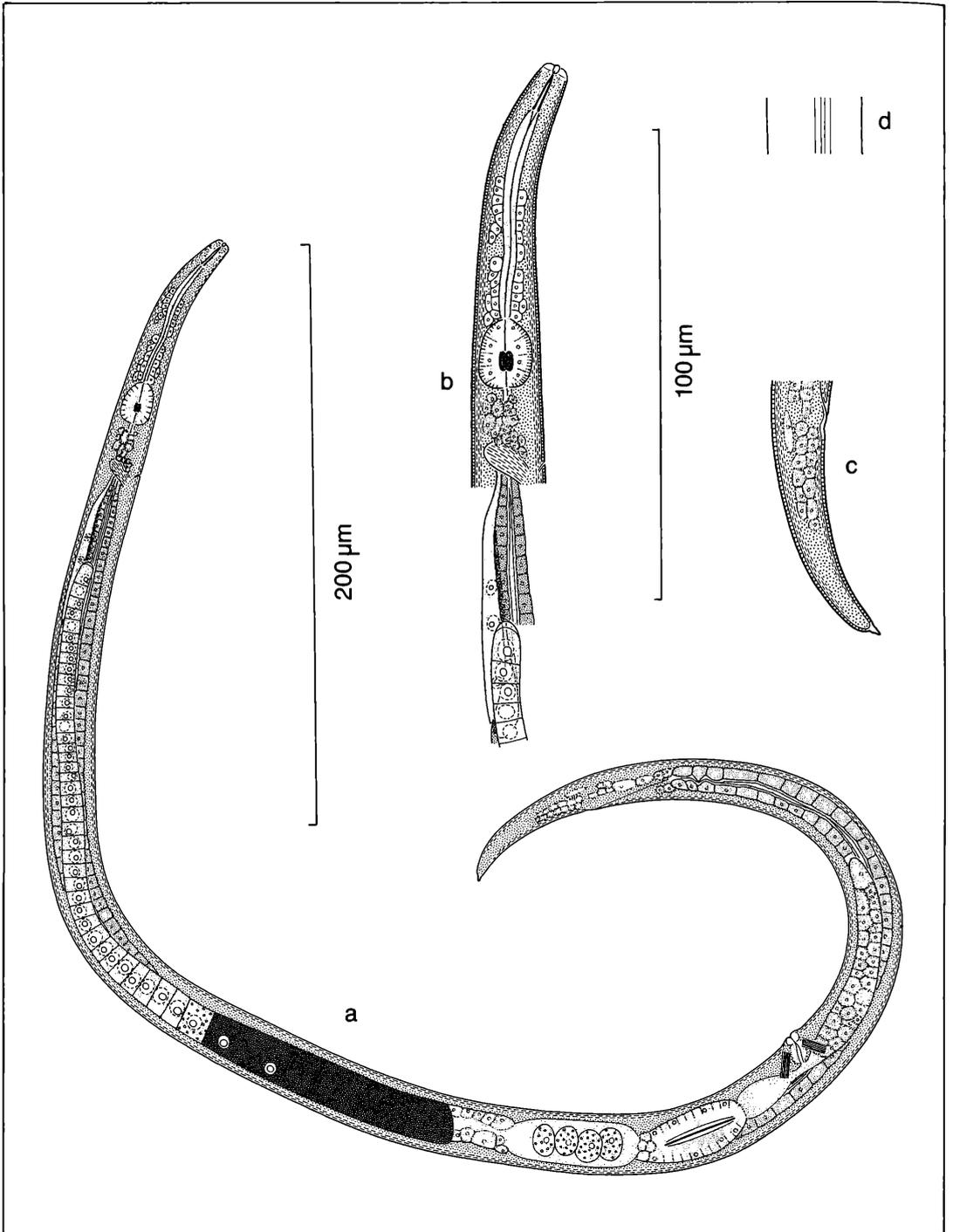


Abbildung 1. *Aphelenchoides macronucleatus* BARANOVSKAYA, 1963, Weibchen: a) Habitus, b) Ösophagusbereich, c) Schwanz, d) Seitenfeld.

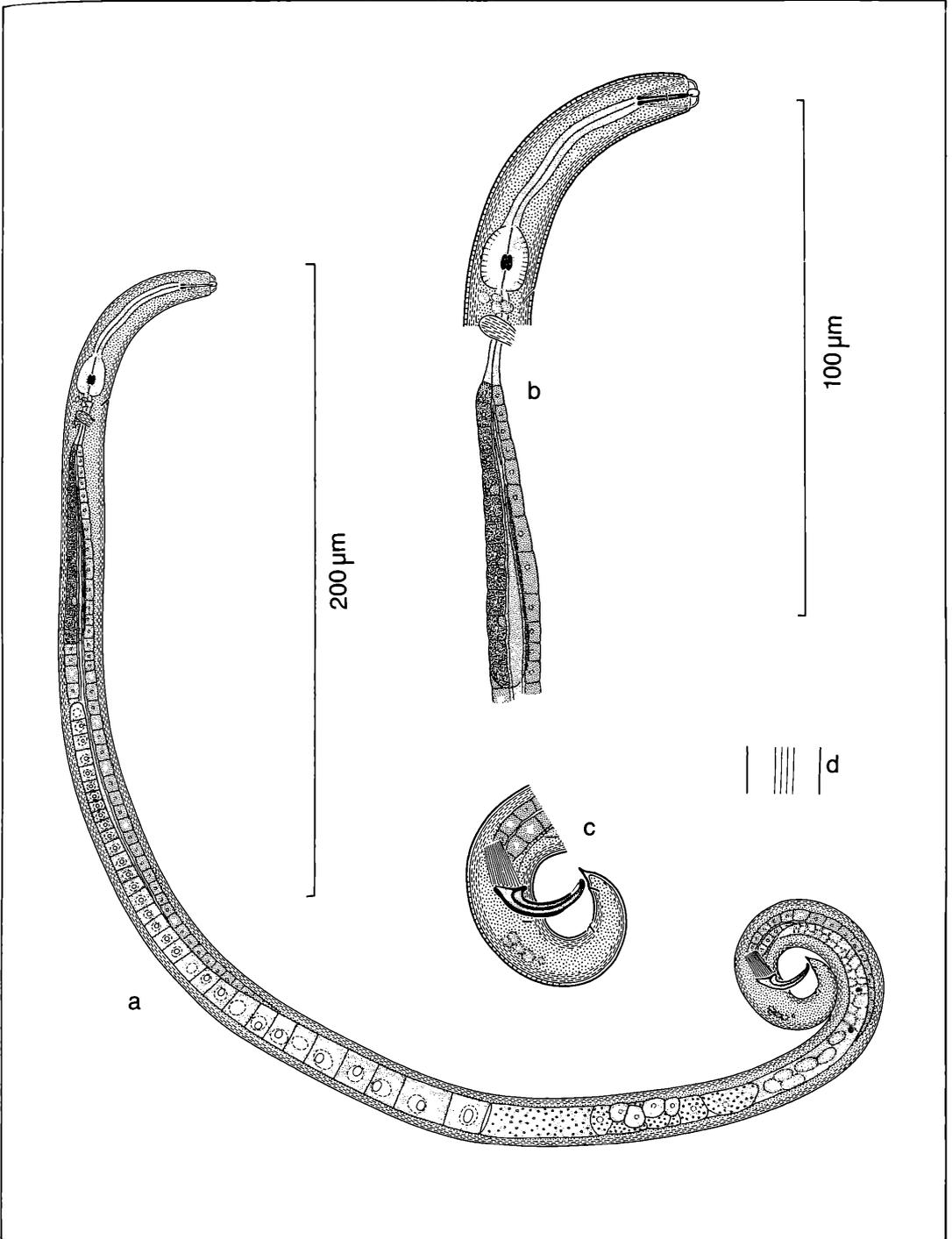


Abbildung 2. *Aphelenchoides macronucleatus* BARANOVSKAYA, 1963, Männchen: a) Habitus, b) Ösophagusbereich, c) Schwanz, d) Seitenfeld.

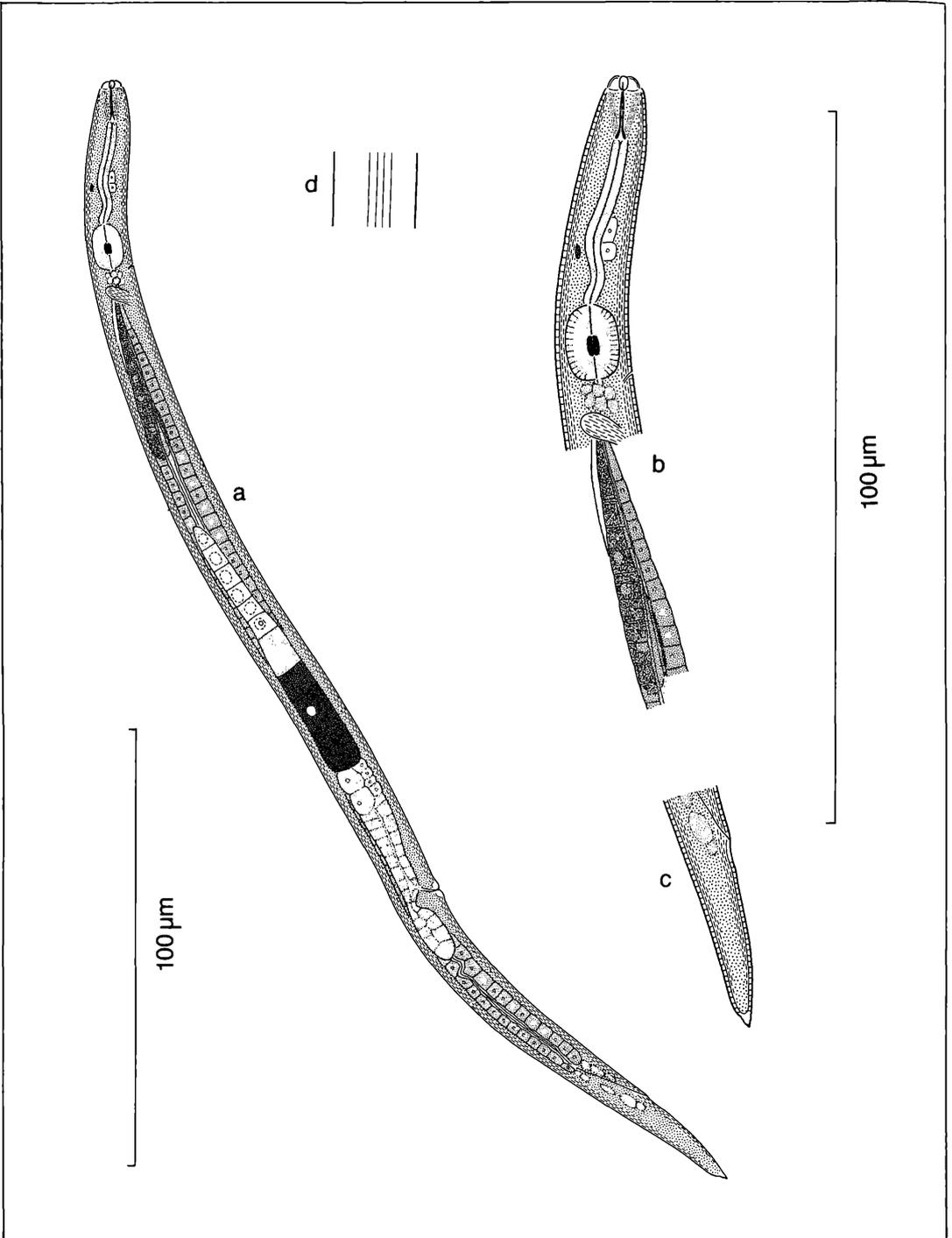


Abbildung 3. *Aphelenchoides lagenoferrus* BARANOVSKAYA, 1963, Weibchen: a) Habitus, b) Ösophagusbereich, c) Schwanz, d) Seitenfeld.

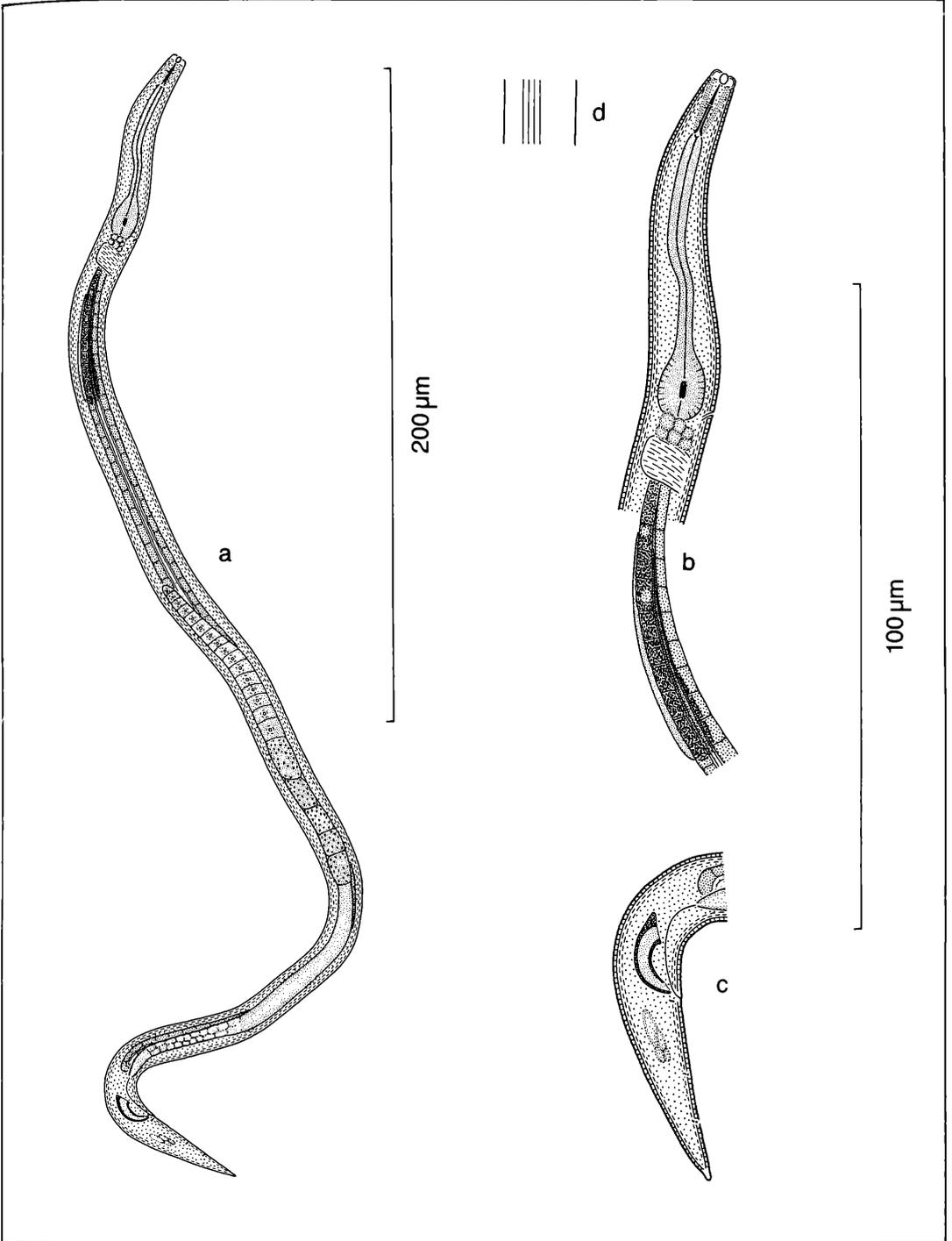


Abbildung 4. *Aphelenchooides lagenoferrus* BARANOVSKAYA, 1963, Männchen: a) Habitus, b) Ösophagusbereich, c) Schwanz, d) Seitenfeld.

trennt. Der nachfolgende Halsteil kann ebenso breit oder auch breiter als die Lippen sein.

Im ersten Fall erscheinen die Lippen nur schwach, im zweiten Fall deutlich abgesetzt. Der Stachel ist 11–14  $\mu\text{m}$  lang und an der Basis etwas verdickt. Die Ösophaguslänge beträgt bis zum Darmbeginn 60–91  $\mu\text{m}$ , bis zum Ende des Drüsenlappens 109–146  $\mu\text{m}$ . Der Drüsenlappen liegt in der Regel dorsal links dem Darm auf. Der Exkretionsporus liegt etwa auf Höhe des Nervenringes.

Der Darm ist weitlumig mit deutlichem Microvillisaum, das Rektum ist 18–27  $\mu\text{m}$  lang, dies entspricht 1,65- bis 3,5mal der analen Breite.

Die Vulvalippen sind schwach prominent, die Vagina verläuft schräg nach vorn, ihre Länge beträgt etwa die Hälfte der korrespondierenden Körperbreite. Der Uterussack ist 35–86  $\mu\text{m}$  lang, dies entspricht 2–5 korrespondierenden Körperbreiten. Die Gonade ist prodelpisch, sie liegt in den überwiegenden Fällen rechts des Darms, seltener links, und reicht bis in den Bereich des Drüsenlappens. Die Oozyten stehen in der Regel einzellig.

Der Schwanz ist 36–51  $\mu\text{m}$  lang, er verschmälert sich allmählich, und sein Ende ist stumpf-gerundet mit aufgesetzter Mucro. Die Schwanzlänge entspricht 20–29% der Strecke Vulva–Anus bzw. 3,9- bis 6,1mal der analen Breite.

Männchen: Im Durchschnitt etwas kleiner als die Weibchen. Der Körperdurchmesser beträgt 11–17  $\mu\text{m}$ . Die Kutikula ist fein geringelt, die Ringelbreite beträgt etwa 1  $\mu\text{m}$ . Das Seitenfeld ist 3  $\mu\text{m}$  breit und weist vier Linien auf. Der Kopf ist ebenso breit wie beim Weibchen. Der Stachel ist 10,5 bis 12  $\mu\text{m}$  lang und basal etwas verdickt. Die Ösophaguslänge beträgt bis zum Darmbeginn 61–83  $\mu\text{m}$ , bis zum Ende des Drüsenlappens 95–138  $\mu\text{m}$ . Der Drüsenlappen liegt wie beim Weibchen in der Regel dorsal links dem Darm auf. Der Exkretionsporus liegt etwa auf Höhe des Nervenringes.

Die Gonade liegt meist rechts des Darms, seltener links, und reicht bis kurz vor den Drüsenlappen. Die Spermatozyten stehen in der Regel einzellig. Die Spicula sind, in der Medianlinie gemessen, 16–19  $\mu\text{m}$  lang, dorsal 23 bis 24,5  $\mu\text{m}$ , ventral 12–15  $\mu\text{m}$ . Die Spiculaspitze liegt in der Verlängerung der Linie Apex–Rostrum, wobei die Strecke Spitze–Rostrum mehr als einhalbmal so lang ist wie die Strecke Rostrum–Apex.

Der Schwanz ist ähnlich dem der Weibchen, jedoch etwas plumper. Seine Länge beträgt 31–39  $\mu\text{m}$ , dies entspricht 3,0- bis 3,8mal der analen Breite.

Die vorliegenden Tiere stimmen mit der Beschreibung BARANOVSKAYAS sehr gut überein, ebenso aber sind keine Unterschiede zu den von MASLEN, 1979 als *A. haguei* beschriebenen Tieren feststellbar. In der Diagnose von MASLEN ist bemerkenswerterweise *A. macronucleatus* nicht erwähnt, und daher erfolgt auch keine Abgrenzung von *A. haguei* gegenüber *A. macronucleatus*. Ich sehe daher *A. haguei* als Synonym zu *A. macronucleatus* an.

## 2.2 *Aphelenchoides iagenoferrus* BARANOVSKAYA, 1963 (Abb. 3 und 4)

1968 *Aphelenchoides eradictus* – EROSHENKO, Soob. dal'nevost. fil. Akad. Nauk SSR, 26, Ser. biol.: 60.

1973 *Aphelenchoides spicomucronatus* – TRUSKOVA, Parazitologiya, 7: 188

♀ ♀: n = 45, L = 0,292 – 0,436 mm, a = 23,0 – 38,9, b (bis Darmbeginn) = 4,9 – 7,5, b' (bis Ende Drüsenlappen) = 2,7 – 4,6, c = 10,2 – 14,5, V = 65,2 – 70,9 %  
♂: n = 1, L = 0,422 mm, a = 36,7, b = 6,2, b' = 3,9, c = 14,1

Weibchen: Die Tiere sind relativ klein und schlank. Der Körperdurchmesser beträgt 9,5 – 16  $\mu\text{m}$ . Die Kutikula ist fein geringelt, die Ringelbreite beträgt etwa 1  $\mu\text{m}$ . Das Seitenfeld ist 3  $\mu\text{m}$  breit und weist vier Linien auf.

Der Kopf ist 4–5  $\mu\text{m}$  breit, die Lippen sind deutlich getrennt. Der nachfolgende Halsteil kann ebenso breit oder breiter als die Lippen sein. Die Lippen erscheinen daher entweder schwach oder stark abgesetzt. Der Stachel ist 8–11  $\mu\text{m}$  lang und an der Basis deutlich verdickt. Die Ösophaguslänge beträgt bis zum Darmbeginn 48–64  $\mu\text{m}$ , bis zum Ende des Drüsenlappens 81–108  $\mu\text{m}$ . Der Drüsenlappen liegt in der Regel dorsal links dem Darm auf. Der Exkretionsporus liegt 43–64  $\mu\text{m}$  vom Vorderende entfernt, dies entspricht 75,4–110,9% der Ösophaguslänge bzw. 13,3–17,5% der Gesamtlänge.

Der Darm ist weitlumig mit deutlichem Mikrovillisaum, das Rektum ist 11–18  $\mu\text{m}$  lang, dies entspricht 1,46- bis 3,3mal der analen Breite.

Die Vulvalippen sind schwach prominent, die Vagina verläuft schräg nach vorn, ihre Länge beträgt etwa die Hälfte der korrespondierenden Körperbreite. Der Uterussack ist 8–28  $\mu\text{m}$  lang, dies entspricht 0,8–2,5 korrespondierenden Körperbreiten. Die Gonade ist prodelpisch, sie liegt häufiger rechts als links des Darms, und sie erreicht den Drüsenlappen nicht. Die Oozyten stehen in der Regel einzellig.

Der Schwanz ist 24–36  $\mu\text{m}$  lang, er verschmälert sich etwas, und sein Ende ist stumpf gerundet mit aufgesetzter Mucro. Die Schwanzlänge entspricht 27–40% der Strecke Vulva–Anus bzw. 3,4- bis 5,2mal der analen Breite.

Männchen: Das einzige vorliegende Männchen ist, im Vergleich zu den Weibchen, relativ groß und etwas schlanker. Der Körperdurchmesser beträgt 11,5  $\mu\text{m}$ . Die Kutikula ist fein geringelt, die Ringelbreite beträgt etwa 0,85  $\mu\text{m}$ . Das Seitenfeld ist 2,6  $\mu\text{m}$  breit und weist vier Linien auf. Der Kopf ist 4,5  $\mu\text{m}$  breit. Der Stachel ist 10,5  $\mu\text{m}$  lang und basal verdickt. Die Ösophaguslänge beträgt bis zum Darmbeginn 68  $\mu\text{m}$ , bis zum Ende des Drüsenlappens 109  $\mu\text{m}$ . Der Drüsenlappen liegt dorsal links dem Darm auf. Der Exkretionsporus liegt 58  $\mu\text{m}$  vom Vorderende entfernt, dies entspricht 85% der Ösophaguslänge bzw. 13,7% der Gesamtlänge.

Die Gonade liegt rechts des Darms, sie reicht bis fünf Körperbreiten hinter den Drüsenlappen. Die Spermatozyten stehen einzellig.

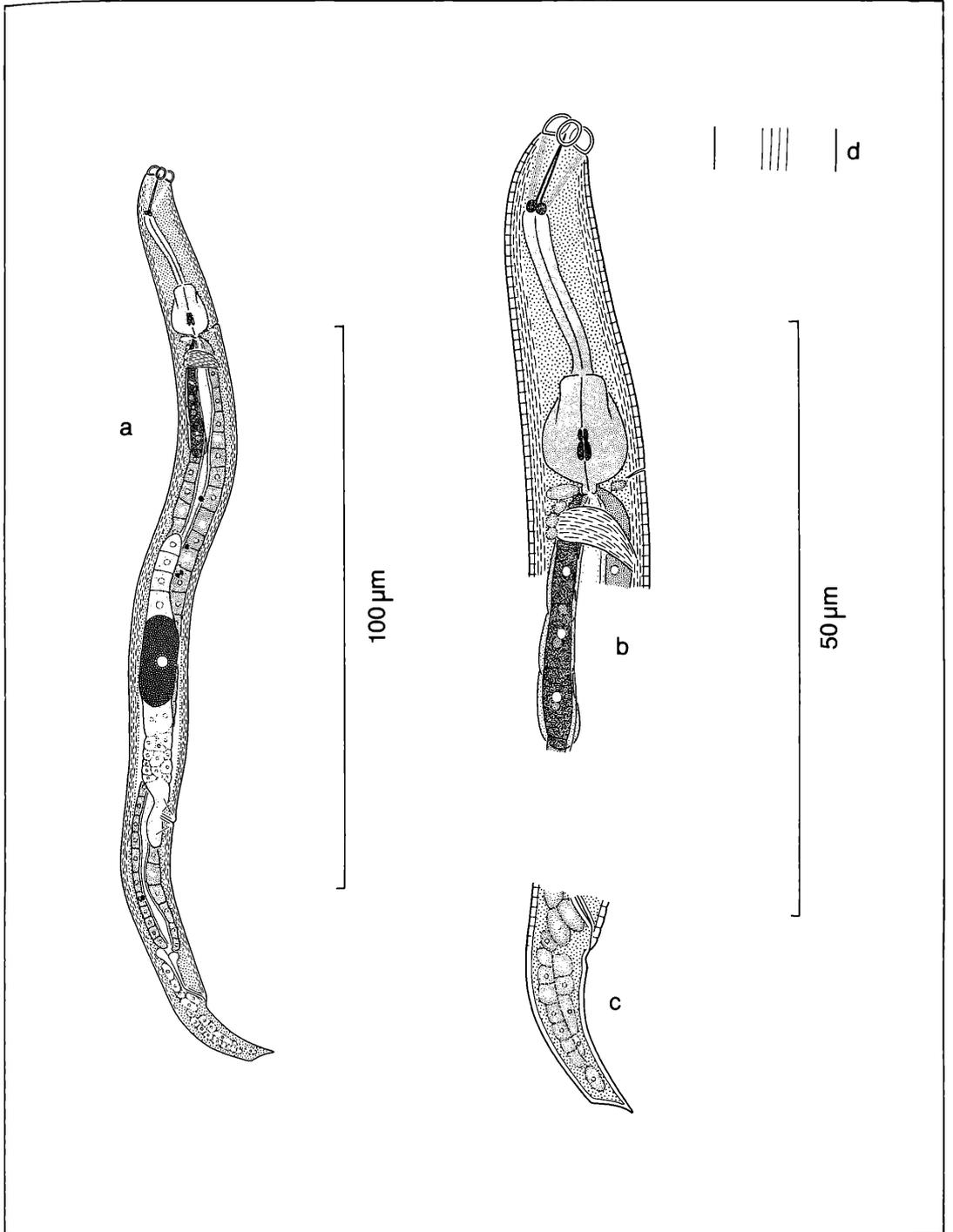


Abbildung 5. *Aphelenchoides parasubtenuis* SHAVROV, 1967, Weibchen: a) Habitus, b) Ösophagusbereich, c) Schwanz, d) Seitenfeld.

Die Spicula sind, in der Medianlinie gemessen, 12  $\mu\text{m}$  lang, dorsal 16,5  $\mu\text{m}$ , ventral 8  $\mu\text{m}$ . Die Spiculaspitze liegt in der Verlängerung der Linie Apex–Rostrum, wobei die Strecke Spitze–Rostrum mehr als eineinhalbmal so lang ist wie die Strecke Rostrum–Apex.

Der Schwanz ist 30  $\mu\text{m}$  lang und etwas plumper ( $c' = 3,0$ ) als beim Weibchen.

Die Tiere der Originalbeschreibung BARANOVSKAYAS besitzen eine Körpergröße von 396–432  $\mu\text{m}$  und liegen somit im oberen Bereich der Größenvariabilität der Population Schluttenbach. *Aphelenchoides eradicatus* EROSHENKO, 1968 unterscheidet sich im wesentlichen nur durch die Körpergröße, die 307–318  $\mu\text{m}$  beträgt. Sie liegt damit im unteren Bereich der Größenvariabilität der Schluttenbacher Tiere. Damit lassen sich aber die beiden Arten nicht mehr trennen und müssen synonymisiert werden. *Aphelenchoides spicomucronatus* TRUSKOVA, 1973 ist zwar im Schnitt etwas schlanker ( $a = 32,1\text{--}42,5$ ) und die Vulva liegt geringfügig weiter caudwärts (70–72,2%). Dies reicht jedoch nicht aus, um *A. spicomucronatus* als eigenständige Art abzugrenzen, da sich sowohl im  $a$ - wie auch im  $V$ -Wert Überschneidungen mit *A. lagenoferrus* ergeben. Ich sehe daher auch diese Art als Synonym zu *A. lagenoferrus* an.

### 2.3 *Aphelenchoides parasubtenuis* SHAVROV, 1967 (Abb. 5)

♀:  $n = 1$ ,  $L = 0,171$  mm,  $a = 16,3$ ,  $b$  (bis Darmbeginn) = 5,5,  $b'$  (bis Ende Drüsenlappen) = 3,2,  $c = 10,5$ ,  $V = 69,6\%$

Das Tier ist sehr klein und relativ plump. Der Körperdurchmesser beträgt 10,5  $\mu\text{m}$ . Die Kutikula ist fein geringelt, die Ringbreite beträgt 0,9  $\mu\text{m}$ . Das Seitenfeld ist 2  $\mu\text{m}$  breit und weist vier Linien auf.

Der Kopf ist 4,3  $\mu\text{m}$  breit, die Lippen sind kugelig und gut voneinander abgesetzt. Der Stachel ist 8  $\mu\text{m}$  lang und an der Basis deutlich geknöpft. Die Ösophaguslänge beträgt bis zum Darmbeginn 31  $\mu\text{m}$ , bis zum Ende des Drüsenlappens 53  $\mu\text{m}$ . Der Bulbus ist violinförmig, der Klappenapparat liegt etwas hinter der Mitte, und die Klappen erscheinen zweigeteilt. Der Drüsenlappen liegt dorsal links dem Darm auf. Der Exkretionsporus liegt am Hinterrand des Bulbus.

Die Vulvalippen sind nicht prominent, die Vagina verläuft schräg nach vorn, ihre Länge beträgt weniger als die Hälfte der korrespondierenden Körperbreite. Der Uterussack ist 5  $\mu\text{m}$  lang, dies entspricht etwa einer halben korrespondierenden Körperbreite. Die Gonade ist prodelphisch, sie liegt rechts des Darms und reicht bis etwa eine Körperbreite hinter den Drüsenlappen. Sie enthält nur wenige Oozyten, diese stehen einzellig.

Der Schwanz ist 17  $\mu\text{m}$  lang, er verschmälert sich kaum, ist schräg abgestutzt und läuft in eine ventral gelegene Spitze aus.

Die Unterschiede zu den von SHAVROV beschriebenen Tieren sind nur gering. Das vorliegende Tier ist etwas plumper und das Schwanzende ist schräg abgestutzt

und nicht dorsal abgerundet. Die Lage der Schwanzspitze stimmt dagegen überein.

## 3. Gattung *Seinura* FUCHS, 1931

### 3.1 *Seinura oliveirae* (CHRISTIE, 1939) J. B. GOODEY, 1960 (Abb. 6)

1939 *Aphelenchoides oliveirae* – CHRISTIE, J. Wash. Acad. Sci., 29: 166

♂:  $n = 1$ ,  $L = 347$ ,  $a = 33,0$ ,  $b$  (bis Darmbeginn) = 5,4,  $b'$  (bis Ende Drüsenlappen) = 2,8,  $c = 7,1$

Das Tier ist relativ klein und schlank. Der Körperdurchmesser beträgt 10,5  $\mu\text{m}$ . Eine Ringelung der Kutikula ist nicht feststellbar. Das Seitenfeld ist 1,7  $\mu\text{m}$  breit und erscheint einfach, ohne innere Linien.

Der Kopf ist 5  $\mu\text{m}$  breit und nur äußerst schwach abgesetzt. Der Stachel ist 14  $\mu\text{m}$  lang und basal nicht verdickt. Die Ösophaguslänge beträgt bis zum Darmbeginn 64  $\mu\text{m}$ , bis zum Ende des Drüsenlappens 122  $\mu\text{m}$ . Der Drüsenlappen liegt dorsal links dem Darm auf. Der Exkretionsporus liegt 54  $\mu\text{m}$  vom Vorderende entfernt, etwa eine Körperbreite hinter dem Bulbus, dies entspricht 15,6% der Gesamtlänge des Tieres.

Die Gonade liegt rechts des Darms, die Spermatozyten stehen teilweise zwei-, teilweise einzellig. Die Spicula sind, in der Medianlinie gemessen, 9  $\mu\text{m}$  lang, dorsal 12,5  $\mu\text{m}$ , ventral 7  $\mu\text{m}$ . Die Spiculaspitze liegt dorsal der Verlängerung der Linie Apex–Rostrum, der Abstand Spiculaspitze–Rostrum ist geringfügig länger als die Strecke Rostrum–Apex.

Der Schwanz verschmälert sich in der ersten Hälfte sehr stark und ist in der zweiten Hälfte lang ausgezogen. Seine Länge beträgt 49  $\mu\text{m}$ , dies entspricht 6,5mal der analen Breite.

Die Tiere entsprechen sehr gut den Beschreibungen von CHRISTIE, 1939 und HECHLER & TAYLOR, 1965, sie sind allerdings etwas kleiner. Sowohl CHRISTIE wie auch HECHLER & TAYLOR benutzen für ihre Beschreibungen Tiere aus Zuchten und keine Freilandtiere. Da Tiere in Zuchten jedoch oft größer werden als Freilandtiere, fällt dieser Größenunterschied nicht ins Gewicht.

## 4. Literatur

- BARANOVSKAYA, I. A. (1963): Dva novykh vida roda *Aphelenchoides* FISCHER, 1894 (Nematoda, Aphelenchoididae). (Helminths of man, animals and plants and their control): 480–483; Moskau.
- CHRISTIE, J. R. (1939): Predaceous nematodes of the genus *Aphelenchoides* from Hawaii. – J. Wash. Acad. Sci., 29: 161–170; Washington.
- EROSHENKO, A. S. (1968): Pjat' novykh vidov nematod roda *Aphelenchoides* FISCHER, 1894 (Nematoda: Aphelenchoididae). – Soob. dal'nevost. fil. Akad. Nauk SSR, 26, Ser. biol.: 58–66; Vladivostok.
- GOODEY, J. B. (1960): The classification of the Aphelenchoidea FUCHS, 1937 – Nematologica, 5: 111–126; Leiden.

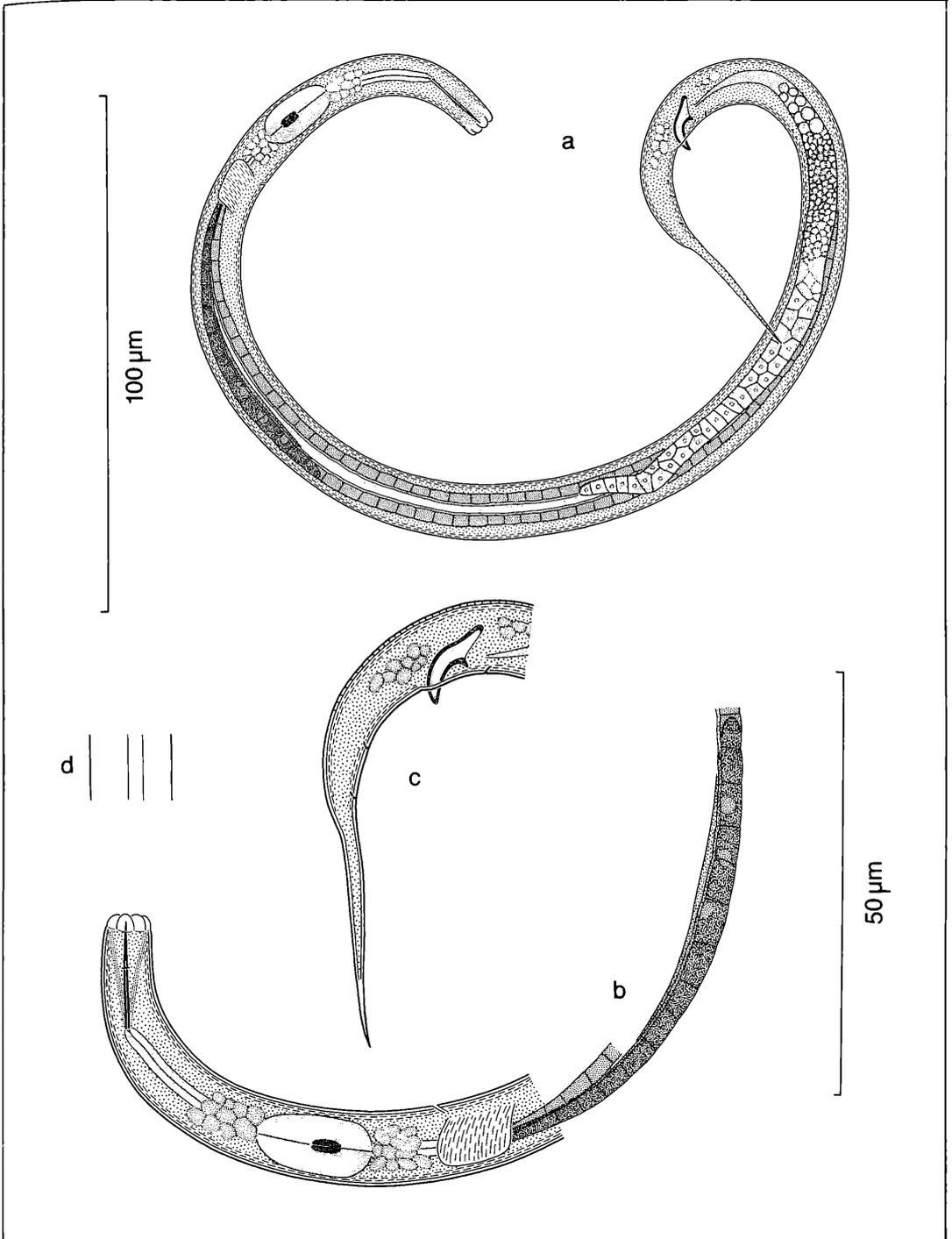


Abbildung 6. *Seinura oliveirae* (CHRISTIE, 1939), J. B. GOODEY, 1960, Männchen: a) Habitus, b) Ösophagusbereich, c) Schwanz, d) Seitenfeld.

- HECHLER, A. C., TAYLOR, D. P. (1965): Taxonomy of the genus *Seinura* (Nematoda: Aphelenchoididae), with descriptions of *S. celeris* n. sp. and *S. steineri* n. sp. – Proc. Helminth. Soc. Wash., **32**: 205–220; Washington.
- HOOPER, D. J., CLARK, S. A. (1980): Scanning electron micrographs of the head region of some species of Aphelenchoidea (Aphelenchina: Nematoda) – Nematologica, **26**: 47–56; Leiden.
- MASLEN, N. R. (1979): Six new nematode species from the maritime Antarctic. – Nematologica, **25**: 288–308; Leiden.
- NICKLE, W. R. (1970): A taxonomic review of the genera of the Aphelenchoidea (FUCHS, 1937) THORNE, 1949 (Nematoda: Tylenchida). – J. Nematol., **2**: 375–392; DeLeon Springs.
- SHAVROV, G. N. (1967): Tri novykh vid roda *Aphelenchoides* FISCHER, 1894 (Nematoda, Aphelenchoididae). – Zool. Zh., **46**: 762–764; Moskau.
- SIDDIQI, M. R. (1980): The origin and phylogeny of the nematode orders Tylenchida THORNE, 1949 and Aphelenchida n. ord. – Helminth. Abstr. Ser. B, **49**: 143–170; Farnham.
- TRUSKOVA, G. M. (1973): Novyi vid nematod roda *Aphelenchoides* FISCHER, 1894 (Nematoda: Aphelenchoididae). – Parazitologiya, **7**: 188–189; Leningrad.

ULRICH FRANKE &amp; HARTMUT GREVEN

# Zur Biologie eines Buchenwaldbodens

## 13. Die Schnecken

### Kurzfassung

Im Rahmen des Forschungsprogrammes „Zur Biologie eines Buchenwaldbodens“ wurde in einem Moderbuchenwald im Nordschwarzwald seit 1977 auch die Schneckenfauna untersucht.

Die einzelnen Fangmethoden erbrachten insgesamt 167 Exemplare in den Quadratproben (1977–1987), 108 Tiere in den Barberfallen (1977–1985) und 38 Schnecken in den Fotoelektoren (1982–1985). Sie gehören 10 Arten, fast nur Nacktschnecken, an. Die häufigsten Schnecken waren Vertreter des *Arion hortensis*-Komplexes in den Quadratproben und *A. rufus* in den Barberfallen. Die durchschnittliche Siedlungsdichte der Gesamtschneckenfauna betrug rund 4 Ind./m<sup>2</sup>. Angaben zur Einstufung im Nahrungsnetz werden gegeben, ebenso Abschätzungen zur Menge der konsumierten Nahrung (in Energieeinheiten) und zur Respirationsgröße der Schneckenpopulation.

### Abstract

#### Studies on the biology of a beech wood soil.

#### 13. The Gastropoda

As part of a research program entitled „Studies on the biology of a beech wood soil“ the gastropod fauna was investigated between 1977 and 1987. 167 specimens were caught by square samples (1977–1987), 108 by pitfall traps (1977–1985) and only 38 by groundphotoelectors (1982–1985). All captured specimens belong to 10 species. The dominant species were members of the *Arion hortensis*-complex in the square samples and *Arion rufus* in pitfall traps.

The population density was about 4 Ind./m<sup>2</sup>. Distribution, position in nutrition-network and energetic values of consumption and respiration are given and discussed.

### Autoren

Dr. ULRICH FRANKE, Altbohlstraße 25, D-7760 Radolfzell, Prof. Dr. HARTMUT GREVEN, Institut für Zoologie II, Universität Düsseldorf, Universitätsstraße 1, D-4000 Düsseldorf 1.

Gefördert mit Mitteln der Deutschen Forschungsgemeinschaft. Zur Biologie eines Buchenwaldbodens 12.: Carolinea, 47: 55–92 (1989).

### 1. Einleitung

Der Abbau der Bodenstreu und die Rückführung der in ihr gebundenen Nährstoffe ist das Ergebnis vielfältiger bodenbiologischer Aktivitäten, an denen auch die Bodenfauna beteiligt ist. Der Abbau geschieht in mehreren Stufen. Jeder dieser Stufen können bestimmte Organismen zugeordnet werden. Für die Bodenfauna ergibt sich folgende grobe Einteilung: Die saprophagen Primärzerersetzer greifen den Bestandesabfall direkt an. Saprophag sind auch die Sekundärzerersetzer, die entweder Faeces der Primärzerersetzer oder aber z. B. abgestorbene Mikroflora aufnehmen und verwerten, welche ihrerseits den Bestandesabfall besiedelt und direkt als Nahrung nutzt. Die Zoophagen ernähren sich von Saprophagen

und ihresgleichen. Die Aasfresser stehen als verbindendes Glied zwischen den Saprophagen und Zoophagen. Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit einer in bodensauren Wäldern weniger bedeutsamen Gruppe der Makrofauna, den Schnecken. Ihre Vertreter sind hauptsächlich auf der Stufe der herbivoren, saprophagen und mycophagen Primärzerersetzer und der saprophagen Sekundärzerersetzer anzusiedeln. An die Lebensbedingungen eines Moderbuchenwaldbodens sind nur wenige Schneckenarten angepaßt. Selbst diese dürften hier trotz fehlender Konkurrenz im Pessimum leben, so daß ihr Beitrag am Abbau des Bestandesabfalls insgesamt gering ist. Neben der Populationsdynamik der Schnecken im Untersuchungsgebiet soll auch annäherungsweise abgeschätzt werden, wieviel Prozent von der jährlich anfallenden Laubstreu von ihnen direkt oder indirekt konsumiert und veratmet wird.

### 2. Untersuchungsgebiet und Methoden

#### Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Stadtwald Ettlingen auf den nordwestlichen Ausläufern des Schwarzwaldes und liegt 310 bis 340 m ü. N. N. Der Untergrund besteht aus mittlerem Buntsandstein. Der bei Untersuchungsbeginn (1976) 136jährige Rotbuchenwald wird pflanzensoziologisch als Luzulo-Fagetum charakterisiert, dem eine Kraut- und Strauchschicht fast vollständig fehlt. Die mittlere Jahreslufttemperatur in 50 cm über dem Boden beträgt 8,5° C und der mittlere Jahresniederschlag ergab für die Jahre 1979–1986 1042 mm. Der Boden ist eine mit Steinen durchsetzte, tiefgründige oligotrophe Braunerde mit pH-Werten zwischen 3,1 und 4,2. Die Streuauflage entspricht einem zum Rohhumus tendierenden Moder mit pH-Werten zwischen 3,8 und 4,7 (H<sub>2</sub>O). Weitere Angaben zum Untersuchungsgebiet siehe BECK & MITTMANN (1982) und BECK (1988).

#### Fangmethoden

Die Makrofauna, also auch die Gastropoda, wurde mit drei verschiedenen Methoden erfaßt, Quadratproben-Handauslese (QH), Barberfallen (BF) und Boden-Fotoelektoren (FE). Eine Beschreibung der Sammelmethode gibt FRIEBE (1983). Für die Quadratproben wurden monatlich an drei Stellen der Versuchsfäche je 1/5 m<sup>2</sup> der organischen Bodenaufflage entnommen, getrennt nach L-, F- und H-Schicht. Diese drei Schichtproben von dann je 1/3 m<sup>2</sup> wurden im Labor von Hand ausgelesen. Mit Barberfallen werden oberflächenaktive Tiere gefangen. Die Fangbecher hatten einen Öffnungsdurchmesser von 7 cm und waren mit etwa 4 %igem Formalin beschickt und überdacht. Monatlich wurden 12 Barberfallen eine Woche lang exponiert. Zur Erfassung der Aktivitätsdichte oberflächenaktiver, kletternder und flugfähiger Tiere wurden mehrere Boden-Fotoelektoren verwendet. Sie überdeckten zusammen eine Bodenfläche von 2 m<sup>2</sup>, und ihre mit gesättigter Pikrinsäurelösung beschickten Fanggefäße wurden alle 4 Wochen gewechselt.

Zusätzliche Fangmethoden, wie z. B. das in malakologischen Untersuchungen häufig angewandte Schlemmverfahren, wur-

den nicht eingesetzt, dürften in unserem Fall auch kaum weitere Tiere erbringen. Dafür spricht die für Schnecken eindeutig 100 %ige Effektivität der Handauslese (siehe unten).

**Biomasse**

Zur Bestimmung der Biomasse dienten einerseits lebende Tiere aus der Handauslese der Quadratproben und andererseits die in Barberfallen gefangenen und in Alkohol konservierten großen Arion-Arten. Die Alkoholtiere wurden vor der Wägung oberflächlich getrocknet, nach der Wägung in mehr oder weniger gestrecktem Zustand auf 0,5 mm genau vermessen. Abbildung 1 gibt den Zusammenhang zwischen Körperlänge und Gewicht wieder und zeigt deutlich, daß sich die Alkohol-Werte hervorragend in die Lebendgewichtswerte einfügen.

Für flächenbezogene Angaben lassen sich nur die Quadratpro-

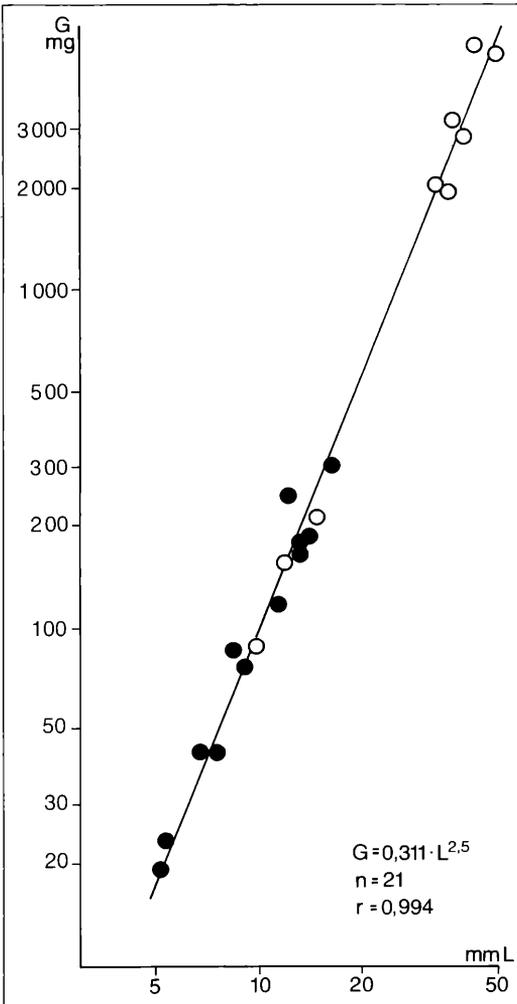


Abbildung 1. Zusammenhang zwischen Länge und Gewicht der Nackschnecken im Moderbuchenwald des Stadtwaldes Ettlingen. Punkte = Lebendmaterial, Kreise = alkoholkonserviertes Material.

ben heranziehen. Wegen der in Moderbuchenwäldern üblichen geringen Individuenzahlen lassen sich aus den Aktivitätsdichten der Barberfallenfänge keine Siedlungsdichten berechnen.

Wie die methodenkritische Arbeit von FRANKE, FRIEBE & BECK (1988) zeigt, werden mit der Handauslese zwar alle Schnecken der Probe erfaßt – Effektivität der Handauslese für Schnecken ist gleich 100 % (E = 1) –, demgegenüber repräsentiert eine Probe von nur 3 × 1/4 m<sup>2</sup> die Besiedlung der Probenfläche schlecht (R = 0,01). Aus diesem Grund ist die Betrachtung der Populationsdichteentwicklung über den gesamten Untersuchungszeitraum im Monatsraster nicht sinnvoll.

Der Probenumfang läßt sich durch Zusammenfassung vergleichbarer Proben vergrößern. Hierfür ergeben sich zwei Möglichkeiten:

1. Zusammenfassung aller Januar-, aller Februarwerte usw. Das führt zu durchschnittlichen Monatswerten bzw. zur Populationsdichtedynamik eines Durchschnitts- oder Standardjahres.
2. Zusammenfassung aller 12 Monatswerte eines Jahres. Das führt zu Jahresdurchschnittswerten.

Bei der Darstellung der Ergebnisse werden beide Wege besprochen.

Die wenigen Gehäuse-schnecken wurden anhand der Schalen, die Nackschnecken bisher nur nach äußeren Merkmalen bestimmt (EHRMANN 1933, KERNEY et al. 1983). Die Determination einiger Nackschnecken war schwierig oder sogar unmöglich, da einige Tiere zu lange in Bouin gelegen hatten und andere vollständig eingetrocknet waren.

Die Belegsammlung befindet sich am Staatlichen Museum für Naturkunde in Karlsruhe.

Herrn Prof. L. BECK danken wir für Anregungen und Diskussion sowie allen Mitarbeitern der bodenzoologischen Arbeitsgruppe am Staatlichen Museum für Naturkunde Karlsruhe für die unermüdete Hilfe bei den Freiland- und Laborarbeiten.

**3. Ergebnisse und Diskussion**

Die Gastropodenausbeute im Moderbuchenwald des Stadtwaldes Ettlingen ist recht bescheiden. Gefangen wurden mit der Quadratprobe (1977–1987) 167, mit Barberfallen (1977–1985) 108 und mit Fotoelektoren (1982–1985) 38 Exemplare. Umgerechnet wurden 44 % aller durchschnittlich in einem Jahr erbeuteten Schnecken mit der Quadratproben-Handauslese, 31 % in Barberfallen und 25 % in Fotoelektoren gefangen. Für den untersuchten Buchenwald konnten insgesamt 10 Schneckenarten nachgewiesen werden.

Die folgende Artenaufzählung wird ergänzt durch Hinweise zu Verbreitung und Lebensraum nach verschiedenen Autoren (EHRMANN 1933, VOGEL 1938, ZILCH & JAECKEL 1962, KIMNEY et al. 1983).

**Artenliste**

Endodontidae – Schüsselschnecken

*Discus rotundatus* (O. F. MÜLLER, 1774)

Gefleckte Schüsselschnecke

*D. rotundatus* ist eine west- und mitteleuropäische (subatlantische) Schneckenart, die überall in Deutschland anzutreffen ist. Sie stellt keine besonderen Ansprüche an den mineralischen Untergrund und toleriert pH-Werte von 5–8. Sie lebt im Wald unter Laub, Holz und Steinen. Im Stadtwald Ettlingen konnte die kleine Gehäuse-

schnecke hauptsächlich in den Quadratproben nachgewiesen werden.

#### Arionidae – Wegschnecken

##### **Arion rufus** (LINNAEUS, 1758)

Große rote Wegschnecke

*Arion ater* L. und *Arion rufus* L. lassen sich nach der äußeren Morphologie nicht unterscheiden. Nach BÜRK & JUNGBLUTH (1982) ist *A. ater* für Baden-Württemberg noch nicht nachgewiesen. Bei KERNY et al. (1983) erhalten beide Taxa den Rang von Unterarten, nämlich *Arion ater ater* und *Arion ater rufus*. Mit größter Wahrscheinlichkeit handelt es sich bei den Tieren aus dem Ettlinger Forst um *Arion rufus* bzw. *Arion ater rufus*. Eine endgültige Klärung hinsichtlich des taxonomischen Ranges wie der Zugehörigkeit unserer Tiere steht noch aus.

*A. rufus* ist eine europäische Art und lebt am häufigsten in Wäldern, aber auch in Gärten und Weinbergen. Bei Berücksichtigung der beiden Unterarten ist *A. a. ater* mehr in den borealen, nordwesteuropäischen, kälteren und *A. a. rufus* mehr in den wärmeren west- und mitteleuropäischen Wäldern beheimatet. Ihre Areale überlappen sich.

*A. rufus* wurde fast ausschließlich mit Barberfallen gefangen.

##### **Arion subfuscus** (DRAPARNAUD, 1805)

Braune Wegschnecke

*A. subfuscus* besitzt eine weite europäische Verbreitung, ist aber nirgends häufig. So konnten auch bei uns jährlich nur 3 Exemplare in den Barberfallen und zwei in den Fotoektoren gefunden werden. *A. subfuscus* bewohnt Nadel- und Buchenwälder und ernährt sich von Pilzen und deren Mycelien sowie von Kräutern und Früchten. Die Art ist wärme- und trockenheitsempfindlich.

Im Ettlinger Forst verhindert das geschlossene Kronendach zwar ein übermäßiges Erwärmen des Waldbodens, in niederschlagsarmen Jahren aber nicht ein sommerliches, zeitweises Austrocknen. Das Untersuchungsgebiet bietet der Art also keine optimalen Lebensbedingungen.

##### **Arion hortensis**-(Komplex) (FERUSSAC, 1819)

Gartenwegschnecke

Nach G. SCHMID in JUNGBLUTH & BÜRK (1985) besteht dieser Komplex in Baden-Württemberg aus mindestens 2 Arten: *A. hortensis s. str.* und *A. distinctus* MABILLE 1868. *A. hortensis* lebt in Gärten und Parkanlagen, in Gebüsch wie in Auenwäldern. Als Kulturfolger hat sie ihr Areal über die ursprünglichen Grenzen des südwesteuropäischen Raumes weit ausgedehnt.

In den Quadratproben war *A. hortensis* die häufigste Art. Dagegen kam sie in den Barberfallen fast nie vor.

##### **Arion silvaticus** (LOHMANDER, 1937)

Waldwegschnecke

*A. silvaticus* ist eine Schnecke west- und mitteleuropäischer Laubwälder und feuchter Täler.

Die Art konnte nur in einem Exemplar nachgewiesen werden.

#### Zonitidae – Glanzschnecken

Nicht weiter determiniert, im Untersuchungsgebiet sehr selten in den Quadratproben.

#### Limacidae – Schneegel

##### **Limax cinereoniger** (WOLF, 1803)

Schwarzer Schneegel

*L. cinereoniger* ist ein Bewohner nord- und mitteleuropäischer Laubwälder und lebt dort in der Laubstreu, unter Steinen und Baumstubben. Im Ettlinger Stadtwald wurde die Art nur in wenigen Exemplaren in Fotoektoren gefangen.

##### **Lehmannia marginata** (O. F. MÜLLER, 1774) ?

Baumschneegel

*L. marginata*, eine europäische Art, lebt in niederschlagsreichen Wäldern, aber auch in offenem Gelände. Oft ist sie unter der Rinde abgestorbener Bäume anzutreffen. Sie steigt gerne den Stamm hinauf, besonders bei feuchter Witterung bis ins Geäst.

Wie die vorige Art konnte auch *L. marginata* nur in wenigen Exemplaren in den Fotoektoren nachgewiesen werden.

##### **Malacolimax tenellus** (O. F. MÜLLER, 1774) ?

Pilzschneegel

Die in Mittel- und Nordeuropa verbreitete *M. tenellus* bewohnt Wälder, besonders Nadelwälder, wo sie sich von Pilzen und deren Mycel ernährt.

*M. tenellus* wurde nur in wenigen Exemplaren in den Quadratproben vorgefunden.

#### Agriolimacidae – Ackerschnecken

##### **Deroceras spec.**

Selten in Handauslese-Proben nachgewiesen.

Im Moderbuchenwald fehlen weitgehend die Gehäuseschnecken. Dem Boden mangelt es an Kalk, der für den Gehäusebau notwendig ist.

Charakteristisch für saure Buchenwälder ist die generelle Arten- und Individuenarmut der Schneckenfauna. So fand BLESS (1977) im Kottenforst auf der Probenfläche im sauren Rotbuchenwald (pH = 4,45) ebenfalls nur 9 Schneckenarten. Die Populationsdichte schwankte jedoch zwischen 6 Ind./m<sup>2</sup> im Juli und 33 Ind./m<sup>2</sup> im April. Im Vergleich dazu wurden von CORSMANN (1981) im Kalkbuchenwald bei Göttingen (pH = 6,4) 30 Schneckenarten nachgewiesen, die es im Jahresmittel zu einer Gesamtindividuen-dichte von 120 Schnecken/m<sup>2</sup> brachten. ANT (1969) bezeichnete bei seiner malakologischen Gliederung einiger Buchenwälder in Nordwest-Deutschland die Sauerhumusbuchenwälder als jenen Buchenwaldtyp mit den wenigsten Schneckenarten bei spärlichster Siedlungsdichte.

Die Dominanzstruktur der untersuchten Schneckenpopulation ist in Tabelle 1 ersichtlich. Dominierend in allen drei Methoden sind die Arioniden. Wie schon FRIEBE (1983) für die Käfer und FRANKE (1985) für die Weberknechte desselben Standortes nachwies, ist auch für die Schnecken die qualitative und quantitative Artenzu-

Tabelle 1. Dominanzverhältnisse der Gastropodentauna im Moderbuchenwald bei Etilingen getrennt nach Fangmethoden. Sternchen bedeuten Nachweise außerhalb der angegebenen Zeitspanne.

Art	QH (1980–1982)	BF (1980–1982)	FE (1982–1983)
Arionidae indet.	20	3	
<i>Arion rufus</i>	2	74	23
<i>Arion subfuscus</i>		24	31
<i>Arion hortensis</i> -Komplex	62		8
<i>Arion silvaticus</i>			
Arionidae (Summe)	84	100	62
Limacidae indet.	10		
<i>Limax cinereoniger</i>			23
<i>Lehmannia marginata</i>	2		15
<i>Deroceras spec.</i>	2		
<i>Malacolimax tenellus</i> ??	2		
Limacidae (Summe)	16		38
<i>Discus rotundatus</i>			
Zonotidae indet.			
Gastropoda (Summe) %	100	100	100
Individuen	50	38	13
Arten	9	5	5

sammensetzung abhängig von der angewandten Methode. Mit der Quadratprobe konnten 9 Arten nachgewiesen werden; 62 % der Individuen gehören zum *Arion hortensis*-Komplex. Mit den Barberfallen konnten wie mit den Fotoelektoren nur 5 Arten erbeutet werden. Das größte Kontingent stellen die großen oberflächenaktiven Arten, nämlich *Arion rufus* mit 74 % und *A. subfuscus* mit 24 % in den Barberfallen. In den Fotoelektoren waren beide Arten mit 23 % bzw. 31 % vertreten. Zu ihnen gesellten sich noch die Limaciden *Limax cinereoniger* mit 23 % und *Lehmannia marginata* mit 15 %, welche beide zu den kletternden Formen gezählt werden können. Die tatsächlich höhere Mobilität der großen Arioniden gegenüber ihren kleineren Verwandten wird durch das umgekehrte Verhältnis ihrer Siedlungsdichten in den Quadratproben bekräftigt. Die Verteilung der Schnecken auf die drei Streuschichten L-, F- und H-Schicht ist aus Abbildung 2 ersichtlich. Über 60 % der Schnecken halten sich in der L-Schicht auf. Sie vereinigen etwa den gleichen Anteil an Biomasse in sich. Diese jeweils annäherungsweise Gleichverteilung von Individuen und Biomasse in den drei Bodenschichten deutet auf eine etwa gleiche Größenverteilung innerhalb der einzelnen Schichten hin. Es ist also bei den Schnecken nicht so, wie Erfahrungen aus anderen Bodentiergruppen vermuten lassen, daß in der L-Schicht besonders die großen Schnecken und in den Schichten darunter

wegen des größeren Raumwiderstandes hauptsächlich die kleinen Exemplare anzutreffen sind. Würde man die oberflächenaktiven *Arion rufus*-Exemplare aus den Barberfallen mit einbeziehen dürfen, würde sich das Bild wegen der sicherlich geringen Siedlungsdichte dieser Art nur geringfügig zugunsten eines höheren Biomasseanteils der L-Schicht verschieben.

Die Siedlungsdichte der Gesamtschneckenfauna im Verlaufe eines Jahres (Durchschnitt von 1977–1987) ist in Abbildung 3 a dargestellt. Auffällig sind die beiden kräftigen Maxima im Frühsommer und im Spätherbst. Diese Populationsdynamik wird geprägt von den Angehörigen des *Arion hortensis*-Komplexes (Abb. 4 a).

Auch die Aktivitätsdichte der Schneckenpopulation ist im Juni am höchsten und beträgt im Durchschnitt der Jahre 1977–1985 nur 3–4 Tiere pro 10 Barberfallen und Woche (Abb. 3 b). Dieses Sommermaximum in den Barberfallen wird gebildet von den beiden *Arion*-Arten *A. rufus* und *A. subfuscus* (Abb. 4 b, c). Der Jahresverlauf der Aktivitätsdichte von *A. rufus* stimmt sehr gut mit dem univoltinen Entwicklungsrhythmus der Art überein, deren Adulti im Herbst nach der Eiablage absterben, so daß nur Eier und juvenile Exemplare überwintern.

Die Fangzahlen der Fotoelektoren waren das ganze Jahr über sehr niedrig und lagen im Spätwinter und Frühjahr nahe Null (Abb. 3 c).

Bei Betrachtung der durchschnittlichen Siedlungs- und

Aktivitätsdichte der einzelnen Jahre (Abb. 5) fällt die relativ gute Parallelität zwischen den Fangzahlen der Quadratproben und denen der Barberfallen auf. Diese Abhängigkeit ist nur in den Jahren 1981 und 1982 „gestört“. Gleichzeitig ist zu beobachten, daß 1980 und die Jahre 1984–1986 schwache Schneckenjahre waren, was sich teilweise auf die relativ trockene und gleichzeitig kühle Witterung dieser Jahre zurückführen läßt. 1981 und 1982 dagegen waren feuchtwarme Jahre. Für die Zeit vor 1979 und nach 1986 liegen keine Klimadaten aus dem Untersuchungsgebiet vor. Die Werte der Wetterstation Karlsruhe lassen sich jedoch zu einem groben Vergleich heranziehen, da die mittlere Jahrestemperatur im Untersuchungsgebiet sehr gut und auch die Jahressumme der Niederschläge noch einigermaßen mit den entsprechenden Werten in Karlsruhe korreliert sind (BECK 1988). Danach ergibt sich für die beiden Abundanzmaxima 1978 und 1987 zumindest kein Widerspruch in der Argumentation: 1978 war zwar etwas kälter, dafür aber niederschlagsreicher als im Mittel und 1987 war ein „Durchschnittsjahr“.

Die Rolle der Schnecken beim Abbaugeschehen im Buchenwaldboden bemißt sich weitgehend nach ihrer Ernährung. Entsprechend den Angaben von FRÖMMING (1958) und ZILCH & JAECKEL (1962) werden *A. rufus* als

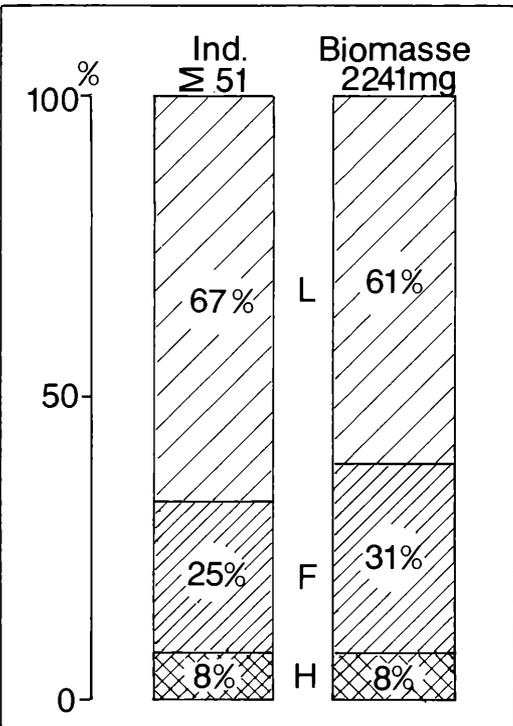


Abbildung 2. Prozentuale Verteilung der Schnecken und deren Biomasse auf die drei Bodenschichten (L-, F- und H-Schicht) im Moderbuchenwald des Stadtwaldes Ettlingen im Durchschnitt der Jahre 1980–1982.

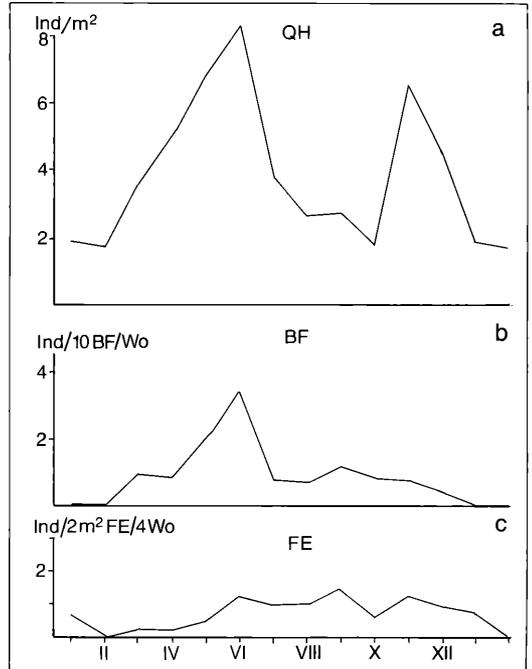


Abbildung 3. Durchschnittliche jahreszeitliche Entwicklung der Gesamtschneckenfauna im Ettlinger Buchenwald. a = Siedlungsdichte aus Quadratproben, b = Aktivitätsdichte ermittelt mit Barberfallen, c = Aktivitätsdichte in Fotoelektroden.

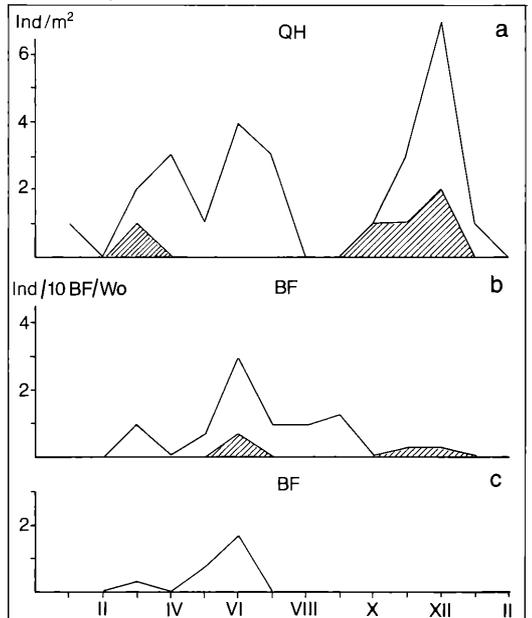


Abbildung 4. Populationsdynamik einzelner Arten (schraffierte Fläche = Jungtiere). a = Siedlungsdichte von *Arion hortensis* (-Komplex); b = Aktivitätsdichte von *Arion rufus*, c = Aktivitätsdichte von *Arion subfuscus*.

omnivor und *A. hortensis*(-Komplex) als herbivor und mycophag eingestuft. Die Limaciden sind ebenfalls weitgehend Pilzfresser, der relativ seltene *Discus rotundatus* ist saprophag. Wie SCHÖNBORN & DUMPERT (1986) für den Ettlinger Moderbuchenwald nachweisen konnten, beträgt der Anteil der Pilze an der Mikroflora über 95 %, so daß die mycophagen Arten eine genügend große Nahrungsgrundlage vorfinden.  
Über die Menge der aufgenommenen Nahrung und deren Verwertung wurden keine Untersuchungen ange-

stellt. Um derartige Angaben wenigstens näherungsweise anführen zu können, wird auf die Stoff- bzw. Energiebilanzgleichungen zurückgegriffen:

$$C = P + R + F \text{ und } P + R = A$$

Es bedeuten: A = Assimilation; C = Konsumtion; F = Faeces (Exkretion); P = Produktion; R = Respiration. Als Meßdaten liegen die Individuendichte, die Biomassendichte und die Temperatur vor. Mit diesen Daten läßt sich die Respiration (R) nach der Gleichung von RYSZKOWSKI (1975) in LUXTON (1982) berechnen (FRANKE

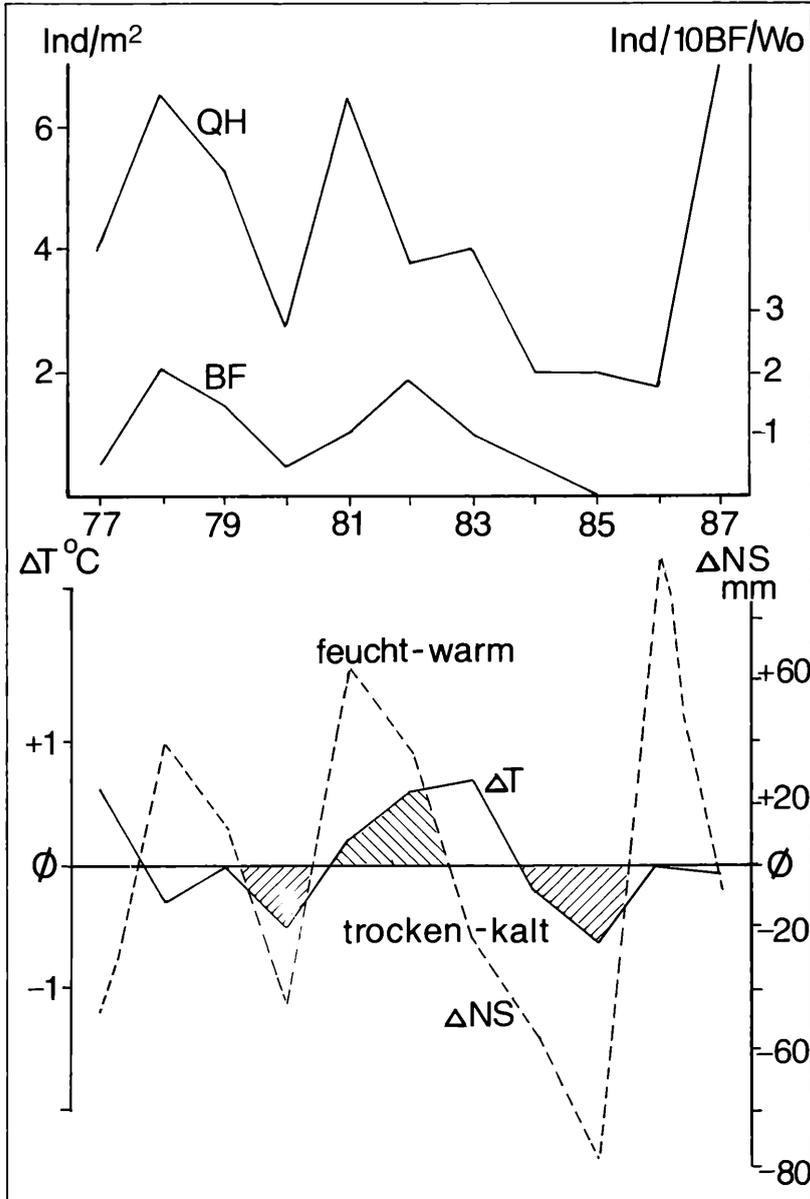


Abbildung 5. Jahresdurchschnittliche Siedlungs- bzw. Aktivitätsdichte der Gesamtschneckenfauna (oben) sowie die Abweichungen der Jahresdurchschnittstemperatur und des Jahresniederschlages vom jeweiligen Durchschnitt des gesamten Untersuchungszeitraumes (unten). Die Wetterdaten für 1977, 1978 und 1987 wurden aus Werten des Wetteramtes Karlsruhe abgeleitet (s. Text).

1989). Sie lautet:

$$R_{15} = 0,357 \cdot FG^{0,813} [\mu\text{l O}_2/\text{mg FG h}]$$

Individuenabundanz, Biomassenabundanz und Respiration ( $\bar{\sigma}$  1980–1982) sind in Abbildung 6 dargestellt. Auffällig sind wiederum die beiden kräftigen Maxima im Frühsommer und Spätherbst. Die Respirationwerte im Herbst sind trotz etwa gleich hoher Individuen- und Biomassendichte deutlich niedriger als im Frühsommer, was auf die geringere Aktivität in der um etwa  $10^\circ$  kälteren Jahreszeit hinweist; der Berechnung liegt ein  $Q_{10}$ -Wert von 2 zugrunde.

Die in einem Jahr im Durchschnitt von den Schnecken veratmete Energie beträgt nach Addition der 12 Monatswerte  $3,78 \text{ kJ/m}^2/\text{a}$ , das sind  $0,04\%$  des alljährlich durch Laubfall eingetragenen Energieangebots von  $10250 \text{ kJ/m}^2/\text{a}$ .

Unter Verwendung des an *Arion ater* ermittelten R/A-Wertes (Assimilationsleistung) von  $0,7$  (JENNING & BARKHAM, 1976) und dem an *Discus rotundatus* ermittelten A/C-Wertes von  $0,5$  bis  $0,7$  (MASON 1970) ergibt sich entsprechend der Bilanzgleichungen eine Jahreskonsumtion von  $10,8$  bis  $7,1 \text{ kJ/m}^2$ . Diesen Berechnungen liegen die Abundanzwerte aus den Quadratproben zugrunde, in denen die großen *Arion rufus*-Tiere fehlen. Mit einer Biomasse von  $2\text{--}5 \text{ g/Ind.}$  sind sie jedoch mindestens 15mal schwerer als der Durchschnitt der übrigen Arten. Leider läßt sich die Siedlungsdichte von *Arion rufus* aus unseren Fängen nicht berechnen und auch kaum ab-

schätzen. Doch dürfte sie immerhin so groß sein, um den unteren Wert der Jahreskonsumtion von  $7,1 \text{ kJ/m}^2$  auszuschließen.

Damit läßt sich abschätzen, daß die Schneckenpopulation in unserem Buchenwald etwa  $1\%$ , maximal  $2\%$  des jährlichen Energieeintrags in Form von Fallaub oder von bereits z. B. in Pilzbiomasse überführtem Fallaub veratmet. Der Beitrag der Schnecken beim Abbau des Streueintrages und bei der Nährstoffrückführung im untersuchten Moderbuchenwald spielt somit nur eine untergeordnete Rolle.

#### 4. Literatur

- ANT, H. (1969): Die malakologische Gliederung einiger Buchenwaldtypen in Nordwest-Deutschland. – *Vegetatio*, **18**: 374–386; Dordrecht.
- BECK, L. & MITTMANN, H.-W. (1982): Zur Biologie eines Buchenwaldes. 2. Klima, Streuproduktion und Bodenstreu. – *Carolina*, **40**: 65–90; Karlsruhe.
- BECK, L. (1988): Bestandes- und Bodenklima eines Buchenwaldes im nördlichen Schwarzwald. – *Carolina*, **46**: 141–144; Karlsruhe.
- BLESS, R. (1977): Die Schneckenfauna des Kottenforstes bei Bonn (Mollusca: Gastropoda). – *Decheniana*, **130**: 77–100; Bonn.
- BÜRK, R. & JUNGBLUTH, J. H. (1982): Erfassung der westpalaarktischen Tiergruppen. Fundortkataster der Bundesrepublik Deutschland. Teil 14. Regionalkataster des Landes Baden-Württemberg. Prodrum zu einem Atlas der Mollusken

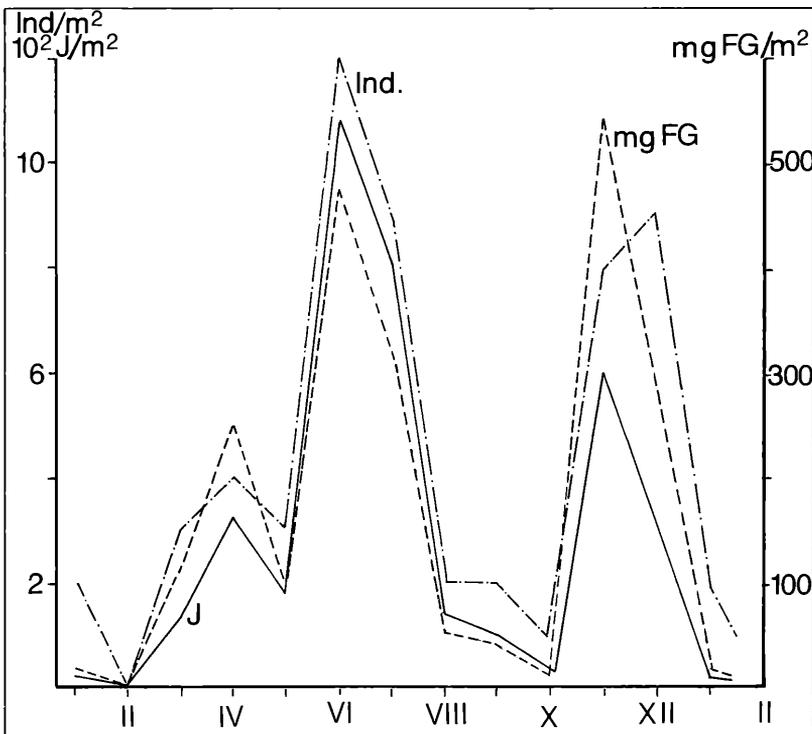


Abbildung 6. Individuenabundanz, Biomassenabundanz und Respiration der Schneckenfauna aus den Quadratproben im Verlaufe eines Jahres ( $\bar{\sigma}$  1980–1982).

- von Baden-Württemberg.
- CORSMANN, M. (1981): Untersuchungen zur Ökologie der Schnecken (Gastropoda) eines Kalkbuchenwaldes: Populationsdichte, Phänologie und kleinräumige Verteilung. – *Drosera*, **81**: 75–92; Oldenburg.
- EHRMANN, P. (1933): Weichtiere, Mollusca. – In: *Die Tierwelt Mitteleuropas*. II, 1 (Tl. I–II), 264 S.; Leipzig (Nachdruck 1956).
- FRANKE, U. (1985): Zur Biologie eines Buchenwaldbodens. 5. Die Weberknechte. – *Carolinea*, **42**: 107–114; Karlsruhe.
- FRANKE, U., FRIEBE, B. & BECK, L. (1988): Methodisches zur Ermittlung der Siedlungsdichte von Bodentieren aus Quadratproben und Barberfallen. – *Pedobiologia*, **32**: 253–264; Jena.
- FRANKE, U. (1989): Lebensraum Buchenwaldboden. 5. Die Makrofauna. – *Verh. Ges. Ökol. Göttingen*, **1987**: 71–75; Göttingen.
- FRIEBE, B. (1983): Zur Biologie eines Buchenwaldbodens. 3. Die Käferfauna. – *Carolinea*, **41**: 45–80; Karlsruhe.
- FRÖMMING, E. (1958): Die Rolle unserer Landschnecken bei der Stoffumwandlung und Humusbildung. – *Z. angew. Zoologie*, **45**: 341–350; Berlin.
- JENNINGS, T. J. & BARKHAM, J. P. (1976): Quantitative study of feeding in woodland by the slug *Arion ater*. – *Oikos*, **27**: 168–173; Copenhagen.
- JUNGBLUTH, H. J. & BÜRK, R. (1985): Vorläufige „Rote Liste“ der bestandsgefährdeten Schnecken und Muscheln in Baden-Württemberg. – *Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.*, **59/60**: 121–142; Karlsruhe.
- KERNEY, M. P., CAMERON, R. A. D. & JUNGBLUTH, J. H. (1983): Die Landschnecken Nord- und Mitteleuropas. – 384 S.; Hamburg (P. Parey).
- LUXTON, M. (1982): Quantitative utilization of energy by soil fauna. – *Oikos*, **39**: 342–354; Copenhagen.
- MASON, C. F. (1970): Food, Feeding Rates and Assimilation in Woodland Snails. – *Oecologia*, **4**: 358–373; Berlin.
- SCHÖNBORN, W. & DUMPERT, K. (1986): Zur Biologie eines Buchenwaldbodens. 8. Die Mikroflora. – *Carolinea*, **44**: 129–138; Karlsruhe.
- VOGEL, R. (1938): Zur Kenntnis der Nacktschnecken, insbesondere ihrer Verbreitung in Württemberg. – *Jh. Ver. vaterl. Naturkde. Württ.*, **94**: 169–179; Stuttgart.
- ZILCH, A. & JAECKEL, S. G. A. (1962): Ergänzungen und Berichtungen zum rezenten und quartären Vorkommen mitteleuropäischer Mollusken. – In: *Die Tierwelt Mitteleuropas*. II, 1 (Ergänzungen): 25–294, 111 Abb.; Leipzig.

WILLI MATTHES &amp; KONRAD SCHMIDT

# Zwei für die Fauna der Bundesrepublik Deutschland neue „Riesenschlupfwespen“ (*Megarhyssa gigas* und *M. perlata*, Hymenoptera, Ichneumonidae)

## Kurzfassung

Aus dem Stamm einer toten Feldulme (*Ulmus minor*) wurden die Schlupfwespen *Megarhyssa gigas* (LAXMANN 1770) und *M. perlata* (CHRIST 1791) gezogen. Als Wirt wurde die Holzwespe *Tremex fuscicornis* (FABRICIUS 1787) festgestellt. Damit sind alle vier in der Westpaläarktis verbreiteten *Megarhyssa*-Arten im Gebiet der BRD nachgewiesen. Die Bedeutung des Fundgebietes, eines Restes der Hartholzaue des Rheines bei Bobenheim-Roxheim südlich von Worms, wird diskutiert. Über vergebliche Bemühungen um eine Unterschutzstellung dieses Altholzbestandes seit 1950 (!) und über seine Zerstörung wird berichtet.

## Abstract

***Megarhyssa gigas* and *M. perlata* (Hymenoptera, Ichneumonidae) two new species for the area of the Federal Republic of Germany.**

The Ichneumonids *Megarhyssa gigas* (LAXMANN 1770) and *M. perlata* (CHRIST 1791) were reared from the stem of a dead field elm (*Ulmus minor*). The Siricid *Tremex fuscicornis* (FABRICIUS 1787) was ascertained as the host. In the area of the FRG all the four western-palaearctic *Megarhyssa*-species are established now. The ecological importance of the locality, a rest of the hardwood lowland forest of the Rhine near Bobenheim-Roxheim south of Worms, is discussed. Fruitless efforts to protect this mature forest since the year 1950 (!) and its destruction are reported.

## Autoren

WILLI MATTHES, Mittelstraße 36, D-6712 Bobenheim-Roxheim, Prof. Dr. KONRAD SCHMIDT, Zoologisches Institut der Universität Karlsruhe, Kornblumenstraße 13, D-7500 Karlsruhe 1.

## 1. Einleitung

Die vier westpaläarktischen Arten der Gattung *Megarhyssa* gehören weltweit zu den größten Schlupfwespen. Die Weibchen von *Megarhyssa gigas* (LAXMANN 1770) werden einschließlich Legebohrer bis 12,5 cm lang. Als Wirte kommen wohl ausschließlich Holzwespenlarven (Siricidae) in Betracht (OEHLKE 1967, AUBERT 1969, KAZMIERCZAK 1981). *Xiphydria camelus* (Xiphydriidae, Siricoidea) und der Heldbock *Cerambyx cerdo* (Cerambycidae, Coleoptera) sind so schlecht belegt, daß sie von der Liste der Wirte gestrichen werden sollten.

Bei Nadelholz bewohnenden Holzwespen (*Sirex juvenis* und *Urocerus gigas*) schmarotzt *Megarhyssa emarginatoria* (THUNBERG 1822). Im Gebiet der BRD kennen wir diese Art aus dem Schwarzwald (zuletzt

1955, vgl. SCHMIDT & ZMUDZINSKI 1983) und aus Südbayern: Tegernsee (KRIECHBAUMER 1889) und Berchtesgaden (HEINRICH 1949).

Die drei übrigen Arten *M. gigas* (LAXMANN 1770), *M. perlata* (CHRIST 1791) und *M. superba* (SCHRANK 1781) sind Parasiten von *Tremex fuscicornis* und *Tremex magus*, die sich beide in Laubhölzern entwickeln. Eine sichere Determination ist erst seit NOSKIEWICZ (1957, 1958) möglich (vgl. auch CONSTANTINEANU & MUSTATA 1968, KASPARYAN 1981).

Wie zahlreich diese drei *Megarhyssa*-Arten noch zu Beginn unseres Jahrhunderts in einigen Gebieten der heutigen DDR waren, zeigt BISCHOFF (1916), dem 125 ♂♂ und 133 ♀♀ vorlagen, die aus der Rostocker Heide, Schwerin, dem Finkenkrug bei Berlin, Strausberg, Bad Freienwalde und aus Thüringen stammten. Geregelt Forstwirtschaft hat hier für Ordnung gesorgt, so daß nur noch ein neuerer Fund bekannt wurde: 1 ♂ 22. 5. 1952 Dessau leg. HEIDENREICH (NOSKIEWICZ 1958).

Von den „klassischen Fundplätzen“ liegt uns folgendes Material vor:

*Megarhyssa gigas* (LAXMANN 1770)

2 ♂♂, 1 ♀ Rostocker Heide 7. 1913 leg. FRIESE.

*Megarhyssa perlata* (CHRIST 1791)

1 ♂ Finkenkrug (bei Berlin) 1. 6. 1916 leg. BOLLOW.

1 ♂ Berlin Erlenkl(after?) 9. 6. leg. SCHIRMER. (SCHIRMER sammelte etwa 1900–1920 in Berlin und Umgebung.)

*Megarhyssa superba* (SCHRANK 1781)

2 ♂♂, 1 ♀ Rostocker Heide 7. 1913 leg. FRIESE.

1 ♀ Döhl. Heide 1900. (2. Zettel): ROB. SCHMIDT ex coll. STAUDINGER. Sehr wahrscheinlich darauf ist HAUPT (1913) zu beziehen. Er schreibt: „... im Jahr 1900 in der Döläuer Heide (bei Halle/S.) gefangen. Leider fehlt das genaue Fangdatum.“

Zwei Fundmeldungen aus dem Gebiet der BRD sind auf diese Artengruppe zu beziehen:

1) „*Thalessa clavata* F., häufig (!) Frankfurter Wald; auch von Herren Gebrüder STERN aus Holz erzogen“ (JAENNICKE 1868).

Gut dazu paßt die Notiz bei BRAUNS (1879), daß „*Sirex*“ (= *Tremex fuscicornis* F. bei Frankfurt a. M. von v. HEYDEN und STERN (!) festgestellt worden sei. Welche der drei bei TREMEX parasitierenden *Megarhyssa*-Arten JAENNICKE (1868) vorlag bzw. vorlagen, ist nicht mehr festzustellen, da die Sammlung JAENNICKE verschollen

ist (vgl. SCHMIDT 1969). In der Sammlung v. HEYDEN, die im Senckenberg-Museum aufbewahrt wird, befindet sich keine *Megarhyssa* (KOPELKE briefl. Mitt.).

2) „*Thalessa citraria* Ol. 1 ♂ Worms.“ (HABERMEHL 1917).

Dieses Tier wird im Senckenberg-Museum Frankfurt a. M. verwahrt und trägt das Etikett „Roseng. 14. 9. 07“ (= „im sog. Rosengarten bei Worms“ HABERMEHL [1904]: 21). Wir haben dieses Tier überprüft. Es ist 1 ♂ von *Megarhyssa superba* (SCHRANK 1781).

Bau und Funktion der für *Megarhyssa* charakteristischen „Gelenkhautblase“, die beim senkrechten Ansetzen des Legebohrers auf das Holz zwischen dem 7 und 8. Hinterleibssegment ausgestülpt wird, haben BAUMANN (1923) und ABBOTT (1934) beschrieben (vgl. Abb. 2). Die Untersuchungen der Biologie der mitteleuropäischen *Megarhyssa*-Arten von STROJNY (1956) und KAZMIERCZAK (1981) sind polnisch geschrieben und enthalten nur eine kurze englische Zusammenfassung. Sehr interessant sind auch die Verhaltensbeobachtungen an den drei nordamerikanischen *Megarhyssa*-Arten, die bei *Tremex columba* (LINNAEUS) parasitieren, von HEATWOLE et al. (1962).

Herzlichen Dank schulden wir Herrn Dr. K. P. KOPELKE, Senckenbergmuseum Frankfurt a. M., für die Zusendung von „*Thalessa citraria*“ aus der coll. HABERMEHL und die Durchsicht der coll. v. HEYDEN auf *Megarhyssa* der *gigas*-Gruppe. Das Foto der Abbildung 7 wurde von Herrn W. MÜLLER, Zoolog. Institut der Universität Karlsruhe, angefertigt, dem auch an dieser Stelle herzlich gedankt sei. Alle übrigen Fotos: W. MATTHES.

## 2. Fundumstände

Am 26. 7. 1986 beobachtete W. MATTHES im „Heyl'schen Wäldchen“ bei Bobenheim-Roxheim südlich von Worms auf dem gefällten Stamm einer zum Teil rindenlosen Feldulme (*Ulmus minor*) ein Insekt (Abb. 3). Daß es sich um das ♂ einer großen Schlupfwespenart handelte, wurde erkennbar, als der Partner sich in unmittelbarer Nähe niederließ und den auffallend langen Legebohrer zwischen den sich heftig bewegenden Fühlern des ♂ senkrecht auf das Holz setzte (Abb. 5). Ein entsprechendes Verhalten wurde bisher noch bei keiner *Megarhyssa*-Art beobachtet. Da die Einstichstelle für die Eiablage auf der nach unten gerichteten Stammseite lag, mußte das ♀ mit dem Rücken nach unten den Legebohrer in das Holz einführen. Die Abbildungen sind um 180° gedreht und geben daher nicht die tatsächliche Position wieder.

Es gelangen mehrere Blitzlichtaufnahmen, die jedoch nur die Vorbereitungsphase der Eiablage festzuhalten vermochten (Abb. 4, 5). Die beiden Schlupfwespen waren gegen Störungen sehr empfindlich. Dreimal innerhalb einer Stunde wurden beide Partner jeweils zu Beginn des Eiablagevorganges gestört. Sie verschwanden jedesmal im Blätterdach des Waldrandes. Auffallend war, daß nach jeder Störung das ♂ zuerst wieder an die ursprüngliche Stelle zurückkehrte, dem dann das ♀ im Abstand von etwa einer Minute folgte.

Über das Erkundungsverhalten der *Megarhyssa*-Männchen ist folgendes bekannt: Die ♂ versuchen, die aus dem Holz ausschlüpfenden ♀ wohl mit Hilfe ihrer Rietsensillen auf den Fühlern zu orten, um sofort nach dem Ausschlüpfen der Weib-

chen zur Begattung zur Stelle zu sein (HEATWOLE et al. 1962). Nach STROJNY (1956) soll die Begattung bei *Megarhyssa perlata* sogar schon während des Ausschlüpfens, während das Abdomen des ♀ noch im Holz steckt, erfolgen. Bei *Megarhyssa nortoni* (CRESSON 1864) findet die Kopulation statt, bevor das Weibchen das Holz verlassen hat (NUTTAL 1973, zitiert nach GAULD & BOLTON 1988). Nach KAZMIERCZAK (1981) trifft dies für alle europäischen *Megarhyssa*-Arten zu. Nach der Kopulation interessieren sich die ♂ nicht mehr für dieses ♀. In derselben Weise wie die ♂ mit den nach unten gerichteten Fühlern auf das Holz tippen versuchen die begatteten ♀ Holzwespenlarven aufzuspüren, um sie mit einem Ei zu belegen. Wie ist das von W. MATTHES dokumentierte merkwürdige Zusammenspiel des *Megarhyssa gigas* ♂ mit „seinem“ ♀ zu erklären? (vgl. Abb. 5). Ob das Holz an dieser Stelle, einem Riß im Holz, zufällig sowohl nach einer Wirtslarve als auch nach einem ausschlüpfenden *Megarhyssa* ♀ „roch“? Oder ist das postkopulatorische Verhalten der ♂ von *Megarhyssa gigas* anders als das von *Megarhyssa perlata* (STROJNY 1956) und der drei nordamerikanischen von HEATWOLE et al. (1962) beobachteten *Megarhyssa*-Arten?

Da die von K. SCHMIDT überprüften Aufnahmen zunächst keine eindeutige Artbestimmung zuließen, an der Bedeutung der Funde jedoch kein Zweifel bestand, wurde der für die Eiablage benutzte Stammabschnitt nach der Fortpflanzungsperiode geborgen und unter einem Schnakengitter im Freien aufbewahrt. Diese Maßnahme erwies sich als erfolgreich, da im Mai und Juni 1987 Imagines der bisher in der Bundesrepublik noch nicht festgestellten Schlupfwespenarten *Megarhyssa gigas* und *M. perlata* schlüpften und zwar sowohl ♂ als auch ♀. Nun konnten auch die Fotos (Abb. 3–5) sicher der Art *Megarhyssa gigas* zugeordnet werden.

1) *Megarhyssa gigas* (LAXMANN 1770) (Abb. 3–5)

1 ♂ 18. 5., 2 ♂ 25. 5.; 1 ♀ 24. 5., 1 ♀, 10. 6., 1 ♀, 14. 6. 1987  
Die ♂ messen 2,3–3,6 cm, die ♀ einschließlich Legebohrer 8,0–12,3 cm.

2) *Megarhyssa perlata* (CHRIST 1791) (Abb. 6)

1 ♂ 9. 6., 1 ♀, 23. 6. 1987. Das ♂ mißt etwa 3,2 cm, das ♀ einschließlich Legebohrer 5,9 cm.

Damit sind alle vier in der Westpaläarktischen vertretenen *Megarhyssa*-Arten durch Sammlungsexemplare belegt im Gebiet der Bundesrepublik Deutschland nachgewiesen!

Nachdem im Jahre 1988 keine weiteren Tiere geschlüpft waren, haben wir im Januar 1989 das Holz gespalten, um nach Spuren der Wirte zu suchen. Außer zwei im Holz abgestorbenen und stark verpilzten ♀ von *Megarhyssa gigas* (LAXMANN) fanden wir zwei ebenfalls von Pilzen überwucherte Imagines von *Tremex fuscicornis* (FABRICIUS 1787) (vgl. Abb. 7) und eine *Tremex*-Puppe. So hat sich auch in diesem Falle *Tremex fuscicornis* zweifelsfrei als Wirt sowohl von *M. gigas* als auch von *M. perlata* erwiesen.

Die Larven von *Tremex fuscicornis* leben polyphag in absterbendem Laubholz. Folgende einheimische Gehölze sind als Futterpflanzen bekannt: Birke (*Betula* spp.), Hainbuche (*Carpinus betulus*), Rotbuche (*Fagus sylvatica*), Pappel (*Populus* spp.), Eiche (*Quercus* spp.), Weide (*Salix* spp.) (EICHORN 1982), Spitzahorn (*Acer platanoides*) (STROJNY 1956), Walnuß (*Juglans regia*) (BETTIG mündl. Mitt.). Durch unsere Untersuchung wird diese Liste um die Feldulme (*Ulmus minor*) vermehrt.

## 3. Bedeutung des Fundgebietes

Das Heyl'sche Wäldchen gehört zum Landgut Nonnen-

hof bei Bobenheim-Roxheim, südlich von Worms. Es ist der Rest einer Hartholzauwe, eines wohl ursprünglichen Ulmen-Eschenauwaldes (*Fraxino-Ulmetum*), der sich in der Entwicklung zu einem Eichen-Hainbuchenwald (*Stellario-Carpinetum*) befindet (N. HAILER briefl.). Bis in die 50er Jahre hielt sich ein plenterwaldartiger Bestandesaufbau aufgrund einer extensiven im „Mittelwaldsystem“ betriebenen Bewirtschaftungsweise (L. C. Frhr. v. HEYL † briefl.).

Eine Pflanzenaufnahme von A. MATTHES (1979) enthält in der Baumschicht unter anderen folgende Arten: Esche (*Fraxinus excelsior*), Feldulme (*Ulmus minor*), Stieleiche (*Quercus robur*), Bergahorn (*Acer pseudo-platanus*). In der Strauchschicht kommt z. B. die Haselnuß (*Corylus avellana*) dazu, die Stieleiche fehlte. Mäiglockchen (*Convallaria majalis*), Blaustern (*Scilla bifolia*) und Einbeere (*Paris quadrifolia*) bilden an verschiedenen Stellen dichte Bestände.

Bis in die Gegenwart hinein dominierten zahlreiche 150- bis 250jährige kräftige Stieleichen, von denen eine beträchtliche Anzahl mehr oder weniger stark vom Großen Eichenbock (*Cerambyx cerdo*) – Rote Liste BRD 1 (GEISER 1984) – befallen war (BETTAG et al. 1980, NIEHUIS 1983). Darüber hinaus existierten im Bestand einige, wahrscheinlich natürlich gealterte, noch aufrecht stehende Baumleichen der Stieleiche.

STEIN (1981) hat in seiner beachtenswerten Arbeit das „Biotopschutzprogramm Altholzinseln im hessischen Wald“ auf die herausragende biologische Bedeutung von Altholzbeständen hingewiesen, die im Kreislaufgeschehen natürlicher Lebensvorgänge des Ökosystems Wald eine unverzichtbare Rolle spielen. Das Heyl'sche Wäldchen bildete eine solche Altholzinsel, da die zum großen Teil noch vitalen, wenn auch anbrüchigen Alteichen, am Beginn eines ökologischen Reifestadiums standen, das heißt, sie beherbergten eine „vielfältige, mit fortschreitendem Zerfall wechselnde, arteigene Lebensgemeinschaft“ (Arbeitskreis Forstliche Landespflege 1987).

Soweit wir wissen, wurde dieser ca. 20 ha große Altholzbestand entomologisch noch nicht systematisch untersucht. Es sind Stichprobenuntersuchungen bekannt, die der Biologe K. MÜLLER, Worms, vorgenommen hat. Sie ergaben auf Anheb bemerkenswerte Funde, vor allem von Käfern, die als „Urwaldrelikte“ eine bodenständige Lebensweise führen und auf Reliktstandorte, wie sie das Heyl'sche Wäldchen darstellt, zurückgedrängt sind. An Beispielen seien genannt:

*Trichoferus pallidus* – Rote Liste BRD – 1  
Cerambycidae (Bockkäfer) „vom Aussterben bedroht“  
Bleicher Alteichen-Nachtbock  
Erstnachweis für Rheinland-Pfalz  
(NIEHUIS et al. 1979)

*Lichenophanes varius* – Rote Liste BRD – 1  
Bostrychidae (Bohrkäfer)  
Dunkelflügeliger Holzbohrer

Erstnachweis für Rheinland-Pfalz  
(NIEHUIS 1983)

*Tenebrioides fuscus* – Rote Liste BRD – 2  
Ostomidae (Flachkäfer) „stark gefährdet“  
Brauner Finsterkäfer  
Erstnachweis f. Rheinhessen-Pfalz  
(NIEHUIS 1983)

*Pycnomerus terebrans* – Rote Liste BRD – 2  
Colydiidae (Rindenkäfer)  
Dornschielen-Rindenkäfer  
Erstnachweis f. Rheinhessen-Pfalz  
(NIEHUIS 1983)

*Colydium elongatum* – Rote Liste BRD – 2  
Colydiidae (Rindenkäfer)  
Länglicher Fadensackkäfer  
Erstnachweis für Rheinhessen  
(NIEHUIS 1983)

Der Anwesenheit des Großen Eichenbockes als Nischenbereiter für holzbewohnende Insekten ist eine ähnlich wichtige ökologische Bedeutung beizumessen, wie sie den Spechten, insbesondere dem Schwarzspecht (*Dryocopus martius*), zukommt, der in alten ausgereiften Wäldern Starkholzbestände besiedelt und eine Schlüsselfunktion für eine ganze Reihe von Nachfolgertypen – Insekten, Vögel, Säuger – ausübt (STEIN 1981). Wie die Altholz bewohnenden Käfer sind auch die Holzwespen solche Nischenbereiter. In dem von uns gezwingerten Feldulmen-Holzblock fanden wir in alten Fraßgängen ausgeschlüpfter *Tremex fuscicornis* 5 Nester der Grabwespengattung *Passaloecus* (Sphecidae) mit den charakteristischen Nestverschlässen aus Pflanzenharz und mit als Larvennahrung eingetragenen Blattläusen.

Unter den 70 von W. MATTHES für das Heyl'sche Wäldchen ermittelten Vogelarten waren alle einheimischen Spechte – Zwerg- (*Picooides minor*), Mittel- (*Picooides medius*), Bunt- (*Picooides major*), Grau- (*Picus canus*), Grün- (*Picus viridis*) und Schwarzspecht (*Dryocopus martius*) als Brutvögel vertreten.

Der Fund der beiden *Megarhyssa*-Arten sowie der Nachweis der erwähnten „Urwaldrelikte“ dokumentieren die herausragende Bedeutung dieses Lebensraumes. Sie verleihen diesem ursprünglichen Altholzbestand, Rest der entlang des gesamten rheinland-pfälzischen Rheingrabens fast vollständig zerstörten Hartholzauwe, das Prädikat höchster Schutzwürdigkeit.

#### 4. Naturschutz

Bereits Ende der 50er Jahre (!) empfahl H. SCHNEIDER, Kreisbeauftragter für Naturschutz, in einem an das Landratsamt Frankenthal gerichteten Antrag, das „Heyl'sche Wäldchen“, sowie andere weitgehend na-

turnahe Landschaftsbestandteile des ca. 400 ha großen Landgutes Nonnenhof als Naturschutzgebiet auszuweisen, da es „dringend geboten sei, dieses Kleinod in unserer ohnedies schon unverantwortlich ausgeräumten Landschaft zu erhalten und vor etwaigen Zugriffen zu bewahren“.

Anlaß dazu war der Beginn der Läuterung und Durchforstung des Altholzbestandes mit dem Ziel der Verjüngung. Bereits 1980 waren mehr als vier Fünftel der gesamten Waldfläche „aus den Bemühungen der letzten 30 Jahre neu hervorgegangen“ (L.C. Frhr. v. HEYL † briefl.) (Abb. 1).

Um eine totale Ausräumung zu verhindern, bemühten sich die beiden Landespflegeverbände Bund für Umwelt- und Naturschutz Deutschland (BUND) und Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz (GNOR) um einen Nutzungsverzicht der noch verbliebenen Alteichen. Zum damaligen Zeitpunkt – Ende der 70er Jahre – wäre auf der Basis der noch vorhandenen Bestände eine kleinräumige, flächenhafte Biotopvernetzung und wahrscheinlich eine Existenzsicherung der Waldlebensgemeinschaft möglich gewesen.

Frhr. v. HEYL, der Besitzer des Waldes, erläuterte indessen mit Schreiben vom 25. 1. 1980 die Notwendigkeit der Verjüngungsmaßnahmen: „Wir dürfen aber unseren Wald auch nicht einfach absterben und tatenlos seinem Untergang zutreiben lassen. Dazu gehört, daß wir

ihn ordnungsgemäß pflegen und verjüngen – eine Forderung, die auch der Gesetzgeber ausdrücklich erhebt. Wir halten uns dabei selbstverständlich an das von der Forstbehörde genehmigte und mit ihrer Hilfe erstellte Forsteinrichtungswerk.“

In diesem Spannungsfeld zwischen ökologischem Gebot, konservativem Selbstbewußtsein, der Ignoranz der Forstbehörde gegenüber dem Sonderstatus dieses Reliktstandortes und der jahrelangen Verzögerungsstrategie der Entscheidungsträger auf allen Verwaltungsebenen mußten die Bestrebungen der Naturschutzverbände auf der Strecke bleiben.

Das 1980 zwischen dem Waldbesitzer und dem seinerzeit designierten Umweltminister von Rheinland-Pfalz ausgehandelte Stillhalteabkommen sah vor, bis zur Klärung eines Finanzierungskonzeptes, alle noch zu diesem Zeitpunkt vorhandenen Eichen zu schonen. Diese Vereinbarung wurde nicht eingehalten. In den folgenden Jahren wurden viele Alteichen gefällt (Abb. 2), so daß dem beabsichtigten Altholzinselprojekt, dem ersten in Rheinland-Pfalz, die biologische Grundlage weitgehend entzogen worden ist.

Zwar konnten die Landespflegeverbände 1987 die Ausweisung von 17 Alteichen als Naturdenkmale erreichen. Diese erfüllen jedoch keineswegs die Voraussetzungen einer sich selbst regulierenden, zur Weiterentwicklung, Dauerhaftigkeit und damit zum Überleben fähigen Waldlebensgemeinschaft.



Abbildung 1. Geläuterter Bestand mit 250 Jahre alter Stieleiche. Brutbaum u. a. von Wespenbussard (*Pernis apivorus*), Schwarzmilan (*Milvus migrans*), Waldkauz (*Strix aluco*), Mittel- und Kleinspecht (*Picoides medius* und *minor*). Aufnahme 4. 1. 1985.



Abbildung 2. Gefällte Alteichen. Aufnahme 27. 12. 1986.

## 5. Literatur

- ABBOTT, C. E. (1934): How *Megarhyssa* deposits her eggs. – J. N. Y. Ent. Soc., **42**: 127–133; New York.
- ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE (1987): Biotop-Pflege im Wald. Ein Leitfaden für die forstliche Praxis. – 230 S.; Greven.
- AUBERT, J.-F. (1969): Les Ichneumonides ouest-palaearctiques et leurs hotes. 1. Pimplinae, Xoridinae, Acaenitinae. – 299 S. Ed. Quatre Feuilles; Alfortville.
- BETTAG, E., NIEHUIS, M., SCHIMMEL, R., VOGT, W. (1980): Bemerkenswerte Käferfunde in der Pfalz und benachbarten Gebieten. 5. Beitrag zur Kenntnis der Käfer der Pfalz. – Pfälzer Heimat, **31** (1): 2–8; Speyer.
- BISCHOFF, H. (1916): Einige Bemerkungen zur Gattung *Thalassa* (Hym., Ichneumonidae). – Archiv f. Naturgesch. (A), **82**: 50–53; Leipzig.
- BRAUNS, S. (1879): Hymenopterologisches. – Archiv Ver. Freunde Naturgesch. Mecklenburg, **32**: 75–76; Neubrandenburg.
- CONSTANTINEANU, M. I., MUSTATA, G. (1968): Contributions à l'étude des Rhyssini (Hymenoptera – Ichneumonidae) de la Roumanie. – Trav. Mus. Hist. Nat. Grigore Antipa, **9**: 395–429; Bucuresti.
- EICHHORN, O. (1982): Familienreihe Siricoidea. – In: SCHWENKE, W. (ed.): Die Forstschädlinge Europas. Bd. 4 Hautflügler und Zweiflügler: 196–231; Berlin.
- GAULD, I. & BOLTON, B. (1988): The Hymenoptera. – 332 S.; Oxford Univ. Press; Oxford.
- GEISER, R. (1984): Rote Liste der Käfer (Coleoptera). – In: BLAB, J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W., SUKOPP, H.: Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland: 75–114; Greven.
- HABERMEHL, H. (1904): Beiträge zur Kenntnis der Ichneumoniden 1. Teil. – Wiss. Beil. Jber. Grossh. Gymnas. Oberrealsch. Worms 1903/04: 37 pp; Worms.
- HABERMEHL, H. (1917): Beiträge zur Kenntnis der paläarktischen Ichneumonidenfauna. – Z. wiss. Insektenbiol., **13**: 161–168; Berlin.
- HAUPT, H. (1913): Beiträge zur Hymenopteren-Fauna von Halle a. S. und Umgegend. – Mitt. ent. Ges. Halle, **5–7**: 47–62; Halle/S.
- HEATWOLE, H., DAVIS, D. M., WENNER, A. M. (1962): The behaviour of *Megarhyssa*, a genus of parasitic hymenopterans (Ichneumonidae: Ephialtinae). – Z. Tierpsychol., **19**: 652–664; Berlin.
- HEINRICH, G. (1949): Ichneumoniden des Berchtesgadener Gebietes (Hym.). – Mitt. Münch. Ent. Ges., **35–39**: 1–101; München.
- JAENNICKE, F. (1868): Die Hymenopteren der Umgebung von Frankfurt und Offenbach. – Ber. Offenbach. Ver. Naturk., **9**: 113–133; Offenbach.
- KASPARYAN, D. R. (1981): Pimplinae (Ephialtinae). – In: MEDVEDEV, G. S. (ed.): Keys to the insects of the European part of the UdSSR. Vol. III, Pt. 3: 41–97. Nauka Publishers; Leningrad [russisch].
- KAZMIERCZAK, T. (1981): Polskie Zglebce – Rhyssini (Hymenoptera, Ichneumonidae). – Monografie Fauny Polski, **12**: 1–111. Polska Akad. Nauk. Zaklad Zool Syst. Doswiadc.; Warszawa, Krakow.

- KRIECHBAUMER, J. (1889): Meine diesjährigen in Tegernsee gemachten Erfahrungen über den Fang der *Rhyssa*- und *Ephialtes*-Arten sowie einiger anderer Holzinsekten. – Entomol. Nachr., **15**: 313–316; Dresden.
- MATTHES, A. (1979): Landschaftsveränderungen bei Bobenheim-Roxheim. – Staatsexamensarbeit Geograph. Inst. Univ. Freiburg; Freiburg i. Br.
- NIEHUIS, M. (1978): Bemerkungen zum Thema Altholzinseln. – Natursch. Ornithol. Rheinland-Pfalz, **1** (1): 99–106; Landau.
- NIEHUIS, M. (1983): Bemerkenswerte Käferfunde in der Pfalz und benachbarten Gebieten. 7. Beitrag zur Kenntnis der Käfer der Pfalz. – Pfälzer Heimat, **34** (1): 25–37; Speyer.
- NIEHUIS, M., SCHIMMEL, R., VOGT, W. (1979): Funde sehr seltener Käfer in der Pfalz und in unmittelbar benachbarten Gebieten (3. Teil). – Pfälzer Heimat, **30** (1): 4–10; Speyer.
- NOSKIEWICZ, J. (1957): Remarques sur les espèces du groupe de *Megarhyssa superba* SCHRK. en Silesie (Hymenoptera, Ichneumonidae). – Polsk. Pismo. Ent., **26** (1956): 321–330; Wrocław.
- NOSKIEWICZ, J. (1958): Rhyssini Schlesiens (Hym., Ichneumonidae). – Polsk. Pismo. Ent., **28**: 91–108; Wrocław.
- NUTTAL, M. J. (1973): Pre-emergence fertilization of *Megarhyssa nortoni* (Hymenoptera, Ichneumonidae). – New Zealand Entomologist, **5**: 112–117
- OEHLKE, J. (1967): Westpaläarktische Ichneumonidae 1: Ephialtinae. – Hymenopterorum Catalogus (nova editio) Pars 2. 49 S.; 's-Gravenhage.
- SCHMIDT, K. (1969): Zur Kenntnis der Grabwespenfauna des Rhein-Main-Gebietes (Hymenoptera, Sphecidae). – Senck. biol., **50**: 159–169; Frankfurt a.M.
- SCHMIDT, K., ZMUDZINSKI, F. (1983): Beiträge zur Kenntnis der badischen Schlupfwespenfauna (Hymenoptera, Ichneumonidae) 1. Xoridinae, Acaenitinae, Pimplinae (Poemini, Rhyssini). – Andrias, **3**: 97–103; Karlsruhe.
- STEIN, J. (1981): Biotopschutzprogramm Altholzinseln im hessischen Wald. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspf. Bad.-Württ., **20**: 91–110; Karlsruhe.
- STROJNY, W. (1956): *Thalessa perlata* CHRIST and *Thalessa superba* SCHRANK (Hymenoptera, Ichneumonidae) – parasites of larvae of *Tremex fuscicornis* F. (Hymenoptera, Siricidae). – Acta Parasitol. Polonica, **4**: 819–837; Warszawa.

*neumon gigas* LAXMANN 1770 und LINNAEUS 1758 aufmerksam machte, danken wir auch an dieser Stelle sehr herzlich.

## Literatur

- TOWNES, H., MOMOI, S. & TOWNES, M. (1965): A catalogue and reclassification of the Eastern Palearctic Ichneumonidae. – Mem. Amer. Ent. Inst., **5**: 1–661; Ann Arbor.

## Nachtrag

### *Megarhyssa histrio* (CHRIST 1791) Nomen revocatum.

Bei der Benennung der *Megarhyssa*-Arten folgten wir den Katalogen von OEHLKE (1967) und AUBERT (1969). Der Name *Megarhyssa gigas* ist aber präokkupiert und muß ersetzt werden. *Ichneumon gigas* LAXMANN 1770 und die Holzwespe *Ichneumon* (heute *Urocerus*) *gigas* LINNAEUS 1758 sind primäre Homonyme. Daher muß *Megarhyssa gigas* (LAXMANN 1770) den nächstgültigen Namen *Megarhyssa histrio* (CHRIST 1791) erhalten (vgl. die Beschreibung von ♂ und ♀ bei NOSKIEWICZ 1957). Der Typus von *Ichneumon histrio* CHRIST 1791 (♂ „Deutschland“) ist verloren (TOWNES et al. 1965). Die Deutung von CHRIST's Beschreibung und Abbildung durch NOSKIEWICZ (1957) ist nicht ganz zweifelsfrei, sollte aber unbedingt auch weiterhin akzeptiert werden.

Herrn Dr. K. HORSTMANN, Zoologisches Institut der Universität Würzburg, der uns auf die Homonymie von *Ich-*



Abbildung 3. *Megarhyssa gigas* ♂ am Stamm einer gefällten Feldulme (*Ulmus minor*). Im Holz die kreisrunden Schlupflöcher, wie sie sowohl *Tremex* als auch *Megarhyssa* beim Ausschlüpfen nagen. Aufnahme 26. 7. 1986.

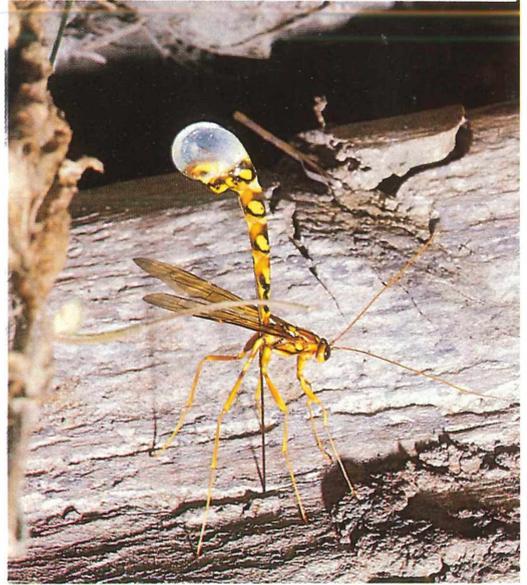


Abbildung 4. *Megarhyssa gigas* ♀ bohrt im Stamm einer gefällten Feldulme. Die charakteristische „Gelenkhautblase“ zwischen dem 7. und 8. Hinterleibssegment kann am Beginn des Bohrvorganges das basale Drittel des Legebohrers aufnehmen. Aufnahme 26. 7. 1986.



Abbildung 5. *Megarhyssa gigas* ♂ und ♀ am Stamm einer gefällten Feldulme. Die Fühler des ♂ haben Kontakt mit dem Legebohrer des ♀. Aufnahme 26. 7. 1986.



Abbildung 6. *Megarhyssa perlata* ♀. Studioaufnahme am 24. 6. 1987.

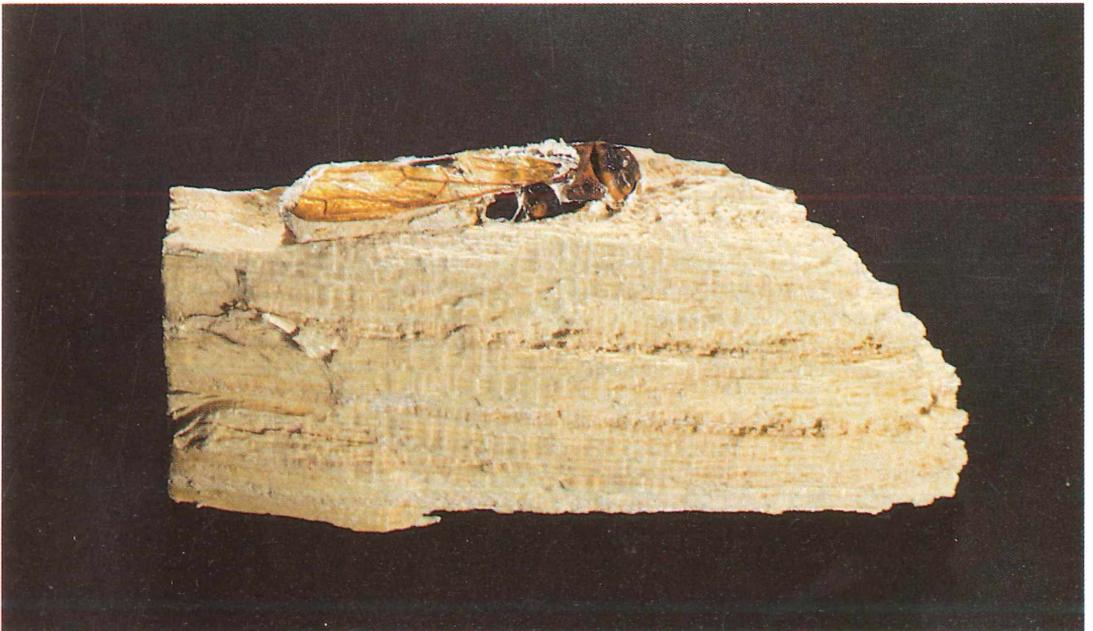


Abbildung 7. Im Brutbaum abgestorbene Imago von *Tremex fuscicornis*. Die Leiche ist bis auf die Cuticula vollständig von Pilzen verdaut. Das den Holzwespenpanzer außen überwuchernde Pilzmyzel wurde sorgfältig abpräpariert.

# Wissenschaftliche Mitteilungen

HANS HERMANN SCHLEICH

## Zur Taxonomie von „*Emys scutella* MEYER H. v.“ (= *Testudo scutella*) (Reptilia, Testudines)

### Kurzfassung

Das Original zu „*Emys scutella*“ konnte von der Dorsalseite her neu präpariert werden und erlaubte somit weitreichendere Beschreibungs- und Vergleichsmöglichkeiten. „*Emys scutella*“ ist daraufhin eindeutig zur Gattung *Testudo* zu stellen. Der Artnamen *scutella* bleibt, obwohl seit letztem Jahrhundert nicht mehr in Gebrauch, erhalten, da Merkmale des Typusexemplares als diagnostisch verwertbar angesehen werden können.

### Abstract

The original type of „*Emys scutella*“ has been reprepared from its dorsal side and revised as belonging to the genus *Testudo*. The specific name was not in use during that century but the type specimen reveals characters that might be diagnostic and prove independency.

### Einleitung

HERMANN VON MEYER beschrieb 1845 in „Fauna der Vorwelt“ neben fossilen Pflanzen, Wirbellosen, Säugetieren, Vögeln, Schlangen, Lurchen und Fischen auch Schildkröten, darunter *Emys scutella* von der mittelmiozänen (MN7/8, mittleres – oberes Astaracium) Fundstelle Oeningen am Schienerberg/Südbaden (s. a. SCHLEICH 1985).

Das Original hierzu befindet sich im Staatlichen Museum für Naturkunde, Karlsruhe und wird dort unter der Inventarnummer TE-185 aufbewahrt.

Freundlicherweise ermöglichte Herr Prof. TRUNKO die Ausleihe und erlaubte auch eine Neupräparation des Stückes. Von dem MEYERSchen Original wurde ein Gipsabguß nach einer Silikonabformung angefertigt. Ein Exemplar hiervon ist jeweils in der Sammlung des Staatlichen Museums für Naturkunde Karlsruhe sowie in der Bayerischen Staatssammlung für Paläontologie in München (Inv. Nr. BSP 1989 I 53), deponiert.

Für die Präparation und die photographischen Abbildungen danke ich den Herren BIMMER und HÖCK, beide am Institut für Paläontologie und historische Geologie der Universität München.

### Zur Fundstelle Öhningen

Die Fundstelle fand bei verschiedensten Autoren bereits mehrmals Erwähnung. Eine Auflistung hierzu findet sich u. a. bei SCHLEICH (1985: 90). KARG, RUTTE, STAUBER und ZÖBELEIN behandeln die allgemeine Paläontologie und Stratigraphie der Lokalität.

Die Darstellung der Reptilienvorkommen ist bei SCHLEICH (1981, 1985) zu entnehmen.

Die Pflanzenfossilien wie Blatt-, Blüten- und Fruchtreste wurden ausführlich von HANTKE (1954) beschrieben.

### Geographische Situation

KARG (1805: 1) informiert detailliert über Namensherkunft und „Lage des Steinbruches“: „der Oeninger-Steinbruch erhielt seine Benennung von dem in Oberschwaben am Ausflusse des Rheines aus dem Untersee nahe bey der Stadt Stein am Rheine liegenden Stifte Oeningen.“

„Dieser Steinbruch liegt an der südlichen Seite des Schienerberges, an dem Ende eines sanften Abhanges, der in eine Ebene übergeht, von welcher man noch eine gute halbe Stunde weit bis auf den Rücken des mit Waldung besetzten Berges zu steigen hat. Der Steinbruch selbst ist wenigstens 500 Fuß über dem rechten Ufer des Untersee's erhaben, und eine starke Stunde von diesem, östlich von Oeningen, entfernt.“ Der Steinbruch wird gewöhnlich „der obere oder der Steinbruch bey Bühl genannt“ (S. 7). Als weitere fossilführende „Oeninger Lokalität“ wird von KARG (S. 17) der „Steinbruch bey Wangen“ aufgeführt. Dieser ist „In der Entfernung einer kleinen Viertelstunde von dem itzt beschriebenen Steinbruche, mehr südlich, und näher gegen den See hin gelegen“

Auch MEYER (1845) berichtet für Oeningen von zwei Steinbrüchen, einem oberen und einem unteren, wobei letzterer 200 Fuß und erster 600 Fuß über dem Rhein läge. Der „Steinbruch bei Bühl“ (so KARG aus MEYER, S. 1) sei dabei „für Versteinerungen berühmter“, als der untere, „Steinbruch bei Wangen“ genannte. Als Fundortangabe für *Emys scutella* findet sich bei MEYER (1845: 17) lediglich folgender Hinweis: „Unter den im Jahr 1843 in den Steinbrüchen von Oeningen aufgefundenen Gegenständen erhielt Geh. Hofrat von SEYFRIED ein Fragment von einer Schildkröte.“ Nach frdl. Mittl. von Prof. TRUNKO stammt der zu behandelnde Fossilrest „mit Sicherheit aus dem oberen Bruch“

### Begleitfauna

An begleitenden Herpeto-Faunenelementen kommen an Reptilien – zumindest nach Literaturberichten – für die Schildkröten *Chelydropsis*, *Trionyx* und *Testudo* (non *Emys*), für die Echsen *Ophisaurus*, für die Schlangen *Coluber* und *Vipera* sowie für die Amphibien die Gattungen *Andrias*, *Orthophyia*, *Chelotriton*, *Tylototriton* und *Latoria*, *Palaeophrynos*, und *Pelophilus* vor. Auch Reste von Klein- und Großsäugern, Vögeln, Fischen und Weichtieren können erwähnt werden.

### Taxonomie und Systematik

Fossilvorkommen der rezenten Sumpfschildkrötengattung *Emys* sind charakteristisch für non-glaziale Ablagerungen aus dem Quartär Europas und gegebenenfalls noch für pliozäne Ablagerungen Südosteuropas (SCHLEICH 1980). Aufgrund paläontologischer Befunde ist eine Existenz der Gattung im Präpliozän Europas anzuzweifeln. So erweckte dies auch meine Aufmerksamkeit für das Original von „*Emys scutella*“ aus dem Mittelmiozän bei der Durchsicht der Karlsruher Sammlung.

Trotz des ursprünglich nur visceral freipräparierten Discusfragmentes eines Jungtieres konnte aufgrund der schwach keilförmigen Pleuraliaplatten eine Zugehörigkeit zur Gattung *Testudo* vermutet werden.

Eine Aufrechterhaltung des Artnamen *scutella* schien aufgrund der eingeschränkten Aussagemöglichkeiten eines fragmentären Panzerrestes, der noch dazu von einem Jungtier stammt, wenig wünschenswert, zudem er seit Ende des letzten Jahrhunderts nicht mehr in wissenschaftlichem Gebrauch war.

Aufgrund charakteristischer Merkmale, die das juvenile und einzige Exemplar zeigt, kann jedoch eine Differenzierung zu anderen Testudiniden erfolgen. Der Artnamen *scutella* bleibt somit valid.

#### ***Testudo scutella* (H. v. MEYER, 1845)**

Holotypus: Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe, Inv. Nr. TE 185

Locus typicus: Öhningen, Schienerberg (Südbaden)

Alter: oberes Mittelmiozän, mittl.-ob. Astaracium (MN7/8)

Diagnose: Pleuralia testudinid; Cervicale beidseits lang, v-förmig; C1/C2-furche median vorspringend; Neuraliaformel: Nu 4-6-4-?

#### Synonymie:

- 1845 *Emys scutella*. – H. v. MEYER 1845, S. 17, Taf. 7, Fig. 2
- 1847 *Emys scutella*. – GIEBEL, S. 58
- 1851 *Emys scutella*. – H. v. MEYER, S. 79
- 1856 *Emys scutella*. – PICTET & HUMBERT, S. 57
- 1869 *Emys scutella*. – MAACK, S. 26, 41
- 1869 *Emys scutella*. – WINKLER, S. 101–109, Taf. 21, 22
- 1889 *Emys scutella*. – ZITTEL, S. 539
- 1889 *Homopus scutella*. – LYDEKKER, S. 91
- 1964 ?*Emys scutella*. – KUHN, S. 84–85
- 1981 „*Emys*“ *scutella*. – SCHLEICH, S. 368
- 1985 „*Emys scutella*“ – SCHLEICH, S. 90.

Nach der Erstbeschreibung durch MEYER (1845) war GIEBEL (1847) bereits auf der richtigen Spur, indem er zur vermeintlichen *Emys* schreibt (S. 58): „Die Selbständigkeit dieser Species bedarf der weiteren Begründung durch vollständiger Fragmente.“ PICTET & HUMBERT (1856) verglichen eine Schildkrötenrippenplatte von der Lokalität Grüsisberg mit *Emys scutella* ohne weiter auf deren Status einzugehen. MAACK (1869) beschreibt und bildet ein Stück ab (Taf. 38 Fig. 53, 54), bei dem es sich mit größerer Wahrscheinlichkeit um ein Individuum von *Chelydropsis* (ex. *Chelydra*) handelt und dieses Material keinesfalls zu „*Emys scutella*“ zu rechnen ist. MAACK (1869: 41) selbst schreibt: „Mit dieser Species vereinige ich das von mir auf Tafel 6 (Palaeontographica, Taf. 38) abgebildete Fossil, welches erst neuerdings in den Öhninger Brüchen gefunden wurde, es befindet sich jetzt in der Sammlung des Züricher Polytechnikums.“

Nach WINKLER (1869) unterscheidet sich *Emys scutella* durch „geringe Größe und verschiedene Eigentümlichkeiten von *Chelydra murchisoni* sowie von *Trionyx taylori*“ Als Herkunftsverweis für ein weiteres von ihm zu *Emys scutella* gerechnetes Exemplar führt WINKLER auf,

daß er Carapax und Plastronreste im Museum Teyler gefunden hat und sich das Material in grauem Kalkstein, ähnlich dem fossilhaltigen von Oeningen befindet. Zugleich verweist WINKLER (S. 102) aber auch auf Fälschungsspuren an seinem Stück. Nach seinen Ausführungen scheint mir die gleiche Herkunft wie die des Typus nicht gesichert. Zum anderen bietet die Erhaltung seines Fossils keine zusätzlichen Informationen, sie könnten lediglich die vom Holotypus bestätigen. Weiter beschreibt derselbe Autor auch einen ebenfalls von ihm zu *Emys scutella* gerechneten Rest aus der Sammlung VAN BREDa, der möglicherweise ebenfalls zur selben Art gerechnet werden könnte. Auch bei diesem Stück ist aus WINKLER kein eindeutiger Herkunftsnachweis vollziehbar und wie bei vorab erwähntem Exemplar trifft auch hier zu, daß von diesem Bruchstück keine weiteren Informationen zum systematischen Status beigebracht werden können.

LYDEKKER (1889) betrachtet als einziger die Art zu den Landschildkröten gehörend. Er führte sie jedoch aufgrund augenscheinlicher „Übereinstimmung in Größe und der geschwollenen Dorsalschilder mit flachen Areolen, die von konzentrischen Furchen umgeben sind“, auf die heute ausschließlich im südlichen Afrika verbreitete Gattung *Homopus* zurück.

Bei den Erwähnungen von „*Emys scutella*“ durch die Autoren MEYER (1851), ZITTEL (1889), KUHN (1964) und SCHLEICH (1981, 1985) handelt es sich in der Regel um gewöhnliche Auflistungen ohne nennenswerte wissenschaftliche Kommentierung.

#### **Beschreibung und Vergleich**

Der „Originalzustand“ (Abb. 1)

Der Diskus, jener zentrale Teil des Schildkröten-Rückenpanzers (Carapax) war in Rückenlage, also von außen, im Sediment eingebettet und lediglich visceral freipräpariert.

Während der Typus zu H. v. MEYER (Taf. 7 Abb. 2) noch in seinem Originalzustand abgebildet ist, wurden anscheinend später fehlende Teile des Diskus nachrekonstruiert. Im Originalsediment erhalten ist jedoch nur eine, wahrscheinlich bei der Fossilbergung diagonal abgetrennte vordere Carapaxhälfte ohne Peripheralkranz überliefert. Es sind dabei das Nuchale, die Neuralia 1 und 2 sowie die linken Pleuralia 1–3 vollständig erhalten. Das Neurale 3 sowie die rechten Pleuralia 1–2 und Pleuralia 4 links sind nur noch fragmentär erhalten, vom Peripheralkranz ist nur ein Bruchstück des linken Peripherale 1 vorhanden.

MEYER (1845) gibt eine Abbildung sowie detaillierte Beschreibung des Stückes mit Maßangaben wieder. Das Stück ist daraus eindeutig verifizierbar. MEYER vergleicht *Emys scutella* jedoch differentialdiagnostisch mit Jungtieren von *Chelydra* (*Chelydropsis*), worauf auch seine taxonomische Stellungnahme basiert.

## Die Neupräparation

Nach erfolgreicher Umbettung des Originals in Bauchlage und vorheriger Anfertigung eines Gipsabgusses zum MEYER-Original waren vom erhaltenen Fossilrest sowohl die Knochenplattengrenzen wie auch die Abdrücke der Hornschilderfurchen und Anwachsstreifen außerordentlich gut zu erkennen.

Bei vorliegendem Stück handelt es sich eindeutig um eine juvenile Landschildkröte der Gattung *Testudo* mit etwa 8 cm rekonstruierbarer Carapaxlänge.

Die größte Abmessung am Fossil beträgt 6,7 cm in der Diagonale des hinteren Bruchrandes gemessen. Typ und Zahl der überlieferten Knochenplatten wurde bereits oben (s. Originalzustand) erwähnt.

Die Pleuralia sind wie für *Testudo* typisch, keilförmig ausgebildet, die Neuralia 1–3 sind 4-, 6- und 4eckig.

Die Eindrücke der Hornschildergrenzen lassen ein schmales, beidseits ausgebildetes Cervicale, sowie Teile oder vollständige Bereiche der Centralia 1–3 und der Lateralia 1–3 links, sowie des Laterale 1 rechts er-

kennen. Die Vordergrenze des Centrale 2 bildet median einen relativ spitzen Vorsprung im Centrale 1.

## Vergleiche und Diskussion

Ein Vergleich mit stratigraphisch etwa gleich alten Formen Europas ist zwar durchführbar, erscheint jedoch aufgrund der Adoleszenz des Öhninger Exemplares und der damit eingeschränkten Aussagekraft, sowie der relativ hohen Variationsbreite der heranziehbaren Merkmale innerhalb der Gattung schwer.

Aufgrund der auf der Pleuralia/Peripheralia liegenden Marginalia/Lateralia-Furchung, der alternierend keilförmigen Ausbildung der Pleuralia und dem typisch testudiniden Nuchale erscheint mir eine Zurechnung zur Gattung *Testudo* als gesichert. Als eingrenzende Merkmale für die Art *Testudo scutella* könnten demzufolge die Neuraliaformel (?atypisch oder noch nicht voll ausgebildet) sowie die Ausbildung vom Cervicale und der Centralia 1/2-Grenze gewertet werden.

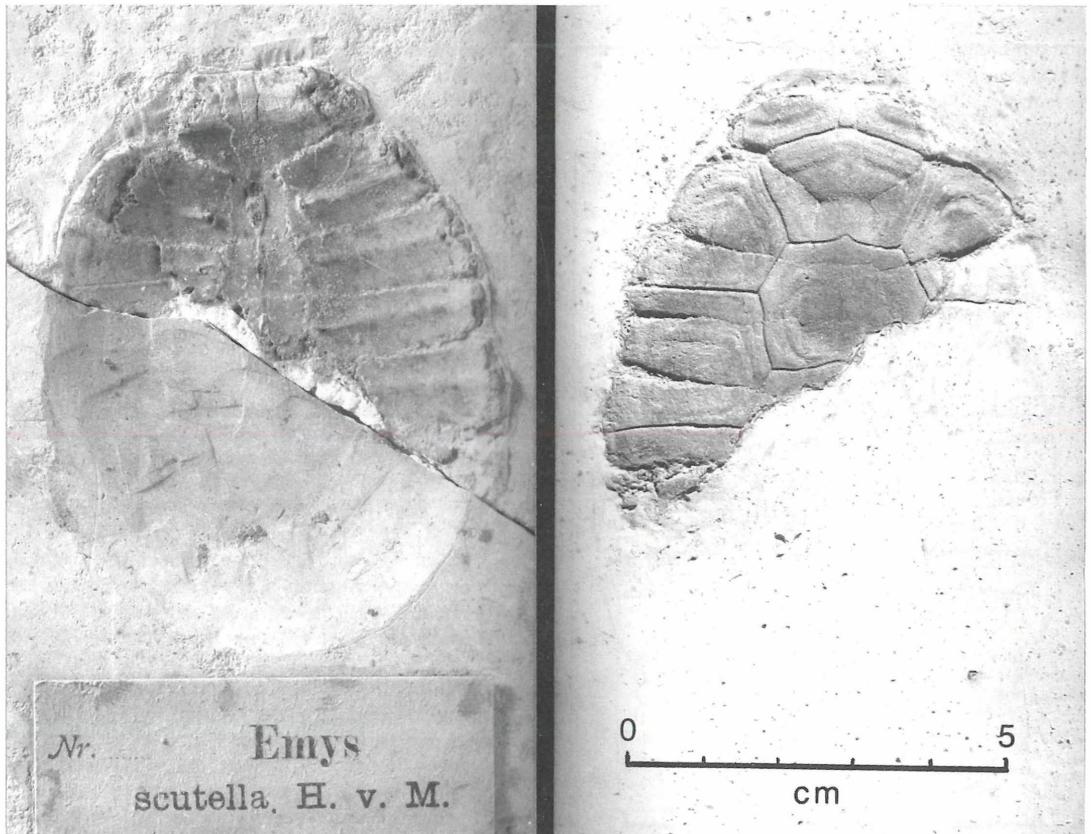


Abbildung 1, rechts. Das Original zu *Testudo scutella* (H. v. MEYER 1845) nach der Umpräparation; Öhningen-Schienerberg (Südbaden), Mittelmiozän (MN 7/8). Staatliches Museum für Naturkunde, Karlsruhe, Inv. Nr. TE 185. Links. Das Original zu H. v. MEYER'S „*Emys*“ *scutella* vor der Neupräparation; sonst wie oben.

*Testudo rectogularis* SCHLEICH (MN 6, mittl. Astaracium) trägt keinen so ausgeprägten Vorsprung der C1/C2-Furche auf dem Neurale 1 und das Cervicale ist schotenförmig und nicht v-förmig wie beim Öhninger Exemplar.

*Testudo opisthoklita* SCHLEICH unterscheidet sich wie auch *Testudo rectogularis* SCHLEICH durch die Ausbildung der Neuralia.

*Testudo antiqua* zeigt ebenfalls geradlinige Centralia 1/2-Furchung (SCHLEICH 1981: 30) und unterschiedliche Neuraliaausbildung.

*Testudo risgoviensis* FRAAS, sowie *Testudo steinheimensis* STAESCHE sind ebenfalls verschieden. Bei SCHLEICH (1984, Taf. 2 Fig. 5) ist ein etwa gleich großes Exemplar von Steinheim abgebildet, das aber ebenfalls unterschiedliche Beschuppungsmerkmale zeigt.

*Testudo canetotiana* LARTET und *Testudo promarginata* REINACH ähneln in der Ausbildung der C1/2-Furchung wie auch in der Form des Cervicale.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß die überlieferten Merkmale von *Testudo scutella* nicht ausreichend sind, um sie eindeutig taxonomisch zu verifizieren und die Art ist als nomen dubium zu betrachten. Lediglich weitere Neufunde sowie eine längst überfällige Revision der Gattung *Testudo* könnten dazu beitragen, den Status von *Testudo scutella* zu konkretisieren.

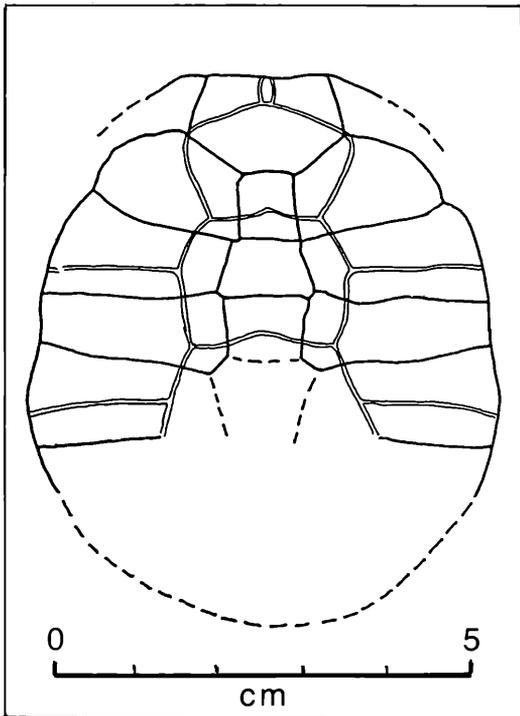


Abbildung 2. Größtmögliche Teilrekonstruktion zum Rückenpanzer von *Testudo scutella* (H. v. MEYER 1845).

#### Literatur

- GIEBEL, C. G. (1847): Fauna der Vorwelt 1. Band, Wirbelthiere, 2. Abth: Vögel und Amphibien. – 217 S.; Leipzig.
- HANTKE, R. (1954): Die fossile Flora der obermiozänen Oening-er Fundstelle Schrotzburg (Schienenberg, Südbaden). Denkschr. schweiz. naturforsch. Ges. Zürich, **80**: 30–118; Zürich.
- KARG, J. M. (1805): Ueber den Steinbruch zu Oeningen bey Stein am Rheine und dessen Petrefacte. – Denkschriften vaterländ. Ges. Aerzte u. Naturforscher Schwabens, **1**: 1–74; Tübingen (Cotta).
- KUHN, O. (1964): Fossilium Catalogus Pars 107 – Testudines. – 299 S.; Gravenhage (Junk).
- LYDEKKER, R. (1889): Catalogue of the fossil Reptilia and Amphibia in the British Museum. 3. Chelonia. – 239 S.; London.
- MAACK, G. A. (1869): Die bis jetzt bekannten fossilen Schildkröten und die im Oberen Jura bei Kehlheim (Bayern) und Hannover neu aufgefundenen ältesten Arten derselben. – Palaeontogr., **18**: 193–337; Cassel.
- MEYER, H. v. (1845): Zur Fauna der Vorwelt. – 52 S.; Frankfurt.
- MEYER, H. v. (1851): (Briefl. Mitteilung). – Neues Jb. Mineral, S. 75–81; Stuttgart.
- PICET & HUMBERT, (1856): Monographie des Chéloniens de la molasse suisse. – Matér. Paléont. Suisse (1) 3: 31–71; Genève.
- RUTTE, E. (1956): Die Geologie des Schienberges (Bodensee) und der Öhninger Fundstätten. – N. Jb. Geol. Pal., Abh., **102** (2): 143–282; Stuttgart.
- SCHLEICH, H. H. (1980): Eine europäische Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis* [L.]) in postglazialen Sedimenten bei Osterhofen (Niederbayern). – Mitt. Bayer. Staatsslg. Pal. hist. Geol., **20**: 113–118.
- SCHLEICH, H. H. (1981): Die Jungtertiären Schildkröten Süddeutschlands unter besonderer Berücksichtigung der Fundstelle Sandelzhausen. – Cour. Forsch. Inst. Senckenberg, **48**: 1–372; Frankfurt.
- SCHLEICH, H. H. (1985): Zur Verbreitung tertiärer und quartärer Reptilien und Amphibien I. Süddeutschland. – Münchner Geowiss. Abh. (A) **4**: 67–149; München.
- STAUBER, H. (1939): Erforschungsgeschichte der Öhninger Fundstätten und ihre Versteinerungen. – Zbl. Miner., Geol., Paläont., B, **1939**: 314–332; Stuttgart.
- WINKLER, T. S. (1869): Des Tortues Fossiles. – 151 S.; Leipzig (Schulze).
- ZITTEL, K. A. v. (1889): Handbuch der Paläontologie. 3. – 900 S.
- ZÖBELEIN, H. K. (1983): Die Vorlandmolasse bei Günzburg a. d. Donau und Heggbach bei Biberach a. d. Riß im Rahmen des süddeutschen Jungtertiärs. – Mitt. Bayer. Staatsslg. Pal. hist. Geol., **23**: 151–187; München.

#### Autor

Privatdozent Dr. H. H. SCHLEICH, Institut für Paläontologie und historische Geologie der Universität München, Richard-Wagner-Str. 10, D-8000 München 2.

JOACHIM WEBER &amp; PETER ZIMMERMANN

## Neufunde der Südlichen Eichenschrecke *Meconema meridionale* in Baden-Württemberg

Die zur Unterfamilie der Eichenschrecken (Meconeminae) zählende Südliche Eichenschrecke (*Meconema meridionale*, COSTA 1860) ist eine 10–17 mm große Laubschrecke. Mit ihrer blassen, grünen Färbung ist die Eichenschrecke gut an ihren Lebensraum unter Blättern von Laubgehölzen, Büschen und der Krautschicht angepaßt. Dort stellt sie als nachtaktives, räuberisch lebendes Insekt u. a. Blattläusen nach. Ein Stridulationsorgan besitzt sie nicht. Vielmehr trommelt sie mit ihren Hinterbeinen in kurzen Intervallen auf den Blattuntergrund. Das 10–13 mm große Männchen begattet das etwas größere Weibchen, indem es sich mit den Kiefern an der Legeöhre festklammert. Das weibliche Tier legt seine Eier in die Ritzen von Rinden. Die Eichenschrecken besitzen nur schuppenförmig ausgebildete Stummelflügel. Als gute Springer und Kletterer überqueren sie Straßen und erklimmen selbst Häuserwände ohne große Probleme. Ihre ursprüngliche Verbreitung erstreckt sich von Dalmatien über Istrien, Südtirol, die Insubrische Region bis zur Provence (THALER 1974, NADIG 1981, TRÖGER 1986). Doch bereits 1900 beschreibt M. BURR einen ersten Fund auch in Wien-Neustadt (EBNER 1946). Im Naturhistorischen Museum von Basel ist ein Präparat (Basel, Prof. HANDSCHIN) vom September 1954 (Fundort unbekannt) aufbewahrt. 1967 meldete erstmals v. HELVERSEN das Vorkommen der Südlichen Eichenschrecke für den Raum Freiburg i. Br.

Die Fundnachweise bis 1982 von *Meconema meridionale* in Baden-Württemberg (v. HELVERSEN 1969, KLAUSNITZER 1982, THALER 1977, TRÖGER 1981) liegen durchweg entlang des Rheins (Abb. 1). Erstmals konnten nun in Baden-Württemberg 1982 auch Vorkommen dieser Art außerhalb der Rheinebene nachgewiesen werden (Stuttgart, vgl. Ziff. ). Danach folgten Nachweise in Ludwigsburg, Heidelberg, Bad Wimpfen, Tübingen, Karlsruhe, Wildberg, Nagold und Markgröningen. Die Südliche Eichenschrecke besiedelt entgegen früherer Fundortbeschreibungen nicht nur Biotope in planaren bis kollinen Bereichen, sondern dringt in Baden-Württemberg bis in submontane Höhenstufen vor. Sämtliche von uns entdeckten Vorkommen waren jedoch südexponiert und lagen meist in der näheren Umgebung von Flüssen. Zum überwiegenden Teil wurden Lebensräume im Siedlungsbereich größerer Städte bevorzugt. Während die Tiere sich im Sommer und Spätsommer in Parks, Vorgärten und Friedhöfen aufhielten, wanderten sie in kalten Herbstnächten auch in Häuser, um dort zu „überwintern“. Da sich *Meconema meridionale* in den letzten Jahren sehr schnell verbreitet hat – vermutlich durch Autos

und Züge (v. HELVERSEN 1969, TRÖGER 1986 u. a.) – sind weitere Vorkommen auch im Osten von Baden-Württemberg zu vermuten.

### Nachweise von *Meconema meridionale*

1. Heidelberg-Schlierbach (TK 6518; RW 5474,775 HW 3483,500; 120 m ü. N. N.), 18. 9. 1989, Park der Orthopädischen Klinik, 1 ♂, 1 ♀.
2. Bad Wimpfen (TK 6720; RW 5454,625 HW 3511,250; 220 m Höhe), 25. 9. 1988, Friedhof an Efeu, 2 ♀♀.
3. Karlsruhe (TK 7016; RW 5428,825 HW 3456,250; 120 m ü. N. N.), 23. 10. 1988, Stadtgarten Karlsruhe, 1 ♀ und 4. 9. 1989, 1 ♀.
4. Markgröningen (TK 7020; RW 5418,650 HW 3506,125; 280 m ü. N. N.), 21. 9. 1989, Grenze eines Vorgartens, 1 ♂
5. Ludwigsburg (TK 7121; RW 5417,500 HW 3514,375; 280 m ü. N. N.), 5. 10. 1985, Schloßpark an Kastanie, 2 ♂♂
6. Stuttgart-Bad Cannstatt (TK 7121; RW 5407,550 HW 3514,225; 260 m ü. N. N.), 17. 8. 1983, Rosensteinpark in Wiese, 1 ♀
7. Stuttgart-Sonnenberg (TK 7220; RW 5400,700 HW 3510,850; 380 m ü. N. N.), 22. 11. 1982, in Wohnung, 2 ♂, 5. 10. 1983, in anderer Wohnung, 1 ♀ und 6. 11. 1988, in derselben Wohnung, 1 ♀.
8. Wildberg (TK 7318; RW 5387,325 HW 3481,500; 410 m ü. N. N.), 17. 10. 1989, an Schloßmauer, 1 ♀ und 6. 11. 1989, 1 ♂

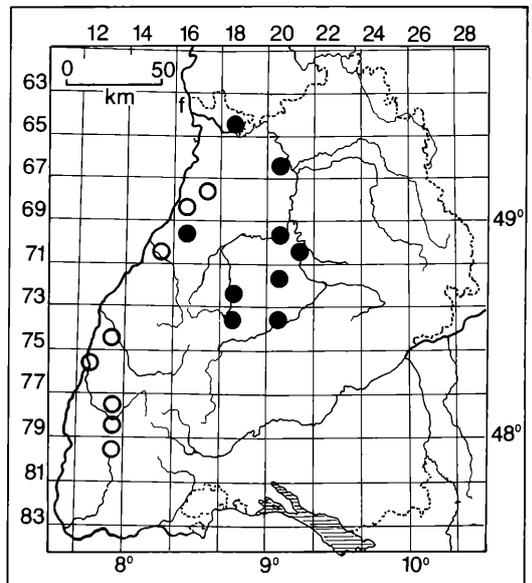


Abbildung 1. Bekannte Nachweise (Kreise) und Neufunde (Punkte) von *Meconema meridionale* der Südlichen Eichenschrecke. Zeichn.: F. WEICK.

9. Nagold (TK 7418; RW 5378,475 HW 3478,800, 440 m ü. N. N.), 2. 11. 1989, im Friedhof ein totes ♀.
10. Tübingen (TK 7420; RW 5374,000 HW 3500,325; 400 m ü. N. N.), 18. 9. 1988, im Weinberg des Spitzberg, 2 ♂

#### Fundortbestätigung

Karlsruhe-Waldstadt (TK 6916; RW 5432,900 HW 3459,600; 113 m ü. N. N.), 26. 10. 1988, in Wohnung, 1 ♀, 29. 11. 1989, 1 ♀ und am 30. 11. 1989, 1 ♂

#### Literatur

- BELLMANN, H. (1985): Heuschrecken: beobachten, bestimmen. – 216 S.; Melsungen.
- EBNER, R. (1946): Die Adventiv-Fauna an Orthopteren in Österreich. – Zentralbl. Gesamtgeb. Ent., 1: 109–122; Wien.
- HARZ, K. (1984): Orthoptera, Geradflügler. – In: BROHMER, P. & TISCHLER, W.: Fauna von Deutschland, 583 S.; Heidelberg.
- HELVERSEN, O. v. (1969): *Meconema meridionale* (COSTA 1860) in der südlichen Oberrhein-Ebene (Orth. Ensifera). – Mit. dt. ent. Ges., 28: 19–22; Berlin.
- JACOBS, W. & RENNER, M. (1988): Biologie und Ökologie der Insekten. – 690 S.; Stuttgart.
- KALTENBACH, A. (1970): Zusammensetzung und Herkunft der Orthopterenfauna im pannonischen Raum Österreichs. – Ann. naturhist. Mus. Wien, 74: 159–186; Wien.
- KLAUSNITZER, B. (1982): Großstädte als Lebensraum für das mediterrane Faunenelement. – Ent. Nachr. Ber., 26: 49–57; Berlin.
- NADIG, A. (1981): Über einige für die Schweiz und angrenzende Gebiete neue oder wenig bekannte Saltatoria (Orthoptera). – Mitt. schweiz. ent. Ges., 54: 325–332; Zürich.
- THALER, K. (1977): Fragmenta Faunistica Tirolensia, III. – Veröff. Tiroler Landesmus. Ferdinandeum, 57: 137–151; Innsbruck.
- TAUSCHER, H. (1986): Unsere Heuschrecken – Lebensweise und Bestimmung der Arten. – 159 S.; Stuttgart.
- TRÖGER, E. J. (1981): Mediterrane Vorposten am Oberrhein. – Acta ent. jugosl., 17: 97–102; Zagreb.
- TRÖGER, E. J. (1986): Die Südliche Eichenschrecke, *Meconema meridionale* COSTA (Saltatoria: Ensifera: Meconematidae), erobert die Städte am Oberrhein, Ent. Z., 96: 229–232; Essen.

#### Autoren

JOACHIM WEBER und PETER ZIMMERMANN, Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Karlsruhe, Kriegsstraße 5a, D-7500 Karlsruhe 1.

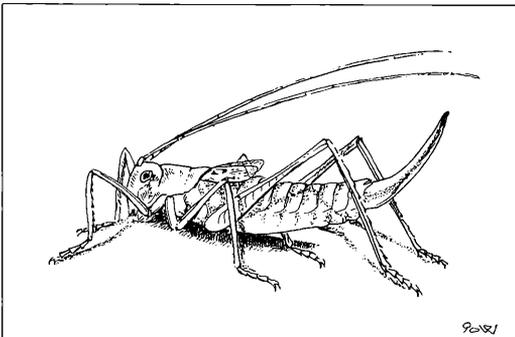


Abbildung 2. *Meconema meridionale* Südliche Eichenschrecke, ♀. Zeichn.: F. WEICK.

PETER HAVELKA & KARLFRIED HEPP

## Der Kolkraabe im Schwarzwald

Drei Jahre nach der Umsetzung der Vogelschutzrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft durch die Neufassung der Bundesartenschutzverordnung 1987 zeigen sich nun erste Auswirkungen auf besonders geschützte Vogelarten. Als Beispiel soll hier der Kolkraabe (*Corvus corax*) abgehandelt werden. Der Kolkraabe, unser größter Singvogel, war durch intensive Verfolgungsmaßnahmen in weiten Bereichen seines ursprünglichen Verbreitungsgebietes ausgerottet worden. Bereits um 1900 brütete auf dem Gebiet des heutigen Bundeslandes Baden-Württemberg kein Kolk mehr. Bis zum Jahre 1940 war Mitteleuropa nahezu rabenfrei. Auch nachdem eine Jagdverschonung des Kolkraaben (1934) für das Reichsgebiet in Kraft gesetzt wurde, verhinderten dennoch die Krähenbekämpfungen mit Gift und Fehlabschüssen eine Erholung der Bestände. Nur in einigen Rückzugsgebieten, wie den Alpen, Schleswig-Holstein, Polen und Ungarn, überlebten noch Tiere (KOCH et al. 1986). Gegen Kriegsende und während der Nachkriegszeit vermehrten sich zunächst einzelne Bestände des Kolkraaben, so z. B. in Schleswig-Holstein. Nach LOOFT, zit. (KOCH et al. 1986) wurde dort aber um 1953 mit Rückgabe der Jagdhoheit von den Besatzungsmächten an die Bundesrepublik Deutschland der Bestand schlagartig um 80 % dezimiert.

Der Kolkraabe ist in der Alpenpopulation ähnlich wie der Uhu und der Wanderfalke vorwiegend Felsbrüter. Im Gegensatz zu der Population baumbrütender Kolkraaben in Norddeutschland stagnierte in dieser Zeit die Population in den Alpen; lediglich WÖRNER (1962) (zit. STRÖDE 1989) vermutet hier ein leichte Zunahme. Eine Wiederbesiedlung verlorengegangenen Areals konnte erst ab 1960 festgestellt werden. Zuerst wurden Brutn im Schwarzwald (1966) und auf der Schwäbischen Alb (1968) festgestellt. Nachfolgend beziehen wir uns primär auf die Verhältnisse des Schwarzwaldes.

Der erste Brutnachweis erfolgte im Feldberggebiet im Jahre 1966. Der Brutplatz liegt ca. 40 km von der Schweizer Grenze entfernt. Man nimmt daher an, daß die Gründerpopulation im Schwarzwald von den nächstgelegenen Kolkraabenvorkommen des Schweizer Jura einwanderte. Auswanderungen mit Wildfängen oder mit Gefangenschaftstieren, wie sie in Nordrhein-Westfalen durchgeführt wurden, sind im Schwarzwald nicht erfolgt. Die Besiedelung durch den Kolkraaben nahm in den nächsten Jahren nur langsam zu und blieb bis Anfang der 70er Jahre ganz auf die südliche Region des Schwarzwaldes begrenzt. Erstmals 1978 konnte ein territoriales Paar nördlich des Feldberggebietes festgestellt werden. Lediglich vier weitere Ansiedelungen wurden bis 1985 nördlich des eigentlichen Kerngebietes nachgewiesen.

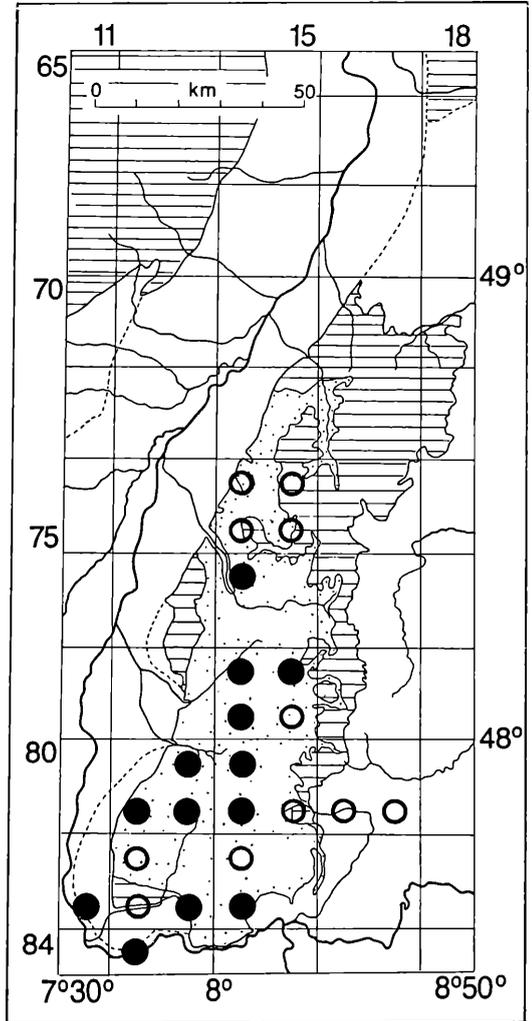


Abbildung 1. Verbreitung des Kolkraaben im Schwarzwald (Baden-Württemberg) – Stand 1989. Zeichn.: F. WEICK.

Abbildungslegende ● = Kolkraabenpaar mit Horst (1989)  
○ = regelmäßige Beobachtung von Kolkraaben zur Brutzeit

Schwarzwald, Pfälzer Wald und Odenwald geschrafft bzw. punktiert. Schraffen: Buntsandsteingebiete, Punkte: Gneis- und Granitgebiete. Gestrichelte Linie: Grenze gegenüber der Rheinebene.

Erst mit dem Greifen des Krähenschutzes als „flankierende Artenschutzmaßnahme“ zum Kolkraabenschutz wurden auch weiter nördliche Gebiete im Schwarzwald besiedelt und die bestehenden Lücken im „neuen ehemaligen“ Verbreitungsgebiet weiter aufgefüllt. Inzwischen sind die Pioniere der Art bis in den Raum Rastatt/

Bühl/Gernsbach vorgedrungen. Ob es sich bei den 1959 im ehemaligen Kreis Bühl beobachteten 2 Kolkkraben bereits um weitab vom Brutareal herumziehende Exemplare oder aus Gefangenschaftshaltung entkommene Tiere handelte, ist nicht geklärt.

Beschränkt ist das Vorkommen der Kolkkraben im Schwarzwald bislang (Stand: Dezember 1989) auf natürliche Felsformationen des kristallinen Grundgebirges aus Graniten und Gneis; aber auch Ansiedlungsversuche in Steinbrüchen und in einer Schlucht unterhalb eines Gebäudes sind bekanntgeworden.

Der Nachweis für baumbrütende Kolkkraben steht für das Gebiet noch aus. Bemerkenswert ist, daß die Buntsandsteingebiete des Schwarzwaldes bis jetzt noch „kolkkrabenfrei“ sind.

Probleme für den Kolkkraben gibt es nicht nur durch „Abschüsse“, sondern auch der Kletter- und Drachenfliegersport führt zu Ausfällen an Brut und Jungvögeln. Nach wie vor stellt die absichtliche und unabsichtliche Ausbringung von Giften eine große Bedrohung für besonders geschützte Vogelarten dar. So z. B. wurden im Jahr 1983 zwei Kolkkraben tot gefunden; der Drosophilatest zusammen mit einer gaschromatographischen Untersuchung der Tiere durch das zuständige Tierhygienische Institut ergab zweifelsfrei die Vergiftung durch mit E605 behandelte Getreidekörner. Die Verwendung des Kolkkraben bei Falknern und in Burgfalknereien führte nachweislich zu Verlusten (ROCKENBAUCH 1979).

Die Besiedelung der „neuen“ Gebiete erfolgt von territorial werdenden Jungvögeln aus den Revierlosentrupps. Diese ein bis vier Jahre alten Tiere durchwandern oft beachtliche Entfernungen. Für Großbritannien (Wales) berichtet DARE (1986) von fünf nachgewiesenen Fällen, bei welchen Jungvögel bis zu 317 km zurücklegten. Aus dem, dem Schwarzwald nahe liegenden, Berner Oberland sind Tageswanderungen von bis zu 81 km für Kolkkraben nachgewiesen worden.

Das große Streifgebiet der „Junggesellenverbände“ überschreitet die bisherige Brutarealgrenze der Art und führt zusammen mit innerartlicher Konkurrenz um geeignete Brutplätze zur Ansiedelung. Dabei erfolgt die Wiederbesiedelung in Schüben, wie dies von KOCH et al. (1986) exemplarisch dargestellt wurde:

1. Vordringen von Einzelpaaren vor die geschlossene Verbreitungslinie. – Im Schwarzwald wurde dies im Jahre 1966 festgestellt.
2. Auffüllen der Umgebung durch weitere Neuansiedlungen. – Im Schwarzwald fand dies ca. bis 1980 statt.
3. Erneutes Vordringen. – Im Schwarzwald kann man hierbei zwei Phasen unterscheiden, einmal von 1980 bis 1983 und vom Jahre 1987 bis 1989.

Peter STRÖDE (1989) schätzt in einer Diplomarbeit den Gesamtbestand für 1989 im Schwarzwald auf 35 Rabenpaare. Nachgewiesen wurden für das Jahr 1989 sechzehn Horstpaare.

Die Ausbreitung der Schwarzwälder Kolkkrabenpopulation in den vergangenen 31 Jahren ist mit durchschnittlich 3,1 km/Jahr recht zögerlich, insbesondere wenn

man die potentielle Fähigkeit dieser Vogelart zum Zurücklegen großer Entfernungen berücksichtigt. Die im Schwarzwald nachgewiesene Ausbreitungsgeschwindigkeit liegt deutlich unter der von KOCH et al. (1986) unter günstigen Voraussetzungen in Norddeutschland ermittelten von 10 km/Jahr. Ursache hierfür scheint der geringe Populationsdruck im Kernbereich des Schwarzwälder Vorkommens zu sein, welcher seinen Ursprung wohl in der hohen Brutausfallquote von 30–64 % hat.

Ob die inzwischen vermutete Einstellung des Kolks auf seinen neuen Lebensraum durch Nutzung von potentiellen Horstbäumen als Brutplatz die Ausbreitungsgeschwindigkeit vergrößert und eine flächendeckende Besiedelung des Schwarzwaldes ermöglicht, wird die Zukunft zeigen. Einer der wichtigsten Faktoren, welcher die Ansiedelung solcher zur Pionierleistung befähigten einzelnen Artgenossen im „Niemandland für Raben“ ermöglicht, wird das weitere Unterbinden von Fehlabschüssen bei der Krähenbekämpfung und das Unterlassen der Krähenbekämpfung selbst sein.

#### Literatur

- DARE P. J. (1986): Raven *Corvus corax* population in two upland regions of north Wales – Bird Study, **33**: 179–189; Tring Herts.
- HAVELKA P., & RUGE, K. (1988): Zur artenschutzrechtlichen Lage der mitteleuropäischen Rabenvögel. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ., **53**: 125–128; Karlsruhe.
- KOCH, A., SCHUSTER, A. & GLANDT, D. (1986): Die Situation des Kolkkraben (*Corvus corax* L.) in Mitteleuropa unter besonderer Berücksichtigung einer Wiederansiedlungsmaßnahme in Nordrhein-Westfalen. – Z. Jagdwiss., **32**: 215–228; Hamburg.
- ROCKENBAUCH, D. (1979): Teure Kolkkraben – Gerechte Strafe für aushorsten Falkner. – Ornithol. Mitt., **31**(6): 146; Greven.
- SIELMANN, H. (1985): Kolkkraben haben es bei uns trotz Schutz immer noch nicht leicht. – Lübecker Nachrichten v. 30. 8. 1985.
- STRÖDE, P. (1989): Zur Populationsentwicklung des Kolkkraben im Schwarzwald. 67 S. – Diplomarbeit, Freiburg i. Br.

#### Autoren

Dr. PETER HAVELKA, Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Karlsruhe Staatliche Vogelschutzwarte Kriegsstr. 5a, D-7500 Karlsruhe.  
Forstdirektor KARLFRIEDRICH HEPP, Staatliches Forstamt Pforzheim, Lindenstr. 18, D-7530 Pforzheim.

MONIKA BRAUN & URSEL HÄUSSLER

## Fortpflanzungsnachweis der Nordfledermaus im Nordschwarzwald

*Eptesicus nilssonii* (KEYSERLING & BLASIUS, 1839) zählt zu den Fledermausarten, deren Verbreitung in Mitteleuropa unvollständig bekannt ist. Obwohl sich in den letzten Jahren mehrere Autoren mit diesem Problem befaßten (HANÁK & HORÁČEK 1986, SPITZENBERGER 1986, OHLENDORF 1989), bestehen insbesondere Unklarheiten über die westlichen Verbreitungsgrenzen der Art. HOMMAY et al. (1989) belegen das Vorkommen von *Eptesicus nilssonii* für das Elsaßgebiet, wodurch frühere Nachweise aus den Vogesen, dem Schweizer und Französischen Jura ergänzt werden (MOESCHLER et al. 1986, CERVENY mündl. Mitt.). In der BRD scheint diese Art vor allem in den östlichen Mittelgebirgen häufiger aufzutreten (KRAUS & GAUCKLER 1965/1966, KNOLLE 1973, SKIBA 1986). Aus dem westlichen Gebiet der BRD liegen nur einzelne Nachweise vor (VIERHAUS & FELDMANN 1980, PIEPER et al. 1983, NAGEL et al. 1983–84, BRAUN 1985, (HELVERSEN et al. 1989). In Baden-Württemberg sind Winterfunde von der Schwäbischen Alb NAGEL et al. 1983–84 und vom Südschwarzwald (HELVERSEN et al.

1989) bekannt. Zwei Sommernachweise (ohne direkten Hinweis auf Fortpflanzung der Art) wurden von BRAUN (1985) aus Bermersbach im Murgtal, Nordbaden (adultes Männchen, UAL 38,2 mm, SMNK 12880) und von HELVERSEN et al. (1989) aus Schaffhausen mitgeteilt.

Inzwischen liegen aus dem Murgtal im Nordschwarzwald zwei Fortpflanzungsnachweise vor. Ein juveniles Männchen (UAL 35,3 mm) wurde von R. KULL in Raumünzach (48° 38' N/8° 21' O, 420 m ü. NN) aufgesammelt und dem Staatlichen Museum für Naturkunde Karlsruhe überlassen (SMNK 15130). Im ebenfalls im Murgtal gelegenen Schönmünzach (48° 36' N/8° 22' O, 460 m ü. NN) konnte im Sommer 1990 eine Wochenstube der Nordfledermaus nachgewiesen werden. Das Quartier befand sich in einem neu renovierten, zweistöckigen Wohnhaus in unmittelbarer Nähe der Murg. Die Tiere flogen aus einem Spalt an der holzverkleideten Decke des oberen südexponierten Balkons aus. Vermutlich hielten sie sich in dem Zwischenraum zwischen Holzverkleidung und verputzter Decke auf.

Die Anwesenheit der Fledermäuse wurde durch aus dem Quartier herabgefallene Jungtiere entdeckt. Am 19. 6. 1990 lagen 2 Exemplare auf dem Balkon: ein wenige Tage altes totes (Männchen, UAL 16,2 mm) und ein lebendes Jungtier (Weibchen, UAL 19,0 mm). Beide waren noch fast unbehaart, das kleinere Tier war größtenteils rosa gefärbt, das größere zeigte bereits eine dunkle Hautpigmentierung. Am selben Abend flog bei starkem

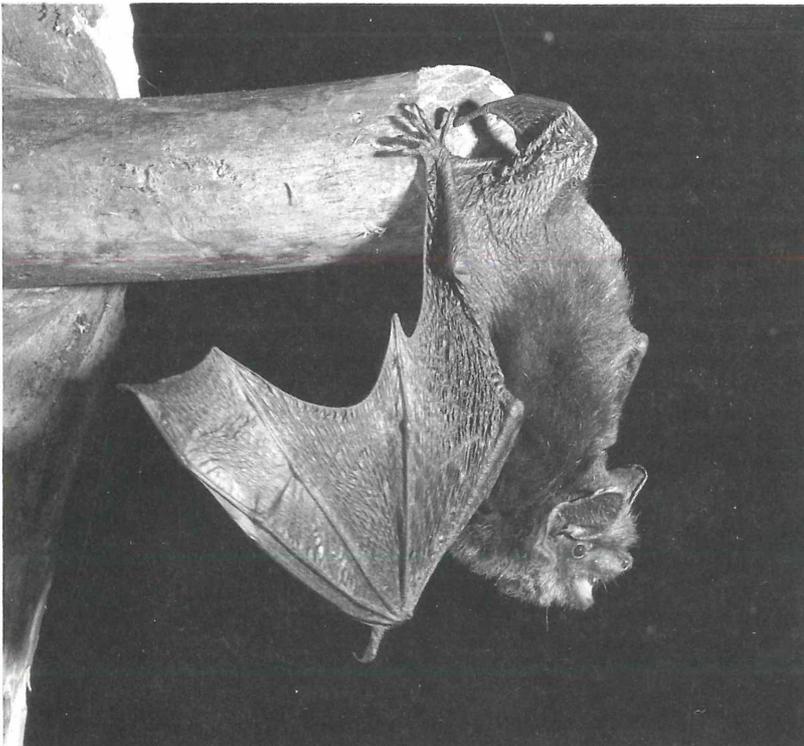


Abbildung 1. Nordfledermaus.  
Foto: K. HEBLICH.

Regen eine einzelne adulte Nordfledermaus vom Haus ab. Am 22. 6. wurde eine weitere lebende juvenile Nordfledermaus auf dem Balkon gefunden. Ausgehend von der Erfahrung, daß Fledermaus-Muttertiere ihre Jungen transportieren können (HÄUSSLER et al 1990), wurde das Jungtier in der Nacht des 23. 6. auf dem Balkon „angeboten“ Das anhaltend rufende Jungtier lockte sofort eine adulte Nordfledermaus an. Nach häufigen Anflügen wurde es gegen 2 Uhr morgens vermutlich vom gleichen Tier aufgenommen und im Flug weggetragen.

Einen Tag später wurde ein kleineres lebendes Jungtier (Weibchen, UAL 15,5 mm) aufgefunden, das aber von den Adulttieren nicht wieder angenommen wurde und daher ebenso wie das erste lebend aufgesammelte Tier in Pflege kam. Von diesem Zeitpunkt an konnten am Quartier keine Fledermäuse mehr festgestellt werden, weshalb auch die Größe der Wochenstube unbekannt blieb.

Daß die Nordfledermäuse hier ohne erkennbare Störung dieses Wochenstuben-Quartier verlassen haben, könnte darauf hinweisen, daß es sich um ein Ausweichquartier nach dem Verlust des ursprünglichen Sommerquartiers gehandelt hat. Es ist aber auch bekannt, daß *Eptesicus nilssonii* während der Jungenaufzuchtphase öfter zwischen verschiedenen Wochenstuben-Quartieren wechselt (OHLENDORF 1989). Demnach dürfte der Jungentransport bei dieser Art eine häufigere Verhaltensweise darstellen.

Ob die auffällige Häufung der Sommerfunde aus dem Murgtal eine lokale Konzentration der Nordfledermaus in diesem Gebiet widerspiegelt, läßt sich momentan nicht abschätzen. Im Gegensatz zu angrenzenden Gebieten liegt das Murgtal in einer feuchtigkeitsreichen Granitzone. Nach Erfahrungen aus anderen Regionen in Osteuropa, in denen *Eptesicus nilssonii* häufig vorkommt, scheint die Art an feuchtere Lebensräume gebunden zu sein (HORÁČEK mündl. Mitt.). Diese Bevorzugung drückt sich auch im hohen Dipteren-Anteil im Beutespektrum von *Eptesicus nilssonii* aus (RYDELL 1989).

Es ist jedoch unwahrscheinlich, daß die Nordfledermaus in Baden-Württemberg nur im Murgtal zur Fortpflanzung kommt. *Eptesicus nilssonii* dürfte auch in anderen Regionen des Schwarzwaldes Reproduktionsvorkommen haben, wie z. B. im Einzugsbereich der Kinzig und im Schluchseegebiet.

#### Literatur

- BRAUN, M. (1985): Erstnachweis einer Nordfledermaus in Nordbaden. – *Carolinea*, **43**: 127–128; Karlsruhe.
- HÄUSSLER, U., SCHARDT, U. & BRAUN, M. (1990): Beobachtungen zum Jungentransport bei Zwergfledermäusen (*Pipistrellus pipistrellus* SCHREBER 1774) und Bemerkungen zur Handaufzucht dieser Art. – *Z. Säugetierkunde*, **55** (Sonderheft): 20–21; Hamburg.
- HANÁK, V. & HORÁČEK, I. (1986): Zur Südgrenze des Areals von *Eptesicus nilssonii* (Chiroptera: Vespertilionidae). – *Ann. Naturhist. Mus. Wien*, **88/89**, B: 377–388; Wien.
- HELVERSEN, O. von ESCHE, M., KRETSCHMAR, F. & BOSCHERT, M. (1987): Die Fledermäuse Südbadens. – *Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz*, N. F., **14**: 409–475; Freiburg.
- HOMMAY, G., BAUMGART, G. & CARTERON, J. S. (1989): Contribution à la connaissance de la repartition de la serotine de Nilsson *Eptesicus nilssonii* (KEYSERLING & BLASIUS, 1839) en France. – *Mammalia*, **53**: 651–655; Paris.
- KNOLLE, F. (1973): Zum Vorkommen der Nordfledermaus (*Eptesicus nilssonii*) im Harz, nebst Bemerkungen über das Überwinterungsverhalten. – *Beitr. Naturk. Niedersachsens*, **25**: 52–55; Osnabrück.
- KRAUS, M. & GAUCKLER, A. (1965/66): Zwei wiederentdeckte bayerische Fledermausarten. – *Mitt. naturhist. Ges. Nürnberg*, **1**: 1–5; Nürnberg.
- MOESCHLER, P., BLANT, J. D. & LEUZINGER, Y. (1986): Présence de colonies d'évage d'*Eptesicus nilssonii* KEYSERLING et BLASIUS (Mammalia, Chiroptera) dans le Jura suisse. – *Rev. suisse zool.*, **93**: 573–580; Genf.
- NAGEL, A., FRANK, H. & WEIGOLD, H. (1983–84): Verbreitung winterschlafender Fledermäuse in Württemberg. – *Myotis*, **21-22**: 116–121; Bonn.
- OHLENDORF, B. (1989): Zur Verbreitung und Biologie der Nordfledermaus, *Eptesicus nilssonii* (KEYSERLING & BLASIUS, 1839), in der DDR. – In: HANÁK, V., HORÁČEK, I. & GAISLER, J. (Hrsg.): *European Bat Research 1987*: 609–615; Prag.
- PIEPER, H., HERZIG, G. & HERZIG, L. (1983): *Eptesicus nilssonii* (KEYSERLING & BLASIUS, 1839) in der Rhön. – *Säugetierkundl. Mitt.*, **31**: 270; München.
- RYDELL, J. (1989): Food habits of northern (*Eptesicus nilssonii*) and brown long-eared (*Plecotus auritus*) bats in Sweden. – *Holarctic ecology*, **12**: 16–20; Copenhagen.
- SKIBA, R. (1986): Sommernachweise der Nordfledermaus, *Eptesicus nilssonii* (KEYSERLING & BLASIUS, 1839), im Südwestfälischen Bergland. – *Z. Säugetierkunde*, **51**: 202–212; Hamburg.
- SPITZENBERGER, F. (1986): Die Nordfledermaus *Eptesicus nilssonii* (KEYSERLING & BLASIUS, 1839) in Österreich. *Mammalia austriaca 10* (Mammalia, Chiroptera). – *Ann. Naturhist. Mus. Wien*, **87** B: 117–130; Wien.
- VIERHAUS, H. & FELDMANN, R. (1980): Ein sauerländischer Nachweis der Nordfledermaus (*Eptesicus nilssonii*) aus dem Winter 1972/73. – *Natur und Heimat*, **40**: 97–99; Münster.

#### Autoren

Dipl.-Biol. MONIKA BRAUN, Koordinationsstelle für Fledermausschutz Nordbaden, Staatliches Museum für Naturkunde, Postfach 6209, D-7500 Karlsruhe, Dr. URSEL HÄUSSLER, Neuhoferstraße 11, D-6204 Taunusstein-Orlen.

# Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Karlsruhe

IRENE SEVERIN & REINHARD WOLF

## 1989: 10 neue Naturschutzgebiete im Regierungsbezirk Karlsruhe

Zur ersten Priorität der Arbeit der Naturschutzbehörden hat Minister Dr. ERWIN VETTER 1988 die Ausweisung neuer Naturschutzgebiete erklärt und die Devise „Qualität vor Quantität“ ausgegeben. Auch wenn die Unterschutzstellung ökologisch und landschaftlich besonders herausragender Gebiete schon vordem ein Schwerpunkt war, haben die Bezirksstellen für Naturschutz, die für die fachlichen Vorarbeiten (Abgrenzungen, Gutachten, Würdigungen) zuständig sind, und die Regierungspräsidien, die die Unterschutzstellungsverfahren durchführen, ihre Anstrengungen verstärkt. Vorhandene Konzeptionen und Arbeitsprogramme wurden auf neuen Stand gebracht und ergänzt; eine große Anzahl neuer Vorhaben wurde begonnen. Doch bei aller Mühe – mehr als zehn neue Naturschutzgebiete im Jahr scheinen derzeit nicht möglich zu sein. Die Gründe hierfür sind schnell aufgezählt:

- Die Personalausstattung der Naturschutzverwaltung läßt bei der Vielzahl der Aufgaben keine wesentliche Steigerung der Vorbereitung und Durchführung von Unterschutzstellungsverfahren zu; alle Möglichkeiten der Effektivitätssteigerung sind ausgeschöpft. Der häufige Mitarbeiterwechsel beim Regierungspräsidium Karlsruhe ist der Forcierung eines Schutzgebietsprogrammes ebenfalls nicht gerade dienlich.
- Die Verordnungen sind gegenüber früheren Jahren differenzierter gestaltet, da es in nahezu jedem geplanten Naturschutzgebiet Regelungen zur Landnutzung (Land- und Forstwirtschaft, Jagd, Fischerei etc.) zu treffen gilt, die allerdings meist nur nach langwierigen Diskussionen mit den Nutzungsberechtigten in die Verordnungen aufgenommen werden können.
- Gutachten und Würdigungen müssen detaillierter als vor einigen Jahren ausgearbeitet werden, um als hinreichende Argumentationsbasis in den Unterschutzstellungsverfahren anerkannt zu werden.
- Nach wie vor gilt leider, daß zwischen dem Anspruch weiter Bevölkerungskreise, dem Naturschutz gegenüber aufgeschlossen zu sein, und den Reaktionen bei der Diskussion konkreter Projekte erhebliche Unterschiede bestehen. „Wir sind ja wirklich für Naturschutz, aber euere Forderungen sind doch maßlos übertrieben“ – wie oft mußten wir diesen Satz oder ähnliches 1989 hören!
- Neuerdings sind nun mit dem Strom von Aus- und Übersiedlern Aufgaben auf die Gemeinden hinzuge-

kommen, die den Naturschutz in den Hintergrund rücken lassen. In mancher Gemeinde, so hat man den Eindruck, nimmt man die neue Entwicklung denn auch gerne zum Anlaß, wie in den 60er und 70er Jahren die Baulanderschließung zu forcieren und Naturschutz kleinzuschreiben.

- Widerstände gegen neue Naturschutzgebiete gibt es von vielen Seiten. Verbände und Interessengruppen der verschiedensten Freizeitbetätigungen und – bedauerlicherweise – die Gemeinden sind 1989 als die wesentlichsten zu nennen. Kaum ein Hektar, der nicht mit irgendwelchen Nutzungsansprüchen belegt ist. So muß quasi „jeder qm Rechtsschutz für die Natur“ erkämpft werden.
- Drei der 1989 zur Rechtskraft gelangten Naturschutzgebiete haben eine lange Geschichte und konnten nur mühsam durchgesetzt werden. Grund dafür waren andere Planungen (vor allem Straßenplanungen), die über viele Jahre für Verzögerungen sorgten. Die Ausweisung von Naturschutzgebieten wird leider nach wie vor in aller Regel anderen Planungen nachgeordnet – ein Fall, in dem zum Beispiel ein Straßenprojekt wegen einer Naturschutzgebietsplanung zurückgestellt worden ist, ist nicht bekannt.

Doch die Ausweisung neuer Naturschutzgebiete bringt noch andere Probleme mit sich: Mit dem Anbringen eines grün umrandeten Schildes ist es bekanntlich nicht getan. Entwicklungskonzepte für die Schutzgebiete müssen erarbeitet und vor allem auch umgesetzt werden. Hierzu einige Gedanken:

Nach wie vor tendiert unsere Kulturlandschaft – in der Gesamtheit gesehen – in eine Richtung, die sich wie folgt umreißen läßt: Auf der einen Seite, vor allem im landwirtschaftlichen Bereich, werden Nutzungen (nach wie vor) intensiviert, auf der anderen Seite fällt Kulturland brach (Grenzertragsböden, Steillagen – Weinberge etc.) oder wird umgewandelt (Aufforstungen, Freizeitgrundstücke etc.); extensives Kulturland (Magerwiesen, Feuchtwiesen, traditionell bewirtschaftete Weinberge usw.) nimmt weiterhin ab.

Extensiv genutzte Gebiete sind jedoch bekanntlich diejenigen, die eine besondere biologische Vielfalt an Tier- und Pflanzenarten aufweisen und als Regenerations- und Ausgleichsräume für Intensivnutzungen anzusehen sind. Ein Großteil unserer Naturschutzgebiete ist durch extensive Nutzungen zustande gekommen und folglich

auch nur zu erhalten, wenn die Extensivnutzung beibehalten, neu organisiert (und bezuschußt) oder aber durch andere Pflegemaßnahmen „nachgeahmt“ werden kann. Bäuerliche Nutzungen sind allerdings durch nichts – schon gar nicht durch Rechtsverordnungen – zu ersetzen. Aus diesem Grund hofft die BNL, zumindest wesentliche Teile der Naturschutzgebiete auf folgende Weise in ihrem landschaftlichen und ökologischen Wert sichern zu können.

- Mit der Erarbeitung von Pflegeplänen – der BNL wurde die Möglichkeit gegeben, diese mit Zeitarbeitskräften voranzutreiben – werden Konzepte zur Nutzung und Pflege der wichtigsten Naturschutzgebiete entwickelt;
- durch gezielte Pflegemaßnahmen – von der BNL mit Zivildienstleistenden selbst oder aber zusammen mit Landwirten, Firmen, Gemeinden, Forstverwaltung, Naturschutzverbänden etc. durchgeführt – werden die vordringlichsten Flächen in Naturschutzgebieten entsprechend festgelegter Pflegeziele bearbeitet;
- durch den Abschluß von Extensivierungsverträgen mit Landwirten (1988/89 auf insgesamt 380 ha Fläche!) wird erreicht, daß durch Entschädigung von Nutzungsausfällen bzw. Zahlung von Pflegegeldern extensiv gewirtschaftet wird;
- durch gezielten Grunderwerb sollen vor allem die Kernzonen der Naturschutzgebiete in den Besitz der öffentlichen Hand überführt werden;
- durch die Zahlung von Entschädigungen können (1989 erstmals) Kieskonzessionen und andere Nutzungsansprüche zugunsten des Naturschutzes abgelöst werden.

Vor allem die Umstrukturierung der Landwirtschaft bringt es mit sich, daß die Pflege extensiv genutzter Flächen mehr und mehr zur Staatsaufgabe wird. Viele Wiesentäler im Nordschwarzwald besitzen ihren offenen Charakter nur noch infolge jahrelanger Pflegezuschüsse. Im Landkreis Calw, im Enzkreis und im Neckar-Odenwald-Kreis werden seit Jahren in Wacholderheiden – früher heftig umkämpfte Schafweiden! – Ausholzungsarbeiten durchgeführt, weil sich sonst die Hänge schnell

zu Wald entwickeln würden. Im AlbtaI zwischen Bad Herrenalb und Ettlingen und im MoosalbtaI hat die Staatliche Liegenschaftsverwaltung rund 60 ha feuchtes Wiesenland erworben; das Mähen und Abräumen wird Jahr für Jahr von Landwirten in Lohnarbeit durchgeführt. Bei Iffezheim gilt es, jährlich rund 250 Feuchtwiesen und Extensivierungsflächen (s. o.) zu mähen; hier hat ein Landwirt mit maßgeblicher Unterstützung der Naturschutzverwaltung modellartig eine Verwertung zu Kompost und eine Mutterkuhhaltung aufgebaut. Im Kraichgau und am Strombergtrand mäht ein Landwirt im Auftrag der BNL landeseigene Grundstücke und Wiesentäler; die Verwertung des Mähgutes ist dort allerdings noch nicht befriedigend gelöst.

Auf wirtschaftlich tragfähige Lösungen zu warten (wie dies von verschiedener Seite immer wieder gefordert wird), hieße, ökologisch und landschaftlich wertvolle Landschaften und Naturschutzgebiete verwachsen zu lassen und damit deren augenblicklichen Schutzzweck aufzugeben. Die ungewisse Perspektive, daß sich vielleicht irgendwann einmal Interessenten an einer neuen Nutzung melden, wie es hier und dort durch Damwildhalter, „alternativ arbeitende Landwirte“ usw. geschieht, bietet nur für bescheidene Flächen (meist nicht unproblematische) Lösungen; größere Gebiete sind auf diese Weise nicht in ihrem Charakter zu bewahren!

Mögen diese Gedanken dazu anregen, sich mit der Problematik der Pflege von Naturschutzgebieten (und insgesamt unserer Kulturlandschaft) näher zu beschäftigen! Die BNL ist gerne bereit, an erfolgversprechenden – auch unkonventionellen – Lösungsansätzen mitzuarbeiten!

#### Autoren

Konservatorin Dipl.-Biol. Dr. IRENE SEVERIN & Hauptkonservator Dipl.-Geogr. REINHARD WOLF, Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Karlsruhe, Kriegsstraße 5a, D-7500 Karlsruhe.

Die Einzelbeschreibungen der neuen Naturschutzgebiete wurden unter Verwendung von Würdigungen, Gutachten und Kurzbeschreibungen der Gebietsreferenten der BNL gefertigt. – Skizzen: RUDOLF SOSNA, BNL KA. Fotos: WALTER FELD, BNL KA.



Jugendliche bei Mäharbeiten an einem Standort der Kuchenschelle: Soll und kann so die Zukunft wichtiger Pflanzenstandorte aussehen?

**Beim Steiner Mittelberg**

(Verordnung vom 20. 6. 1989; veröffentlicht im Gesetzblatt Baden-Württemberg vom 11. 10. 1989, S. 447; Enz-kreis; Gemeinde Königsbach-Stein, Größe: 39 ha; TK 7017)

Östlich von Stein erreicht man das Schutzgebiet, das sich über das Tal der Lind und die angrenzenden Höhen von Hohberg und Mittelberg hinwegzieht. Die Landschaft wird durch den Stufenrand des östlichen Pfingzgaus mit stark zergliederten Hochflächen, steilen Kastentälern und feuchten Talsohlen charakterisiert.

Die Schichten des Mittleren Muschelkalks prägen Hohberg und Mittelberg, während in der feuchten Talsohle der Untere Muschelkalk zutage tritt. Hier überdecken oftmals mehr oder weniger dicke Lößlinsen das anstehende Gestein.

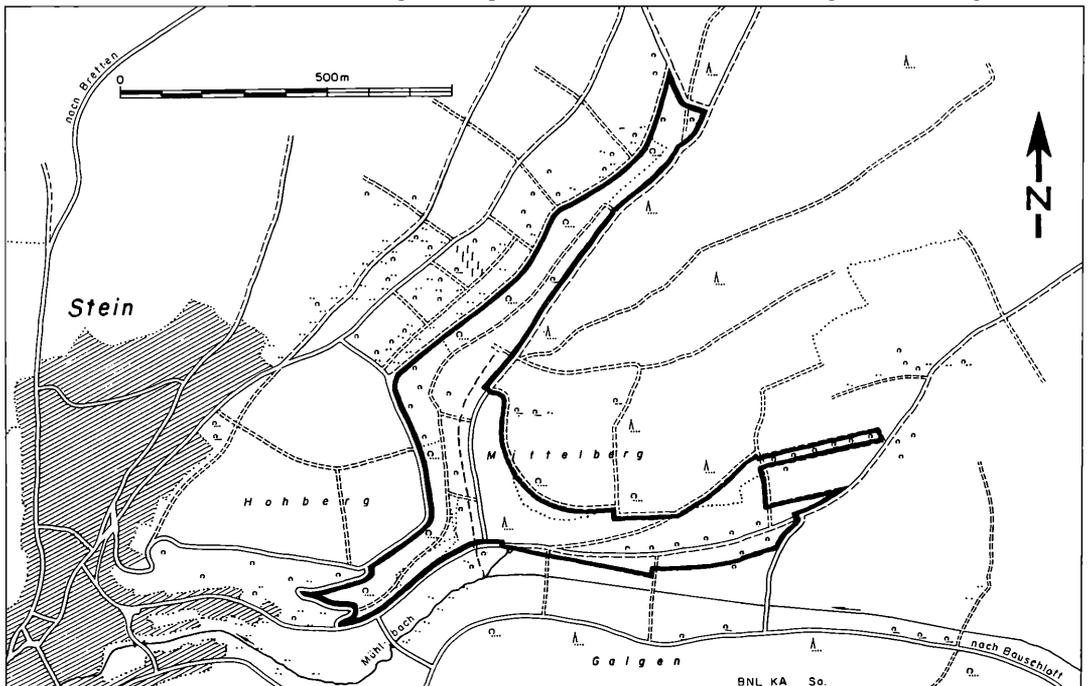
Diese differenzierte topographische Situation ist sowohl für die Ausbildung der natürlichen Pflanzendecke als auch für die Landnutzung maßgeblich. So bieten sich die ebenen Bereiche der Hochflächen und die Talsohle der Lind zur Wiesen- und Ackernutzung an, während die steilen, exponierten Hanglagen nur mit Mühe zu bestellen waren und seit geraumer Zeit aufgegeben wurden. Hier haben sich auf früheren Weinbergen mittlerweile unterschiedlich weit vorangeschrittene Sukzessionsstadien bzw. Brachen ausgebildet.

Auf den offenen Flächen von Hohberg und Mittelberg und auf Teilen der Hänge treten Halbtrockenrasengesellschaften auf, die besonders am Mittelberg noch regel-

mäßig gemäht werden. Diese floristisch reizvollen Wuchsorte zeigen je nach Jahreszeit unterschiedliche Blühaspekte. Neben diversen Orchideenarten wie der seltenen und stark gefährdeten Bienen-Ragwurz (*Ophrys apifera* R3), der Purpur-Orchidee (*Orchis purpurea* R3), dem Helm-Knabenkraut (*Orchis militaris*) und der Mücken-Händelwurz (*Gymnadenia conopsea*) dominieren im Sommer- und Herbstaspekt dann der Gewöhnliche Dost (*Origanum vulgare*), die Golddistel (*Carlina vulgaris*), der Gewöhnliche Odermennig (*Agrimonia eupatoria*), die Kalk-Aster (*Aster amellus*), der Zarte Lein (*Linum tenuifolium*) und der Gefranste Enzian (*Gentiana ciliata*).

Nicht mehr genutzte Halbtrockenrasen wachsen langsam mit Gebüsch zu. Davon sind an beiden Bergen unterschiedliche Sukzessionsstadien bis hin zum Laubmischwald anzutreffen. Der Typ der wärmeliebenden Saumgesellschaft setzt sich aus Schwarzdorn (*Prunus spinosa*), Weißdorn (*Crataegus monogyna*) und Berberitze (*Berberis vulgaris*) zusammen. Dichte Haselnußgebüsche kennzeichnen die ehemaligen Lesesteinriegel, während Geländestufen durch Heckenzüge markiert werden. Ausgedehnte Feldgehölze und alte Streuobstbestände wachsen am Mittelberg, Hohberg und im Lindtal selbst.

Die Waldgesellschaften in den unteren Hanglagen entwickelten sich häufig aus niederwaldartigen Sukzessionsstadien. Eiche, Hainbuche, Feldahorn u. a. bilden die Baumschicht. Den Boden bedeckt eine artenreiche Krautschicht. Am Unterhang des Mittelberges fällt ein



Karte zum Steiner Mittelberg.

krautarter Eichen-Buchenwald auf. Die Wiesen des Lindtales sind durchweg landwirtschaftlichem Grünland, den Fettwiesen, zuzuordnen. Teile von ihnen sind durch Umbruch bedroht.

Die vorwiegend extensive Nutzung ausgedehnter Flächen im Schutzgebiet und die enge Verzahnung unterschiedlicher Strukturen bieten der Tierwelt ideale Lebensraumnischen. Besonders die Schmetterlingsfauna

ist zu nennen, die mit rund 30 festgestellten Arten hier vertreten ist, darunter 6 Arten, die als gefährdet bzw. stark gefährdet eingestuft werden.

Als Besonderheit der Vogelwelt profitieren Dorngrasmücke (*Sylvia communis* R4) und Neuntöter (*Lanius colurio* R2) von dem reichhaltigen Insektenangebot.

Die Verordnung regelt unter anderem den Umbruch von Grünland und die Anwendung von Pflanzenbehandlungsmitteln und Dünger.



Blick auf den Mittelberg von Süden. Am Hang stockt ein Wald vorwiegend aus Eichen, Hainbuchen und Kiefern mit einem hervorragend ausgeprägten stufigen Saumbereich. In Freiflächen weisen kleinere Wacholderheiden auf frühere Schafweiden hin.



Das schmale offene Tal mit Wiesen und Obstwiesen im Nordosten von Stein ist in das Schutzgebiet einbezogen.

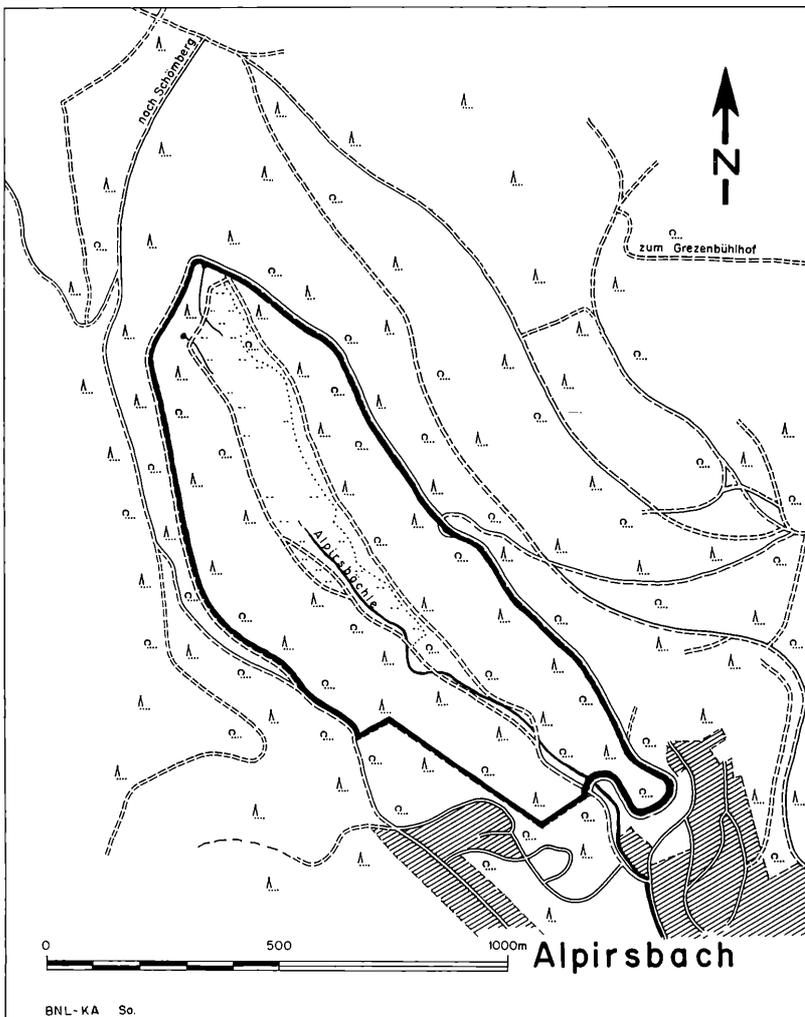
**Glaswiesen und Glaswald**

(Verordnung vom 24. 5. 1989; veröffentlicht im Gesetzblatt Baden-Württemberg vom 28. 7. 1989, S. 337; Landkreis Freudenstadt; Gemeinde Alpirsbach; Größe: 56,9 ha; TK 7615.)

Das Schutzgebiet nördlich von Alpirsbach besteht in seinem Kern aus einem feuchten Wiesengelände, das von Wald umgeben ist und von zahlreichen Austrittsstellen von Grund- und Sickerwasser gespeist wird. Für das Auftreten dieser Schichtquellen sind die Schichten des Buntsandsteins im Naturraum Nördlicher Schwarzwald verantwortlich.

Die Glaswiesen entstanden durch Rodung des einstmals hier stockenden Waldes. Sie wurden früher zur Gewinnung von Heu oder Stallstreu genutzt. Unterschiedliche Nutzungsintensität, wechselnde Nutzungsart und

die auf kleinem Raum differenzierten Standortfaktoren führen zu einem für die Gegend einmaligen Strukturreichtum in Vegetationsaufbau und -zusammensetzung. Der offene Bereich der Glaswiesen wird durch Feuchtwiesen geprägt. Je nach Feuchtestufe finden sich unterschiedliche Vergesellschaftungen. Darunter kommen schöne Bestände verschiedener Seggen und Binsen vor, die weit und breit kaum noch in einer derartigen Artenfülle und Ausbildung anzutreffen sind, z. B. die Waldbinsewiese oder der Rispen-, der Schnabel- und der Schlankseggensumpf. Eine Reihe bemerkenswerter Arten kennzeichnet die Bestände: die Spitzblütige Binse (*Juncus acutiflorus*), die Rispensegge (*Carex paniculata*), die Schnabel-Segge (*Carex rostrata*), die Trollblume (*Trollius europaeus* R3), das Sumpfeiichen (*Viola palustris*), das Gefleckte Knabenkraut (*Dactylorhiza maculata*) u. a. Randliche, auf höheren Standorten



Karte zu Glaswald und Glaswiesen.

liegende Grünlandbereiche gehören zu den Bergglatt-haferwiesen.

In der Kontaktzone zwischen Wiese und Wald finden sich Säume und Schlagfluren, die durch Hochstaudenarten bereichert werden. Die größeren Schlagflächen besiedeln Sukzessionsstadien in unterschiedlicher Ausprägung mit Weidenröschenfluren (*Epilobium angustifolium*), Besenginster (*Sarothamnus scoparius*) und Voralldgesellschaften mit Traubenholunder (*Sambucus racemosa*), Salweide (*Salix caprea*) und Brombeeren (*Rubus fruticosus* agg.). Hier stehen auch seltenere und z. T. gefährdete Arten wie die Graue Segge (*Carex canescens*), die Sternsegge (*Carex stellulata*), die Hängesegge (*Carex pendula*), die Breitblättrige Stendelwurz (*Epipactis helleborine*), der Waldgeisbart (*Aruncus dioicus*) und die große Schlüsselblume (*Primula elatior*).

Üppige Farnfluren bedecken die sicherwasserreichen, südlichen Talflanken. Die anschließenden Wälder enthalten Restbestände eines naturnahen Hangwaldes mit stufigem Aufbau aus Tanne (*Abies alba*), Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) und Fichten (*Picea abies*). Bachabwärts gelegene, sickernasse Austrittshorizonte und der nordwestliche Winkel der Talflanke sind mit Schwarz- und Grau-Erle (*Alnus glutinosa* und *A. incana*) aufgeforstet. Das kleinräumige Mosaik verschiedener Pflanzengesellschaften und unterschiedlicher Vegetationsstrukturen ist Grundlage des großen Reichtums an ökologischen Nischen für ein ungemein reiches Insektenleben und andere kleine Wirbellose. Hiervon profitieren zahlreiche Vogelarten, vor allem die Brutvögel im Gebiet, wie der Schwarzspecht (*Dryocopus martius* R4) und andere Spechtarten, der Feldschwirl (*Locustella naevia*), Gras-

mücken und Laubsänger. Die beeren- und samen tragenden Sträucher und Bäume bilden ein großes Nahrungsreservoir für Arten, die das Gebiet vorwiegend zur Nahrungssuche anfliegen, z. B. Erlenzeisig (*Carduelis spinus*), Fichten-Kreuzschnabel (*Loxia curvirostra*), verschiedene Drosseln und Meisen.

Mäusebussard (*Buteo buteo*), Wespenbussard (*Pernis apivorus* R3), Waldkauz (*Strix aluco*), Waldohreule (*Asio otus*) und Tannenhäher (*Nucifraga caryocatactes*) haben ihre Neststandorte im unmittelbar benachbarten Wald und nutzen die Wiesen und Säume als Nahrungsrevier. Von 44 festgestellten Vogelarten brüten im Schutzgebiet 30 Arten.

Reptilien und Amphibien sind jeweils nur mit 3 Arten vertreten: Zaun- und Bergeidechse (*Lacerta agilis*, *L. vivipara*) und Blindschleiche (*Anguis fragilis* R4) sowie Erdkröte (*Bufo bufo* R4), Grasfrosch (*Rana temporaria* R4) und der Feuersalamander (*Salamandra salamandra* R2).

Eine große Population von Tagfaltern (30 Arten) lebt im Schutzgebiet. Libellen sind jedoch nur mit 2 Arten – der Blaugrünen Mosaikjungfer (*Aeschna cyanea*) und der Gestreiften Quelljungfer (*Cordulegaster bidentatus* R3) – vertreten.

Die besondere ökologische Ausstattung und Empfindlichkeit der offenen und feuchten Bereiche erfordern die Regelung bestimmter Nutzungsformen. So dürfen hier keine Futterstellen und Hochsitze errichtet werden. Gewisse Waldbereiche sind schonwaldartig zu behandeln, um den Lebensraum seltener und gefährdeter Tierarten zu erhalten.



Der Blick von Norden auf das Tal des Alpirsbachs zeigt die vielgestaltigen Waldränder, die feuchten, hängigen Wiesen und den von einzelstehenden Fichten gesäumten Bachlauf.

### Kallenberg und Kaiserberg

(Verordnung vom 6. 9. 1989; veröffentlicht im Gesetzblatt Baden-Württemberg vom 10. 11. 1989, S. 484; Rhein-Neckar-Kreis; Gemeinden Eschelbronn und Neidenstein; Größe 42 ha; TK 6619.)

Im nördlichen Kraichgau liegt auf den Gemarkungen der Gemeinden Eschelbronn und Neidenstein das Schutzgebiet „Kallenberg und Kaiserberg“. Steile Muschelkalkhänge und die feuchte Schwarzbachau charakterisieren den Naturraum. Die hoch anstehenden Schichten des Oberen Muschelkalks waren bereits um die Jahrhundertwende für den Abbau interessant. Der damals am Kallenberg angelegte Steinbruch wurde 1977 stillgelegt. Auf den wasserstauenden Mergelschichten der Steinbruchsohle entstanden stehende, teilweise nur zeitweilig wasserführende Gewässer.

Die Umgebung des Schutzgebietes wird intensiv land- und forstwirtschaftlich genutzt. Im Gebiet selbst liegen neben dem Steinbruchbereich sowohl Streuobstwiesen als auch Grünlandzonen und Äcker.

Auf einem extensiv bewirtschafteten Acker kommen floristische Raritäten der selten gewordenen Ackerbegleitflora vor. Erwähnenswert sind das Echte und das Unechte Tännelkraut (*Kickxia elatine* R3, *K. spuria* R3) und der einjährige Ziest (*Stachys annua* R3).

Je nach Standort und Nutzung unterscheiden sich die Grünlandgesellschaften voneinander. Dominierend sind die Glatthaferwiesen mit ihren unterschiedlichen Ausprägungen. In der Schwarzbachau kommt die Kohldi-

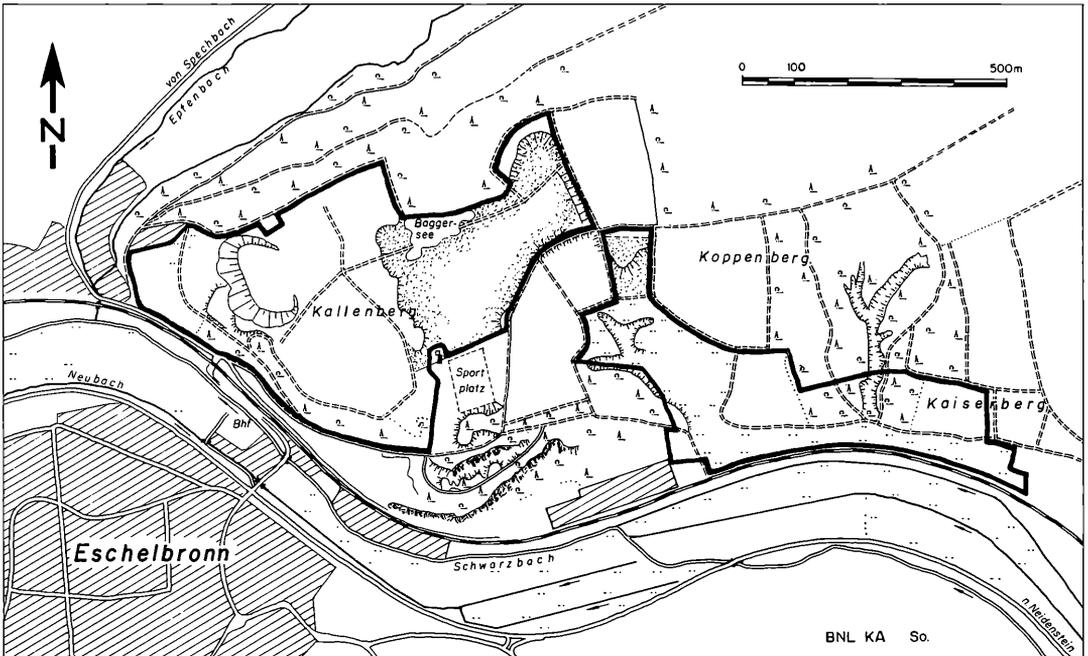
stel- und auf den trockeneren Hangbereichen die Salbei-Variante vor, die mit verschiedenen Arten der Halbtrockenrasen durchmischt sind.

Auf den nährstoffarmen und trockenen Hängen des Kallenberges wachsen Arten der Magerwiesen wie z. B. die Golddistel (*Carlina vulgaris*), die Aufrechte Trespe (*Bromus erectus*) und die Fieder-Zwenke (*Brachypodium pinnatum*).

Reste alter Obstbaumbestände lockern die Wiesenzüge auf. Leider werden sie und die restlichen Grünlandgesellschaften nur noch selten gepflegt, so daß ein deutlicher Artenschwund bemerkbar ist.

Durch den Steinbruchbetrieb und die hiermit verbundenen Aufschüttungen entstanden ausgedehnte Flächen, die heute keiner Nutzung unterliegen. Auf ihnen hat sich eine ruderal Pflanzendecke unterschiedlicher Entwicklungsstadien eingefunden. Hier kommen nebeneinander sowohl seltene, hochwertige Arten wie die Zarte Miere (*Minuartia hybrida* R2) und das Ungarische Habichtskraut (*Hieracium bauhini*) als auch blütenreiche Hochstaudenfluren vor. Auf älteren Abraumflächen stehen dichte Gebüschriegel aus Weißdorn, Ahorn, Liguster und Buche. Dieses vielseitige, kleinräumige Angebot an Lebensräumen nutzen Schlingnatter (*Coronella austriaca* R2) und Zauneidechse (*Lacerta agilis*). Sie finden hier ausreichend Nahrungs- und Versteckmöglichkeiten.

Feuchte Lebensräume existieren im Schutzgebiet auf den primären Standorten der Schwarzbachau und, wie schon erwähnt, als Folge des Gesteinsabbaus auf der



Karte zum Kallenberg und Kaiserberg.

### Sohle des Steinbruchs.

Gespeist von temporären Quellaustritten und angestaut von wasserundurchlässigen Horizonten, entwickelte sich neben diversen temporären Kleinstgewässern eine größere Wasserfläche, die nur spärlich mit Pflanzen, u. a. Breitblättriger Rohrkolben (*Typha latifolia*), Wasserschwaden (*Glyceria fluitans*), besiedelt ist. In den schlammigen, kleinen, unbewachsenen Pfützen finden die Gelbbauchunken (*Bombina variegata* R2) ideale Lebensbedingungen. Sie kommen hier zu Tausenden vor. Es handelt sich um die größte Population im Rhein-Neckar-Kreis. Ein ebenfalls stattlicher Bestand von Grasfrosch (*Rana temporaria* R4) und Wechselkröte (*Bufo viridis* R4) sucht das große Gewässer zum Ablachen auf.

In der Schwarzbachau hat sich eine dichte Vegetationsdecke ausgebildet. Riedflächen, vorwiegend Herden der Sumpf-Segge (*Carex acutiformis*), Schilfbestände (*Phragmites australis*), Hochstauden- und Brennesselfluren begleiten den Bachlauf. Eine dementsprechend vielfältige Insektenfauna lebt in diesen Bereichen.

Der besondere Wert des Schutzgebietes liegt zum einen in der geschilderten Artenvielfalt, der Naturnähe und dem Reichtum an Biotoptypen, zum anderen resultiert dieser Wert aus der geologischen und morphologischen Vielseitigkeit und aus der heutigen extensiven landwirtschaftlichen Nutzung. Gefahr droht seitens diverser Interessengruppen; der Beruhigung dienen daher Maßnahmen der Besucherlenkung.



Weite Teile des stillgelegten Muschelkalksteinbruchs sind von einem Wechsel von offenen Trockenstandorten und Gehölzgruppen geprägt. Durch Pflegemaßnahmen soll ein Großteil der offenen Böschungen und Wände freigehalten bleiben.



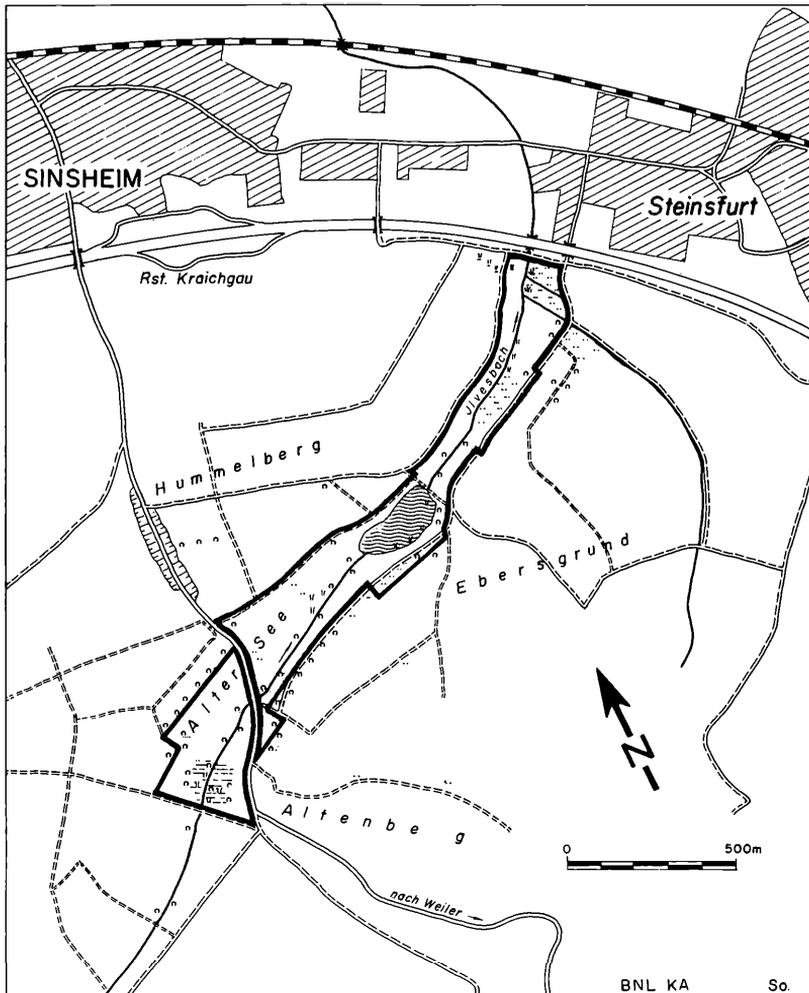
Der Tümpel unterhalb der Steilwand ist vor allem für die Gelbbauchunke ein idealer Laichplatz.

**Feuchtgebiete am Ilvesbach**

(Verordnung vom 6. 10. 1989; veröffentlicht im Gesetzblatt Baden-Württemberg vom 30. 11. 1989, S. 493, Rhein-Neckar-Kreis; Stadt Sinsheim, Größe: 43 ha; TK 6719.)

Im Süden der Stadt Sinsheim erstreckt sich entlang des Ilvesbaches zwischen der Autobahn im Nordosten und dem flächenhaften Naturdenkmal „Oberer alter See“ das Naturschutzgebiet „Feuchtgebiete am Ilvesbach“. Es liegt eingebettet in der flachwelligen, lößlehmbedeckten Hügellandschaft des Schwarzbachgäus, das von breitsohligem Tälern durchzogen wird. Schon frühzeitig wurde dieser Naturraum landwirtschaftlich intensiv genutzt. So bietet sich dem Betrachter heutzutage ein nahezu gleichförmiger Anblick, der nur von wenigen naturnahen Strukturen aufgelockert und bereichert wird. Die Aue des Ilvesbaches gliedert sich auf in den Rauwie-

sensee, den Bach selbst, in kleine Feuchtgebiete, Gräben, Äcker, Wiesen, Obstbäume und Feldgehölze. Seine Quellbäche entspringen südwestlich von Sinsheim und vereinigen sich nach etwa eineinhalb Kilometern zum Ilvesbach, der den Rauwiesensee durchfließt und nach 4 bis 5 km in die Elsenz mündet. Sein Einzugsgebiet umfaßt ca. 430 ha Ackerfläche und 400 ha Wald. Der See wurde im Zuge eines Flurbereinigerungsverfahrens zum Zwecke des Naturschutzes und der Erholung angelegt. Er wurde schnell als Erholungsziel angenommen, da von Natur aus im Kraichgau keine großen Stillgewässer vorhanden sind. Erfreulicherweise gewann der Rauwiesensee nicht nur für den Menschen an Bedeutung, sondern er wurde zu einem wichtigen Rastplatz für durchziehende Vogelarten. Leider entwickelt sich das Gewässer selbst nicht auf die gleiche, positive Weise. Seine Wasserqualität wird durch große Mengen von Nährstoffen und Boden, die von den



Karte zu Feuchtgebieten am Ilvesbach.

benachbarten landwirtschaftlich bestellten Hängen eingeschwenkt werden, beeinflusst. Dies führt zu einer raschen Verlandung des Sees und bietet Pflanzen und Tieren nur sehr eingeschränkte Lebensmöglichkeiten. Lediglich Algen finden hier optimale Bedingungen vor.

Das Schutzgebiet birgt vielfältige Lebensgemeinschaften auf engem Raum. So säumen einzelne Bäume und Gebüschgruppen den Bachlauf des Ilvesbaches. Erlen (*Alnus glutinosa*), Holunder (*Sambucus nigra*), Kreuzdorn (*Rhamnus cathartica*) und diverse Weiden (*Salix spec.*). Auf Freiflächen dazwischen dominieren Staudenfluren mit Brennnesseln oder Röhrichtinseln mit Schwertlilie (*Iris pseudacorus*) und Schilf (*Phragmites australis*). Hochstauden und Röhrichte bilden nur am Rauwiesensee große Herden.

In der Aue wird die Acker- und Wiesenflur von zahlreichen, verlandeten Gräben durchzogen, die mit ihren bunt blühenden Hochstaudensäumen ideale Futterplätze für Schmetterlinge sind.

Auf den nährstoffreichen Wiesen wachsen vorwiegend Vertreter der Glatthafer-Gesellschaften, die sich mit Arten der Hochstaudenfluren wie Mädesüß (*Filipendula ulmaria*) und Blutweiderich (*Lythrum salicaria*) durchmischen. Auf tiefer gelegenen Standorten sind Großseggenriede mit der Waldsimse (*Scirpus sylvaticus*), der Sumpfschilf (*Carex acutiformis*) oder Schilfröhrichte anzutreffen.

Die Talflanken entlang des Ilvesbaches gliedern sich durch Raine und wegbegleitende Gehölzpflanzungen. Neben alten Obstbäumen kommen Hecken mit Weißdorn (*Crataegus spec.*), Hartriegel (*Cornus sanguinea*), Pfaffenhütchen (*Euonymus europaeus*) und krautreiche Säume vor.

Der hohe Wert und die große Bedeutung des Schutzgebietes sind durch seinen Reichtum an durchziehenden und brütenden Vogelarten begründet. Insgesamt konnten 139 Arten nachgewiesen werden, davon stehen allein 69 Arten auf der Roten Liste Baden-Württembergs. Als Brutvögel leben hier u. a. die Schafstelze (*Motacilla flava*, R3), der Neuntöter (*Lanius collurio*, R2) und die Dorngrasmücke (*Sylvia communis*, R4).

In den größeren Schilfbeständen an den nördlichen und südlichen Schutzgebietsgrenzen brüten Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*) und Sumpfrohrsänger (*Acrocephalus palustris*).

Die isolierte Lage innerhalb landwirtschaftlicher Nutzflächen, die Gefahr von Wiesenumbbruch, die zunehmende Gewässerverschmutzung und der starke Erholungsdruck veranlaßten die Unterschutzstellung mit diversen Auflagen: Die Jagd auf Wasserwild hat ganzjährig zu ruhen. Angler dürfen nur in ausgewiesenen Zonen in beschränkter Personenzahl vom 15. 9. bis 31. 10 angeln. Wiesen unterliegen dem Umbruchverbot.



Überreste ehemaliger Fischteiche inmitten der Hochstaudenfluren sind in der Kraichgaulandschaft als Lebensraum einer ganzen Reihe von Tier- und Pflanzenarten von großer Bedeutung. Im Hintergrund der von Weiden und Erlen gesäumte Ilvesbach.

## Burgau

(Verordnung vom 2. 11. 1989; veröffentlicht im Gesetzblatt von Baden-Württemberg vom 15. 12. 1989, S. 511; Stadt Karlsruhe; Größe: NSG 289 ha, LSG 114 ha; TK 6915.)

Die Burgau umfaßt vom Rhein her alle schutzwürdigen Bereiche westlich von Karlsruhe bis hin zum Unterlauf der Alb. Im Süden wird das Schutzgebiet durch den Rheinhafen, im Norden durch die B 10 begrenzt.

Die Burgau ist von ihrer Entstehung her durch drei ehemalige Rheinschlingen geprägt: zum einen von einer Rheinschlinge, an deren Prallufer das alte Fischerdorf Knielingen liegt. Heute verläuft hier das Albbett, das nachgewiesenermaßen um 1575 den eigentlichen Rheinverlauf bildete. Eindrucksvolle Reste dieses ehemals bedeutenden Feuchtgebietes bilden ausgeprägte Silberweidenbestände und Schilfröhrichte. Relikte dieser aufgelandeten Schluten sind auch die Seggenbestände innerhalb der Trabrennbahn.

Die zweite, weiter westlich gelegene Rheinschlinge, die um 1760 entstand, ist heute noch durch das größte Schilfgebiet von ca. 16 ha erkenntlich. Dieses dient als Brutplatz seltener vom Aussterben bedrohten Vogelarten. Im Süden sind im sogenannten Schlehergraben noch tieferliegende Auenreste vorhanden, wovon Teile jedoch aufgefüllt wurden.

Weiter westlich liegt die jüngste, dritte Rheinschlinge (die letzte vor der Korrektur durch Tulla) im heutigen Federbach mit der Kiesgrube des Knielinger Sees und den

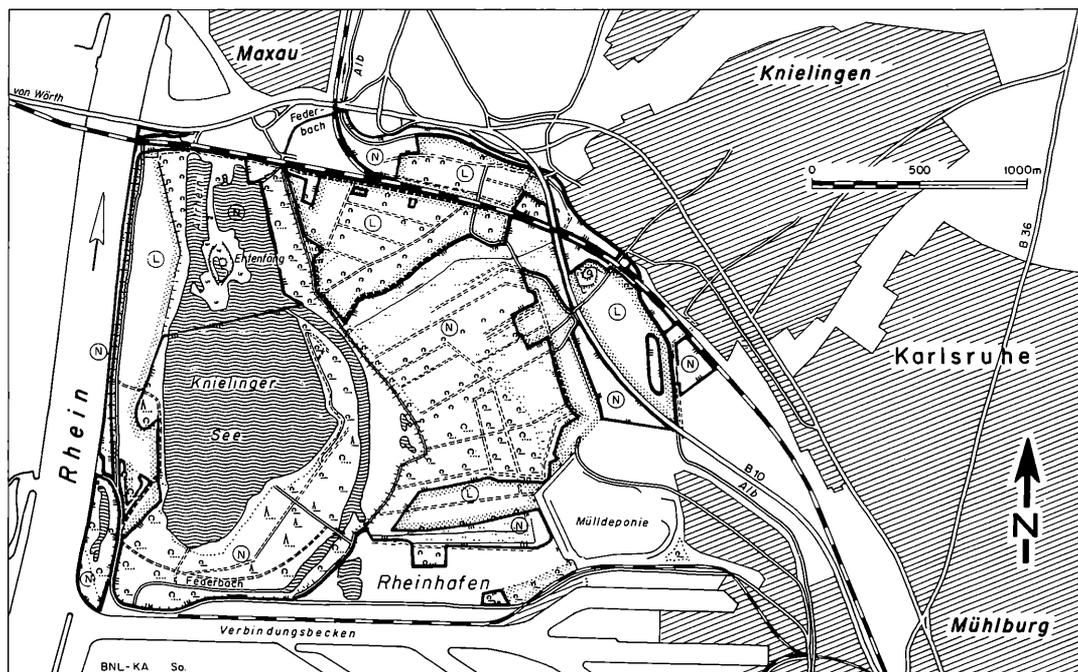
Altrheinresten im bestehenden Naturschutzgebiet „Altrhein Maxau“

Alle drei Altrheinschleifen weisen zusammen eine Biopopvielfalt auf, die in ihrer Ausprägung und räumlichen Nähe im Stadtkreis Karlsruhe einmalig ist.

Eine große Bedeutung haben die Feuchtgebiete und Wiesenflächen der Burgau für die Reiherkolonie im benachbarten Naturschutzgebiet „Maxau“. Der Bruterfolg dieser Kolonie ist von dem Angebot der erreichbaren Nahrungsbiotope abhängig. Diese sind vor allem im Bereich der Burgau vorhanden, wo sich früher auch die Rieselwiesen der Stadt Karlsruhe befanden und die immer von Wiesennutzung geprägt waren. So stellen sie zusammen mit den einzelnen, tieferliegenden Schlutenresten, Kolken, Gräben, Feuchtwiesen, Tümpeln, Gestrüch und Äckern eine ideale Kombination von Biotopen dar. Die Flächen der Feuchtwiesen selbst sind stark zurückgegangen (von über 90 ha 1958 auf 9,5 ha heute).

Trockenere, höher gelegene landwirtschaftliche Bereiche werden als Streuobstwiesen genutzt. Diese ca. 41 ha große Fläche ist ein wesentlicher, schutzwürdiger Bestandteil der Burgau. Seltene Spechtarten und eine Fülle von Insektenarten profitieren von diesem Lebensraum aus unterschiedlich alten Bäumen und Wiesen. Die Dämme des Schutzgebietes haben sich durch extensive Nutzung zu wichtigen Rückzugsräumen seltener Pflanzen und Tiere entwickelt.

Weiter bestimmen Auewälder unterschiedlichster Ausprägung Teile der Burgau. Die Überflutungsau ist von



Karte zur Burgau.

Silberweidenwäldern (*Salix alba* u. a.) geprägt, während auf erhöhten Standorten die Hartholzauze mit Eschen, Ulmen, mächtigen Eichen und Buchen (*Fraxinus excelsior*, *Ulmus spec.*, *Quercus robur*, *Fagus sylvatica*) vertreten ist. Die Kiefernbestände im Gewann Langengrund gehören ebenfalls zu den ökologisch wichtigen Bereichen. Dieser Trockenstandort ist aus Kiesbänken des Rheins entstanden. Ehedem starke Strömungen landeten an dieser Stelle nur grobe Geschiebe an. Der Kiefernwald kennzeichnet sich durch parkartiges Aussehen mit kaum entwickelter Krautschicht und wenigen Sträuchern.

Die große Wasserfläche des Kiesesees ist als Sekundärbiotop besonders hervorzuheben. Sie hat sowohl als Nahrungsbiotop der Graureiherkolonie wie auch als Lebensraum einer vielfältigen Amphibien- und Fischfauna große Bedeutung. Mit seiner 78 ha großen Wasserfläche zählt der Kiesee zu den größten Überwinterungsplätzen von Tei Zugvogelarten im Stadtkreis. Durch die Kiesnutzung sind weitere Sekundärstandorte entstanden:

Steiluferbereiche dienen sowohl einer Uferschwalbenkolonie (*Riparia riparia* R2) als auch dem Eisvogel (*Alcedo atthis* R2) als Bruthabitat.

Am Südostrand des Kiesesees sind durch Einspülung von Feinsanden Rohbodenbiotope entstanden, die für Wechsel- und Kreuzkröte (*Bufo viridis* R3, *B. calamita* R3) einen idealen Lebensraum darstellen, oder die Geröllhalden, die dem Flußregenpfeifer (*Charadrius dubius* R3) Brut- und Nahrungsmöglichkeiten bieten.

Eingezwängt zwischen der B 10, dem Raffinerie- und dem Hafengelände, ist die Burgau als ökologischer Ausgleichsraum von jeder weiteren Siedlungstätigkeit freizuhalten und als Naturoase für die Bevölkerung von Karlsruhe zu bewahren. Um die Funktionsfähigkeit des Schutzgebietes zu erhalten bzw. zu verbessern, ist es unbedingt notwendig, ehemalige Wiesenflächen, die derzeit als Acker genutzt werden, wieder rückzuführen und die Forstwirtschaft schonwaldartig zu betreiben. Geangelt werden darf nur in speziell gekennzeichneten Flächen.



Eine idyllische Stelle an der Mündung des Federbaches in den Knielinger See.

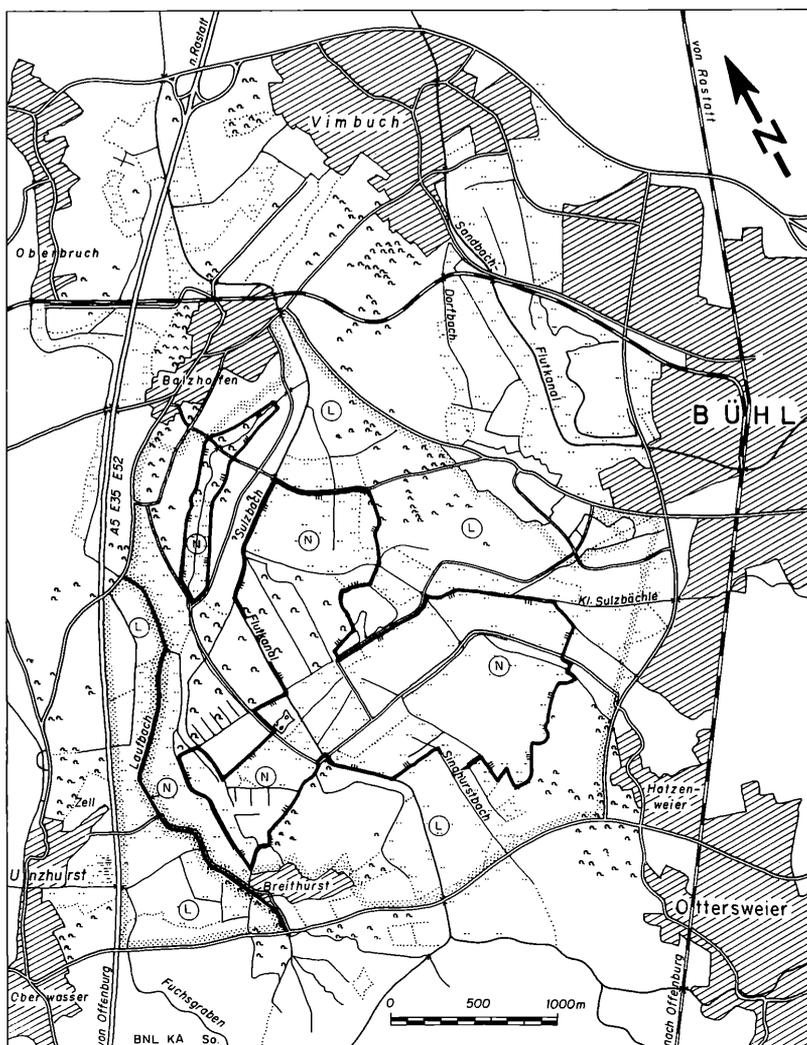
### Waldhägenich

(Verordnung vom 6. 12. 1989; veröffentlicht im Gesetzblatt Baden-Württemberg vom 29. 1. 1990, S. 34; Landkreis Rastatt; Stadt Bühl, Gemeinden Bühlertal und Ottersweier; Größe: NSG 265 ha, LSG 280, 9 ha; TK 7214, 7314.)

Das Landschaftsschutzgebiet „Waldhägenich“ umfaßt drei Naturschutzgebiete: „Hägenichwald, Breithurster Wäldchen und umgebende Wiesen“, „Laufbach“ und „Riedwald“. Das kombinierte Schutzgebiet liegt zwischen der Autobahn A 5 und der gedachten Linie zwischen Bühl und Ottersweier.

Die Wiesen der Schutzgebiete sind pflanzensoziologisch vorwiegend als Fuchsschwanz-Glatthaferwiesen anzusprechen. Dieser, auf mäßig feuchten bis wechsel-

feuchten Standorten vorkommende Wiesentyp war früher in der Oberrheinebene weit verbreitet und besonders artenreich. Für die landwirtschaftliche Nutzung eignen sich diese Gebiete als mehrschürige Futterwiesen und gelten als bedingt ackerfähig. Diese Eigenschaft gefährdet die verbliebenen Wiesen durch möglichen Umbruch sehr stark. Frische- und Feuchtezeiger sind hier häufig vertreten: Wiesenfuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*), Sumpfschatgarbe (*Achillea ptarmica*), Großer Wiesenknopf (*Sanguisorba officinalis*), Kuckuks-Lichtnelke (*Lychnis flos-cuculi*) und diverse andere. Auf weniger stark gedüngten Standorten wachsen Hainsimse (*Luzula campestris*), Ferkelkraut (*Hypochaeris radicata*), Hornklee (*Lotus corniculatus*), Zittergras (*Briza media*) und Kleiner Klappertopf (*Rhinanthus minor*), während stark gedüngte Bereiche an Bärenklau (*Hera-*



Karte zum Landschaftsschutzgebiet Waldhägenich.

*cleum sphondyleum*) und an Pippau (*Crepis biennis*) zu erkennen sind.

Besonders feuchte Senken werden u. a. durch Beinwell (*Symphytum officinale*), Schlanke Segge (*Carex gracilis*) und Blutweiderich (*Lythrum salicaria*) charakterisiert. Wird die regelmäßige Nutzung der Wiesen aufgegeben, treten vermehrt Sauergräser und Binsen auf.

Diese feuchte Wiesenlandschaft spielt eine bedeutende Rolle für eine Reihe von Brutvögeln. Große Bedeutung haben sie für den früher in Mittelbaden weit verbreiteten, heute vom Aussterben bedrohten Großen Brachvogel (*Numenius arquata* R1). Zur Aufzucht seiner Jungtiere benötigt er mindestens 15–20 ha große Wiesenreviere. Heute brüten hier noch zwei Paare mit Erfolg. Weitere Brutvogelarten sind Kiebitz (*Vanellus vanellus*), Braunkehlchen (*Saxicola rubetra* R2), Rebhuhn (*Perdix perdix* R3), Gelbspötter (*Hippolais icterina*), Grauammer (*Emberiza calandra* R3) und Feldschwirl (*Locustella naevia*). Bis 1972 war auch der Weißstorch hier anzutreffen. Vielen anderen Vögeln dient das Gebiet als Nahrungsrevier und Überwinterungsgebiet.

Das Teilgebiet „Laufbach“ nimmt eine Sonderstellung ein. Im weiten Umkreis ist es das einzige naturnahe Fließgewässer. In bachbegleitenden Gehölzen kommen als Bäume Silberweiden (*Salix alba*), diverse Strauchweiden und die Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*) vor. Andere Gehölzbestände sind auf die Nutzung eines große-

ren Teilgebiets als Hochwasserrückhaltebecken zurückzuführen. Höhe und Dauer der unregelmäßigen Überflutungen schränken die Artenvielfalt stark ein.

Den natürlichen Standortbestimmungen nach müßte in den Kernzonen des Schutzgebietes eigentlich ein Erlenschen-Auewald stocken. Statt dessen werden große Flächen von der Balsampappel eingenommen. Trotz dieser nutzungsbedingten Monotonie rechtfertigt das reiche Vorkommen an Frühjahrsblüchern, besonders das massenhafte Auftreten (ca. 10 ha) von Märzenbecher (*Leucojum vernalis* R3), aber auch von Schlüsselblume (*Primula veris*) und Wiesenschaumkraut (*Cardamine pratensis* agg.) die Unterschutzstellung.

Das „Breithurster Wäldchen“ unterscheidet sich durch seinen naturnahen, mehrstufigen Aufbau und seinen großen Anteil an Altholz. Es ist deshalb ein wichtiger Lebensraum für zahlreiche Vögel, insbesondere für die Höhlenbrüter Pirol (*Oriolus oriolus* R4), Grauspecht (*Picus canescens*), diverse Meisenarten, Turteltaube (*Streptopelia turtur* R3) u. a.

Das Teilgebiet „Riedwald“ trägt Züge einer alten Mittelwaldbewirtschaftung. Der Anteil an heimischen, dem Standort entsprechenden Arten ist hier sehr hoch.

Zum Schutz dieses verbliebenen Restes der ehemals ausgedehnten Wiesenlandschaft am Oberrhein ist der Umbruch von Wiesen im Schutzgebiet nicht mehr gestattet.



Wiesenlandschaft im Waldhagenich; im Hintergrund die Schwarzwaldhöhen.

**Oberbruchwiesen**

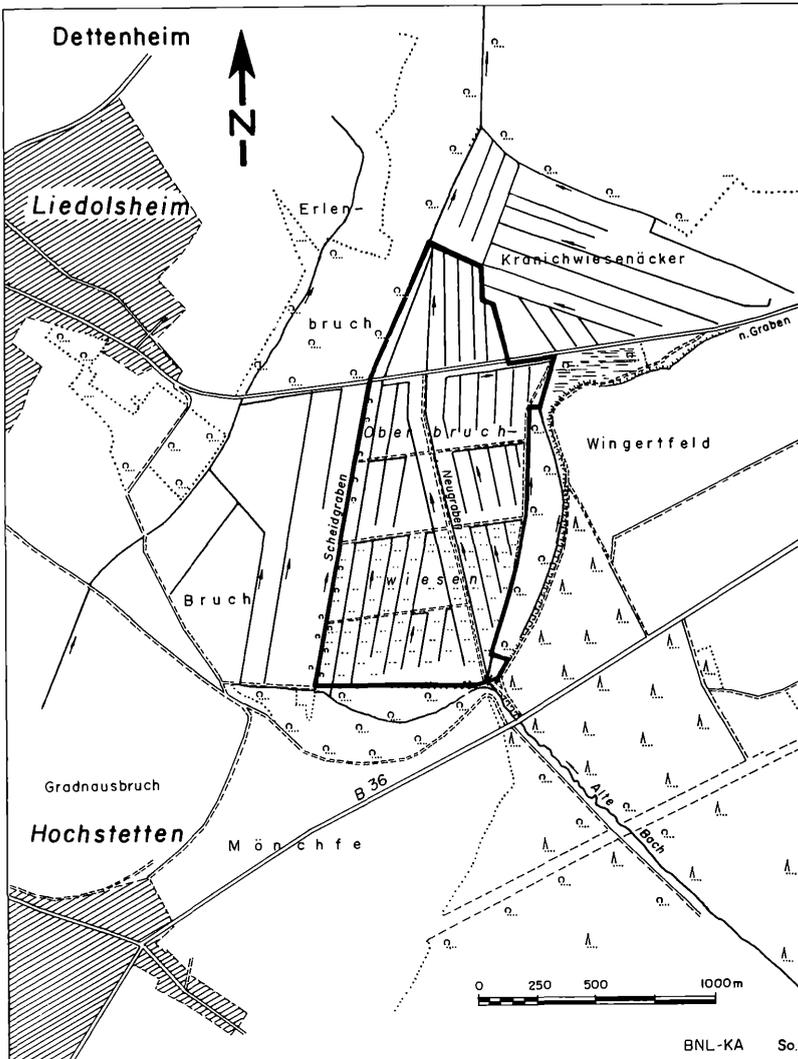
(Verordnung vom 29. 12. 1989, veröffentlicht im Gesetzblatt Baden-Württemberg vom 30. 3. 1990, S.102; Landkreis Karlsruhe; Gemeinde Graben-Neudorf; Größe ca. 122 ha; TK 6816.)

Westlich von Graben erstreckt sich in einem ehemaligen Rheinmäander die größte zusammenhängende Wiesenlandschaft nördlich von Karlsruhe. Niederungen und Auen beherrschen den Naturraum der „Nördlichen Oberrhein-Niederung“. In den alten Rheinschlingen haben sich torfige, anmoorige Böden entwickelt, die mit Kies, Sand oder Auelehm durchsetzt sind.

Dieses Standortmosaik, das oftmals wechselnden Überflutungen und starker Vernässung ausgesetzt war, bot ideale Voraussetzungen für artenreiche Feuchtwiesen-

biotope. Sie wurden in früheren Zeiten als Streuwiesen genutzt. Mit zunehmender „Technisierung“ der Landwirtschaft – Melioration durch Entwässerung und den Einsatz von Kunstdünger – veränderte sich jedoch ihr Artenspektrum rapide. Ihre ursprüngliche Vielfalt erhielt den artenarmen, monotonen Aspekt von Wirtschaftsgrünland. Höher liegende Fluren wurden sogar umgebrochen und ackerbaulich genutzt.

Seit der Rheinbegradigung nahm die ehemals ausgedehnte Wiesenlandschaft stetig an Fläche ab. Innerhalb der letzten 25 Jahre ist ein Rückgang von ca. 88% zu verzeichnen. Trotz allem stellen die Oberbruchwiesen noch ein bedeutsames Relikt der ehemals landschaftsbestimmenden Wiesenflur dar. Die anzutreffenden Wiesengesellschaften tragen je nach Feuchtegrad und Düngergegeben Aspekte der Glatthafer- oder Kohldistelwie-



Karte zu den Oberbruchwiesen.

BNL-KA So.

sen. So finden sich entlang der Entwässerungsgräben kleine Inseln mit Arten der Kalk-Binsenwiese, wie z. B. die Knotenbinse (*Juncus subnodulosus* R3).

Das vorhandene Grabensystem ist als Lebensraum für Libellen geradezu ideal. Ihre Ansprüche an Wasserqualität und Fließgeschwindigkeit sind im Schutzgebiet erfüllt. Eine große Anzahl seltener Arten ist hier noch anzutreffen, so der stark gefährdete Kleine Blaupfeil (*Orthemtrum coerulescens* R2), die Gebänderte Prachtlibelle (*Calopteryx splendens* R2), die Große Binsenjungfer (*Lestes viridis* R4) und viele andere.

Obwohl der Artenbestand der Wiesenpflanzen ziemlich uniform ist, konnten immerhin 44 Schmetterlingsarten nachgewiesen werden. Viele davon sind stark gefährdet bzw. potentiell gefährdet.

Auch Amphibien finden in den Oberbruchwiesen ideale Laichbiotope und Nahrungsmöglichkeiten. Grasfrosch (*Rana temporaria* R4), Wasserfrosch (*Rana esculenta*), Springfrosch (*Rana dalmatina* R2) und Teichmolch (*Triturus vulgaris*) profitieren von den unterschiedlichen Standortbedingungen.

Neben all den erwähnenswerten Tiergruppen hat das Schutzgebiet eine herausragende Bedeutung für die Vogelwelt als Brut-, Nahrungs-, Rast- und Überwinterungsplatz. Besonders die wiesenbewohnenden Arten, die durch den Rückgang an Wiesenfluren stark gefährdet sind, sind zu nennen. Der Große Brachvogel (*Numenius arquata* R1) hat hier einen seiner letzten drei Brutplätze in Nordbaden. Geeignete Lebensbedingungen finden auch Braunkehlchen (*Saxicola rubetra* R2), Bekassine (*Gallinago gallinago* R1) und Schafstelze (*Motacilla flava* R3).

Als Überwinterungsgäste finden sich regelmäßig die Kornweihe (*Circus cyaneus* R1), der Sperber (*Accipiter nisus* R3), der Rotmilan (*Milvus milvus* R3), die Rohrweihe (*Circus aeruginosus* R1), der Kiebitz (*Vanellus vanellus*) u. a. ein.

Die Oberbruchwiesen stellen als zusammenhängende Wiesenlandschaft einen eindrucksvollen Rest einer naturnahen Kulturlandschaft dar. Sie repräsentieren eine Landnutzung, die früher in Abhängigkeit von Boden und Wasserregime die einzige mögliche Wirtschaftsform der Rheinaue in solchen Lagen war.



Be- und Entwässerungsgräben mit Hochstauden- und Seggensäumen sind die einzige Unterbrechung der weiten Wiesenenebene der Oberbruchwiesen.

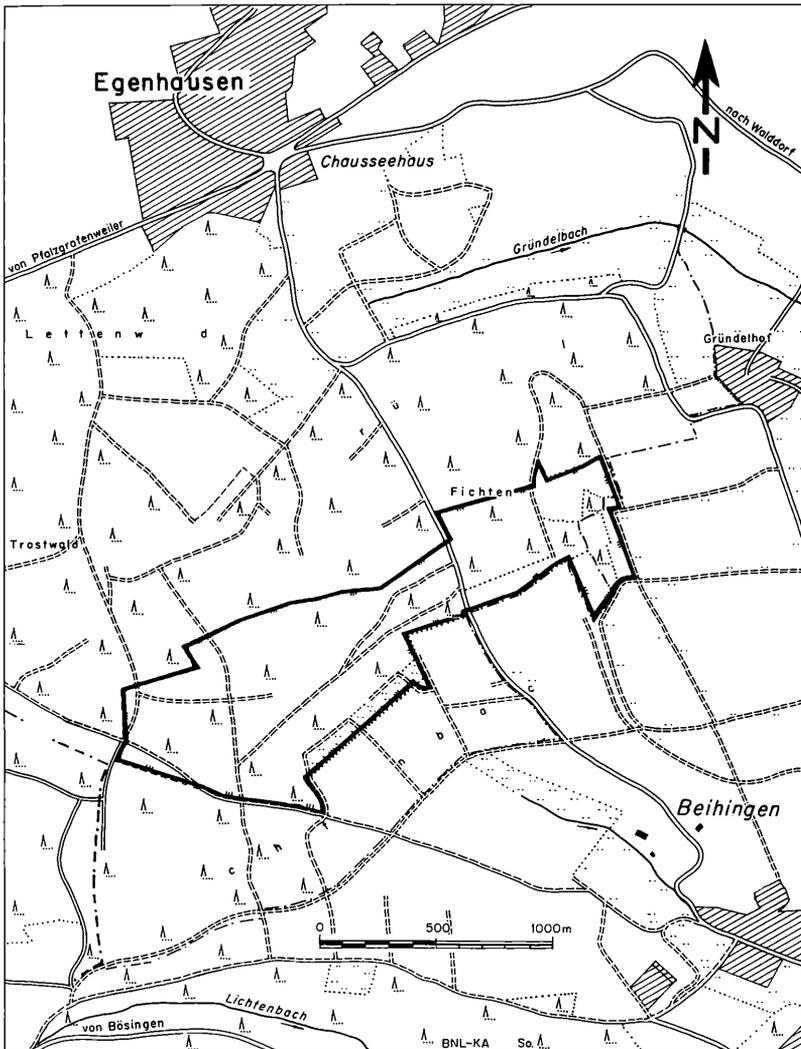
**Oberer Gründel**

(Verordnung vom 29. 12. 1989; veröffentlicht im Gesetzblatt Baden-Württemberg vom 23. 3. 1990, S. 83 LKR Calw, Gemeinden Egenhausen und Haiterbach-Beihingen, Größe 29, 2 ha, TK 7417.)

Südlich Egenhausen und nordwestlich von Beihingen erstreckt sich auf etwa 580 m Höhe das Naturschutzgebiet „Oberer Gründel“ Naturräumlich gehört es zu den Schwarzwald-Randplatten, speziell zur „Bösinger Wellenkalkplatte“ Das gesamte Gebiet liegt auf unterem Muschelkalk.

Nachdem die Fläche des Schutzgebietes früher vorwiegend der Schafbeweidung diente, erfolgte nach Aufgabe der Weidewirtschaft vor einigen Jahrzehnten eine lockere Bestockung mit Fichten und Kiefern. Die Reste

der natürlichen Pflanzendecke sind Halbtrockenrasen, die pflanzensoziologisch der montanen Kalk-Magerweide zuzurechnen sind. Aufgrund abnehmender, extensiver Beweidung mit Schafen sind diese Gesellschaften heute jedoch nur noch in Relikten vorhanden, meist auf Standorten, deren intensive Nutzung nicht lohnt. Solche Bereiche wurden deshalb zum Teil aufgeforstet. Diese veränderten Verhältnisse sind für das starke Schwinden der montanen Kalk-Magerweide verantwortlich. Häufig anzutreffende Arten sind vor allem die Enziane (Gefranster E., *Gentiana ciliata* und Deutscher Enzian, *G. germanica*), die Silber- und Golddistel (*Carlina acaulis*, *C. vulgaris*) die Tauben-Skabiose (*Scabiosa columbaria*) und die Stengellose Kratzdistel (*Cirsium acaule*). Durch die Schafbeweidung haben diese verbissenen, d. h. stacheligen und bitterstoffreichen Arten eine



Karte zum Naturschutzgebiet Oberer Gründel.

indirekte Förderung erfahren. Als nicht weidefeste Art fehlt z. B. die Aufrechte Trespel (*Bromus erectus*) fast ganz, dafür treten Schafschwingel (*Festuca ovina*) Pyramiden-Kammshmiel (*Koeleria pyramidata*) und die Fieder-Zwenke (*Brachypodium pinnatum*) dominant als Rasenbildner auf.

Es ist anzunehmen, daß zu Zeiten der Schafbeweidung der Orchideenbestand nicht nennenswert war. Bei einer jüngeren floristischen Erhebung wurden 109 Gefäßpflanzen, darunter allein 12 Orchideenarten, gezählt. Somit gehört das Schutzgebiet wohl zu den artenreichsten Orchideenvorkommen innerhalb seines Naturraums. Dieser Reichtum an Arten wird durch das kleinräumige Mosaik trockener, wechsellückiger und wechselfrischer bis nasser Standorte gefördert. Kleine Stillgewässer, wie Quellaustritte und wenige Meter lange Gräben, sind wichtige Laichgewässer für den Grasfrosch (*Rana temporaria* R4), die Erdkröte (*Bufo bufo* R4) und den Bergmolch (*Triturus alpestris*), die allesamt in den angrenzenden Wiesen ihren Lebensraum haben.



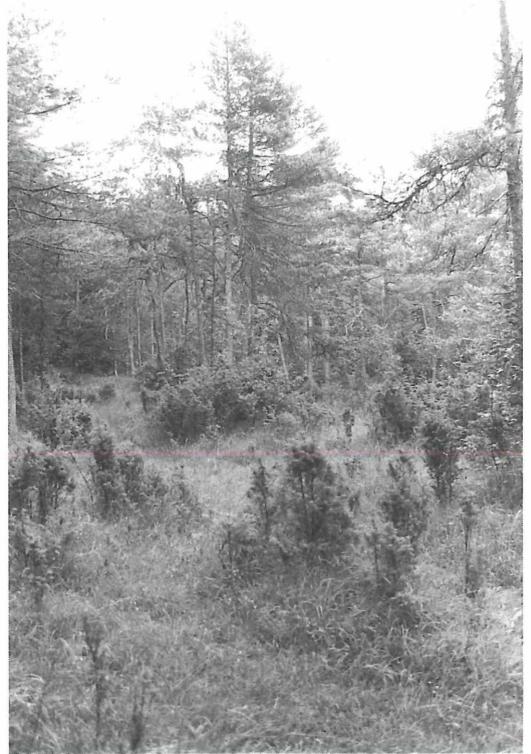
Pfeifengrasbestände unter lückigem Kiefernwald sind das kennzeichnende Bild auf der Kuppe des Schutzgebietes.

Waldträufe, Hecken und kleinräumige Wiesengesellschaften verleihen dieser Kulturlandschaft ein unverwechselbares Gepräge.

Angereichert wird die Artenvielfalt durch die blütenreiche Wildkrautflora auf extensiv genutzten Äckern. Acker-Wachtelweizen (*Melampyrum arvense*), Feld-Rittersporn (*Consolida regalis*), Hundspetersilie (*Aethusa cynapium*) und Sommer-Adonisröschen (*Adonis aestivalis* R3) sind nur einige attraktive Vertreter.

Es ist daher unbedingt notwendig, diese typische Kulturlandschaft der Heckengäu-Randgebiete zu erhalten und den Fortbestand der Orchideenvorkommen durch gezielte Pflegemaßnahmen (z. B. Auslichtung und Mahd) zu sichern.

Der besondere, für den Landkreis Calw sehr seltene Vegetationstyp der montanen Kalkmagerweiden erfordert bei der Ausübung der Jagd gewisse Rücksichtnahmen. So sind u. a. Fütterungs- und Kirrplätze wegen Nahrungseintrag und Trittschäden im Schutzgebiet untersagt.

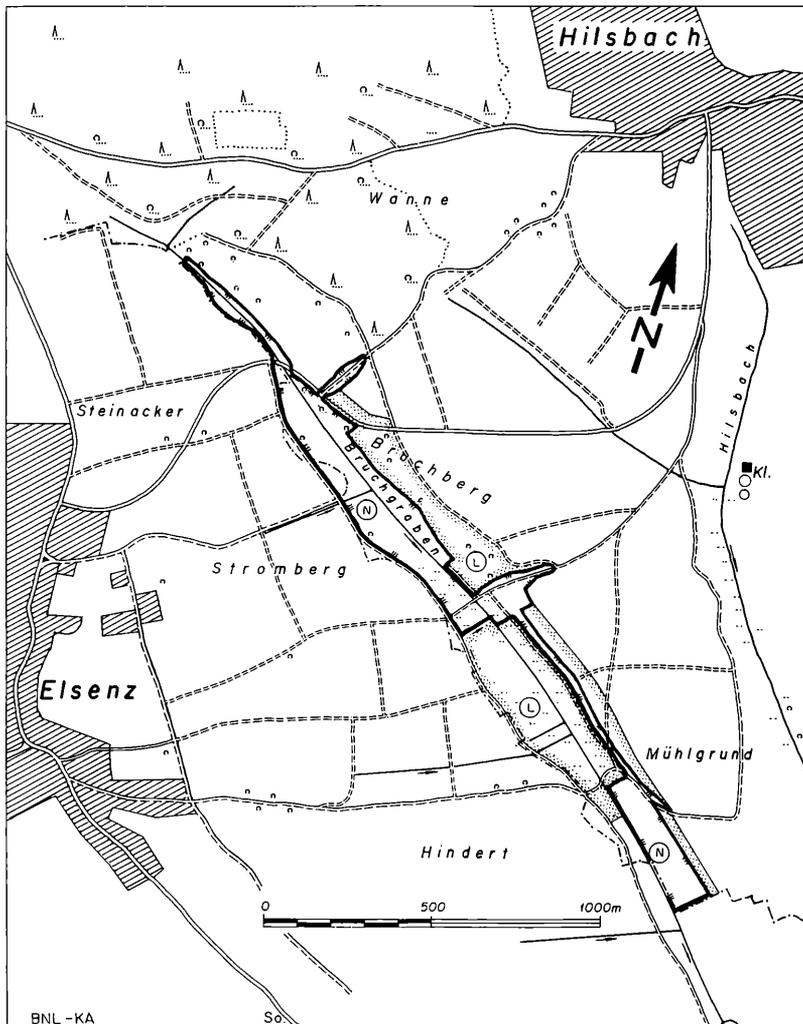


Wacholderbestände in größeren Lücken der schlechtwüchsigen Kiefernbestände in den Hanglagen weisen auf die frühere Schafbeweidung des Gebietes hin.

**Hilsbacher Bruchwiesen**

(Verordnung vom 29. 12. 1989, veröffentlicht im Gesetzblatt Baden-Württemberg vom 28. 2. 1990, S. 67; Rhein-Neckar-Kreis; Stadt Sinsheim; Größe 42 ha; TK 68119.)  
 Südlich von Hilsbach gelangt man zu dem kombinierten Natur- und Landschaftsschutzgebiet, das die gesamte Talaue des Bruchgrabens und seine bis zu 25 m hohe Flanke umfaßt. Die Bruchwiesen sind Reste der einst für den zentralen Bereich des Kraichgau typischen bachbegleitenden Wiesenlandschaften. Sie liegen eingebettet in das durchweg waldfreie, sanft gewellte Lößhügelland des Eppinger Gäus. Fruchtbare Löß- und Lößlehm-böden bedecken, teilweise mit mehreren Metern Mächtigkeit, den darunter lagernden Unteren Gipskeuper, der nur an steilen Hängen zutage tritt. Die Talaue, das letzte naturnahe Element einer vollkom-

men ausgeräumten Kulturlandschaft, wird von unterschiedlichen Lebensräumen charakterisiert. So kommen Wiesen, Schilfbereiche, Großseggenriede, Gräben mit Baum- und Schilfgalerien als auch Gebüschgruppen und Heckenzüge vor. Im Steilhang verbergen sich interessante Strukturen wie alte Hohlwege, Erosionsrinnen und Böschungen. In der umliegenden Landschaft allerdings wird das Bild durch eine Intensiv-Nutzung mit Acker- und Weinbau und mannigfaltige Freizeitaktivitäten (Gartengrundstücke) geprägt.  
 Der Bruchgraben und die Entwässerungsgräben werden meist von schmalen Röhrichtsäumen begleitet, die mit Erlen und Weidengebüschern bereichert sind. Sie alle münden in die ausgedehnte, zentrale Schilffläche des Naturschutzgebietes. Neben dem Schilf kommen hier Arten wie die Gelbe Schwertlilie (*Iris pseudacorus*), der Aufrechte Merk (*Sium erectum*) und der Flutende



Karte zu den Hilsbacher Bruchwiesen.

Wasserschwaden (*Glyceria fluitans*) vor. Auf weniger nassen, jedoch gut durchfeuchteten Standorten grenzen Großseggenriede und nasse Staudenfluren an. Zu erwähnen sind die auffallenden Horste der Rispen-Segge (*Carex paniculata*) und die Herden der Sumpfschilf (*Carex acutiformis*), die Hochstauden werden vorwiegend von der Engelwurz (*Angelica sylvestris*), dem Mädesüß (*Filipendula ulmaria*) und dem Breitblättrigen Rohrkolben (*Typha latifolia*) vertreten.

Die noch vorhandenen Talwiesen gehören im wesentlichen zum Typ der feuchten Glatthaferwiesen. Sie sind durch die wirtschaftliche Nutzung stark überformt, in der Regel werden sie zwei- bis dreimal gemäht. Einige ihrer charakteristischen Arten seien hier erwähnt: Wiesen-Flockenblume (*Centaurea scabiosa*), Herbstzeitlose (*Colchicum autumnale*) und Wiesenstorchschnabel (*Geranium pratense*). Überdüngte Wiesenfluren fallen durch ihren Reichtum an Wiesenkerbel (*Anthriscus sylvestris*) und Bärenklau (*Heracleum sphondyleum*) auf.

Reste der ehemals verbreiteten Streuwiesen beschränken sich nur noch auf wenige Grundstücke. Auch sie sind durch Trockenlegungsmaßnahmen stark gefährdet. Von ihrem ursprünglichen, reichhaltigen Artengefüge blieben nur noch die Kohldistel (*Cirsium oleraceum*), die Kuckucks-Lichtnelke (*Lychnis flos-cuculi*) und diverse Seggenarten übrig.

Im Südwesten des Naturschutzgebietes befindet sich eine große Zahl mit Hecken bewachsener, kleiner Raine. Diese Kombination aus den obengenannten Wiesenfluren und den teilweise mehrere hundert Meter langen Heckenzügen verleiht der Landschaft unverwechselbare Züge. Für die Vogelwelt hat dieser strukturreiche

Lebensraum einen ganz beachtlichen Wert. So leben hier unter anderem der Neuntöter (*Lanius collurio* R2), der Pirol (*Oriolus oriolus* R4), das Braunkehlchen (*Saxicola rubetra* R2) und die Turteltaube (*Streptopelia turtur* R3).

Das umgebende Landschaftsschutzgebiet erfaßt weitere Teile des Bruchgrabens und diverse Entwässerungsgräben sowie landwirtschaftliche Nutzflächen am Bruchberghang. Wiesen, Äcker und Weinberge beherbergen in Bereichen weniger intensiver Nutzung Standorte mit Brachen und Reste einer interessanten Wildkrautflora, wie den Acker-Gelbstern (*Gagea villosa* R3) und den Blauen Ackergauchheil (*Anagalis foemina* R3). Die Pflanzendecke der Wiesen erhöht liegender Standorte ist der trockenen Salbei-Glatthafer-Variante zuzurechnen. Besonders die Böschungen des Bruchberges werden von Schlehen-Liguster-Gebüschern markiert. Leider sind viele der reizvollen Hohlwege verfüllt und vom Gebüsch völlig überwuchert.

Der besondere Wert der Hilsbacher Bruchwiesen liegt in der Kombination von Wiesen unterschiedlicher Standorte mit Hochstaudenfluren, Röhrlichten, Großseggenrieden, Hecken und Gebüschgruppen. Eine Beeinträchtigung oder Zerstörung dieser Biotope würde einen großen Verlust für den ansonsten ausgeräumten Naturraum bedeuten. Die Gefährdungen sind vielfältig und liegen z.B. in weiterer Entwässerung, Unterlassung der Mahd und vor allem im weiteren Wiesenumbruch.

Zum Schutz des zentralen Schilfgebietes ist die Ausübung der Jagd eingeschränkt und Wiesenumbruch ausdrücklich verboten.



Der Blick vom Bruchberg auf die Niederung des Bruchgrabens zeigt die typische Landschaftsgliederung: Weinberge in Hanglage (LSG) grenzen mit einer breiten Hecke an die Aue (NSG), die größtenteils als Wiese genutzt wird, dazwischen jedoch auch Schilf- und Röhrlichtbestände aufweist.

### Ellmendinger Roggenschleh

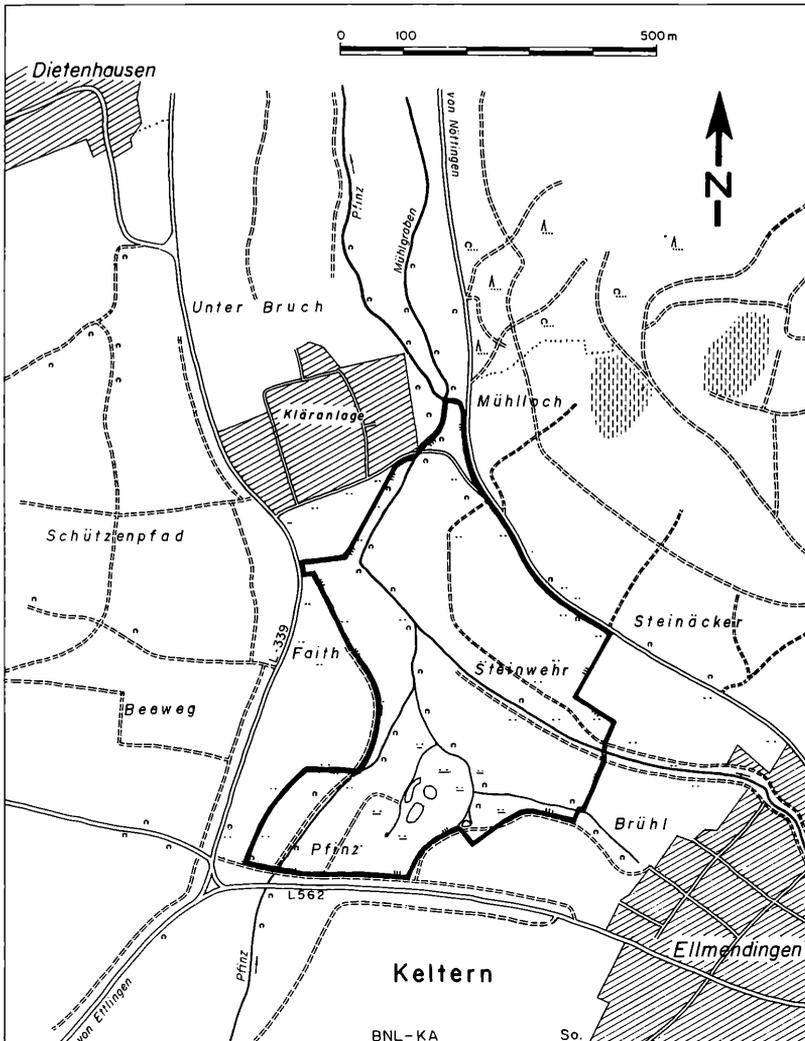
(Verordnung vom 29. 12. 1989; veröffentlicht im Gesetzblatt Baden-Württemberg vom 23. 3. 1990, S. 81; Enzkreis; Gemeinde Kelttern; Größe 22 ha; TK 7017.)

Das am nordwestlichen Ortsrand von Ellmendingen gelegene Schutzgebiet ist Bestandteil einer typischen Tal Landschaft des westlichen Pfingzgau. Aufgebaut aus anstehenden Schichten des Unteren Muschelkalks und des Oberen Buntsandsteins, die inselartig mit sandigem Lehm überdeckt sind, treten im Talbereich an tieferliegenden Stellen lokale Veränderungen auf den wasserstauenden Horizonten der Röttone auf. Darum konnten hier versumpfte, nährstoffarme und saure Böden entstehen.

Biologische Vielfalt, Reichtum an Kleinbiotopen und die

hohe Zahl und Kombination von Arten kennzeichnen den „Ellmendinger Roggenschleh“ Differenzierte mikroklimatische, edaphische und nutzungsbedingte Verhältnisse bieten verschiedenen Pflanzengesellschaften und einer darauf angewiesenen Tierwelt ein Mosaik von Lebensräumen an: Still- und Fließgewässer, Schilfröhrichte und Seggenriede, Feucht- und Naßwiesen, Wirtschaftswiesen, Ruderalfluren, Ackerflächen und Feldgehölze, Streuobstwiesen, Hecken und Auwald.

In den Teichen und deren ufernahen Bereichen befinden sich Schwimmblattgesellschaften, Riede und Röhrichtzonen. Kleine Bestände der weißen Seerose (*Nymphaea alba* R3) und untergetaucht schwimmende Wassersternteppiche (*Callitriche spec.*) kommen in tiefen Wasserzonen vor. Verlandungspioniere wie die Gelbe Schwertlilie (*Iris pseudacorus*), der Igelkolben (*Sparga-*



Karte zum Naturschutzgebiet Ellmendinger Roggenschleh.

*nium erectum*) und Schilf (*Phragmites australis*) bilden entlang der Ufer dichte Gürtel aus.

Talaufwärts hat sich entsprechend der unterschiedlichen Feuchte- und Nutzungsgrade die Vegetation mosaikartig ausgebildet. Vernäbte, nahe dem Bach oder an den ehemaligen Entwässerungsgräben liegende Hochstaudenfluren wechseln mit mäßig feuchten oder wechselfeuchten Naßwiesen oder mit trockenen Glatthaferwiesen. Die bewirtschafteten, gut gedüngten und ertragreichen Feucht- bis Naßwiesen kalkreicher Standorte gehören zu den Kohldistelwiesen. Ihr Artenreichtum wird u. a. durch Kohldistel (*Cirsium oleraceum*), Sumpfdotterblume (*Caltha palustris*), Schlangenknöterich (*Polygonum bistorta*), Waldsimse (*Scirpus sylvaticus*), Sumpfhornklee (*Lotus uliginosus*), Kuckucks-Lichtnelke (*Lychnis flos-cuculi*) und Engelwurz (*Angelica sylvestris*) bestätigt.

Die Pflanzen auf den nicht mehr gemähten Naßwiesen oder entlang der Wassergräben sind meist Hochstauden, während die quellig versumpften Wiesen senken dunkelgrüne Teppiche der Spitzblütigen Binse (*Juncus acutiflorus*) tragen.

Je nach Geländere relief treten zwei verschiedene, artenreiche Fettwiesentypen auf, die regelmäßig landwirtschaftlich genutzt werden. Auf frischen Standorten wachsen die Fuchsschwanz-Glatthaferwiesen mit dem Wiesen-Fuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*), der Bach-Nelkenwurz (*Geum rivale*), dem Wiesen-Schaumkraut (*Cardamine pratensis*), dem Schlangenknöterich (*Polygonum bistorta*) und dem Frauenmantel (*Alchemilla vulgaris*) u. a. Etwas höher gelegenes, mäßig frisches Grünland leitet zu den reinen Glatthaferwiesen mit dem Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*), dem Scharfen Hahnenfuß (*Ranunculus acris*) und dem Bärenklau (*Heracleum sphondylium*) über.

Die nassen Großseggenriede mit der Spitzblütigen Segge (*Carex acutiformis*) und der Zarten Segge (*C. gracilis*) dominieren flächendeckend. An den Übergangszonen zu den Hochstaudenfluren tritt in wenigen Exemplaren die seltene Rasen-Segge (*C. cespitosa* R3) auf. Ausgedehnte Schilfröhrichte wachsen in Senken und Talmulden oder an Entwässerungsgräben, die auch oft mit dichten Fluren der Brunnenkresse bestanden sind.

Die in Süd-Nord-Richtung fließende Pfinz wird von einem landschaftlich reizvollen Erlen-Auwald begleitet. Der Gehölzbestand setzt sich aus der Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*), der Silber-Weide (*Salix alba*), der Esche (*Fraxinus excelsior*), der Kanadischen Pappel (*Populus canadensis*) und der Korbweide (*Salix viminalis*) zusammen. Als Krautschicht beteiligt sich eine mehr oder weniger dichte Decke u. a. aus Brennessel (*Urtica dioica*), Giersch (*Aegopodium podagraria*), Wald-Zwenke (*Brachypodium sylvaticum*) und Gefleckter Taubnessel (*Lanidium maculatum*).

Durch den Rückgang von Feuchtgebieten und offenen Fließ- und Stillgewässern im weiten Umkreis hat das Schutzgebiet eine große Anziehungskraft für die Vogelwelt, insbesondere für die Wasservögel. So brüten hier regelmäßig der Sumpfrohrsänger (*Acrocephalus palustris*), die Bergstelze (*Motacilla cinerea*) und das Bläßhuhn (*Fulica atra*). Andere Arten wie der Eisvogel (*Alcedo atthis* R2), und Graureiher (*Ardea cinerea* R3) nutzen dieses Gebiet als Jagdreviere. Das vielfältig strukturierte Angebot an Feuchtgebieten bietet ideale Lebensmöglichkeiten für eine artenreiche Amphibien- und Reptilienfauna. Neben Grasfrosch (*Rana temporaria* R4), Erdkröte (*Bufo bufo* R4) und diversen Lurchen lebt hier auch die Ringelnatter (*Natrix natrix* R3).



Das Gewann Steinwehr von Nordosten: An einen schmalen Auwaldstreifen entlang des Baches grenzen Schilfbestände mit Weidenbüschen, Feuchtgebiete und einzelne Wiesen.

## Publikationen des Staatlichen Museums für Naturkunde Karlsruhe

### andrias

unregelmäßig erscheinende Einzelbände zu Themen aus naturkundlichen Forschungsgebieten.

1. Taxonomie und Phylogenie von Arthropoden. – 102 S., 37 Abb., 1981 . . . . . DM 34,—
2. Vegetationskunde und Lichenologie. – 64 S., 17 Abb., 1983 . . . . . DM 28,—
3. Morphologie und Taxonomie von Insekten. – 104 S., 172 Abb., 1983 . . . . . DM 40,—
4. Fossilfundstätte Messel. – 171 S., 49 Abb., 17 Taf., 1985 . . . . . DM 60,—
5. Taxonomie und Phylogenie von Arthropoden. – 224 S., 114 Abb., 1986 . . . . . DM 65,—
6. Fossilfundstätte Höwenegg. – 128 S., 96 Abb., 6 Taf., 1 Falttaf., 1989 . . . . . DM 56,—

### carolinea

setzt mit Band 40 die von 1936 bis 1980 mit 39 Bänden erschienenen „Beiträge zur naturkundlichen Forschung in Südwestdeutschland“ fort. Jahresbände mit naturkundlichen Arbeiten und Mitteilungen aus dem südwestdeutschen Raum und aus dem Museum am Friedrichsplatz in allgemeinverständlicher Form.

- Band 40: 128 S., 96 Abb., 38 Tab., 1982 . . . . . DM 43,—  
Band 41: 152 S., 96 Abb., 24 Tab., 1 Taf., 1983 . . . . . DM 48,—  
Band 42: 148 S., 67 Abb., 24 Tab., 2 Taf., 1985 . . . . . DM 48,—  
Band 43: 132 S., 105 Abb., 15 Tab., 1 Farbtaf., 1985 . . . . . DM 48,—  
Band 44: 183 S., 109 Abb., 29 Tab., 1 Taf., 7 Farbtaf., 1986 . . . . . DM 48,—  
Band 45: 168 S., 92 Abb., 4 Tab. (Beilage), 4 Farbtaf., 1987 . . . . . DM 48,—  
Band 46: 160 S., 77 Abb., 2 Tab. (Beilage), 1988 . . . . . DM 48,—  
Band 47: 192 S., 135 Abb., 20 Tab., 5 Taf. (Beilage), 8 Farbtaf., 1989 . . . . . DM 60,—  
Band 48: 176 S., 112 Abb., 24 Tab., 3 Taf., 2 Farbtaf., 1990 . . . . . DM 56,—

### Beihefte

der Beiträge zur naturkundlichen Forschung in Südwestdeutschland.

Monografische Arbeiten, in unregelmäßiger Folge.

1. H. HÖLZEL: Die Neuropteren Vorderasiens, 4. Myrmeleonidae. – 103 S., 197 Abb., 1972 . . . . . DM 30,—
2. G. FUCHS: Das Unterdevon am Ostrand der Eifeler Nordsüd-Zone. – 163 S., 18 Abb., 9 Taf., 2 Karten, 1974 . . . . . DM 51,—
3. R. U. ROESLER & P. V. KÜPPERS: Die Phycitinae (Lepidoptera: Pyralidae) von Sumatra; Taxonomie Teil A. – 249 S., 7 Abb., 36 Taf., 1979 . . . . . DM 48,—
4. R. U. ROESLER & P. V. KÜPPERS: Die Phycitinae (Lepidoptera: Pyralidae) von Sumatra; Taxonomie Teil B. – 282 S., 4 Abb., 42 Taf., 1981 . . . . . DM 48,—
5. U. FRANKE: Katalog zur Sammlung limnischer Copepoden von Prof. Dr. F. Kiefer. – 433 S., 2 Abb., 1989 . . . . . DM 36,—
6. R. WOLF & F.-G. LINK: Der Füllmenbacher Hofberg – ein Rest historischer Weinberglandschaft im westlichen Stromberg. – 84 S., 35 Abb., 1990 . . . . . DM 20,—

### Führer zu Ausstellungen

3. Ursprung des Menschen (R. ANGST) – 4. Aufl., 56 S., 113 Abb., 1988 . . . . . DM 5,—
  4. Drachen (Sonderausstellung gemeinsam mit der Badischen Landesbibliothek und der Staatlichen Kunsthalle Karlsruhe) – 143 S., 120 Abb. (davon 11 farbig), 1980 . . . . . DM 5,—
  6. Südbadische Fossilfunde – Fundstätten Öhningen und Höwenegg (S. RIETSCHEL, L. TRUNKO, W. WEISSBRODT) – 46 S., 76 Abb. (davon 13 farbig; 1 Falttaf.), 1985 . . . . . DM 7,50
  8. Panguana – Wald und Wasser im tropischen Südamerika (M. VERHAAGH) – 48 S., 115 Abb. (davon 12 farbig), 1986 . . . . . DM 5,—
  9. 50 Jahre Vivarium. – 48 S., 43 Abb. (davon 26 farbig), 1988 . . . . . DM 6,—
- Die Führer 1 (Das Vivarium), 2 (Kriechtiere und Lurche), 5 (Waldsterben) und 7 (Die Flußperlmuschel) sind derzeit vergriffen.

### Vom Naturalienkabinett zum Naturkundemuseum 1785–1985 – Geschichte der Landessammlungen für Naturkunde Karlsruhe, 1985 . . . . . DM 5,—

Bestellungen an das Staatliche Museum für Naturkunde, Postfach 39 49, D-7500 Karlsruhe 1.

Zu den angegebenen Preisen wird bei Versand ein Betrag von DM 2,50 für Porto und Verpackung in Rechnung gestellt. Bestellungen unter DM 20,— nur gegen Vorkasse.

Mitglieder des Naturwissenschaftlichen Vereins Karlsruhe e. V. erhalten auf die Zeitschriften andrias, carolinea und die Beihefte sowie auf ältere Bände der „Beiträge“ einen Rabatt von 30 %.