



UFZ-Bericht

UMWELTFORSCHUNGSZENTRUM LEIPZIG-HALLE GMBH

Nr. 1/2000

Populationsökologische Studien an Tagfaltern 1

Herausgeber:

Josef Settele¹ und Silvia Kleinewietfeld²

¹ UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

PB Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume

² Dölitzter Straße 27, 04277 Leipzig

RS

00

1926 MA

ISSN 0948-9452

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)



00408288

Populationsökologische Studien

an Tagfaltern 1

Herausgegeben von

Josef SETTELE¹ & Silvia KLEINWIEFELD²

¹ UFZ – Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig

² Dölitzer Str. 27; 04277 Leipzig

Inhalt

Vorwort	II
Autökologische Untersuchungen zu <i>Glaucopsyche (Maculinea) nausithous</i> (BERGSTRÄSSER, [1779]) (Lep.: Lycaenidae) im Filderraum bei Stuttgart	1
Sabine GEIBLER-STROBEL	
Zur Populationsbiologie von <i>Maculinea rebeli</i> HIRSCHKE, 1904 (Lep.: Lycaenidae) auf ostwestfälischen Kalkmagerrasen und Empfehlungen zum Schutz	73
Christiane MEYER-HOZAK	

Vorwort

Mit zunehmender Häufigkeit waren im Laufe des vergangenen Jahrzehnts populationsbiologische Studien zu Tagfaltern durchgeführt worden. In der Regel handelte es sich dabei um Diplom- oder Doktorarbeiten, die allerdings meist ohne intensiven Austausch mit der „Außenwelt“ „zurechtkamen“. Oder es wurden kleinere Studien mit ähnlicher Thematik angefertigt, u.a. im Umfeld von Planungsbüros, v.a. mit der Zielsetzung, Aussagen zum Schutz gefährdeter (Ziel-)Arten zu gewinnen. Aufgrund der relativen Isolation der Aktivitäten waren aber sowohl viele sehr ähnliche Arbeiten entstanden, als auch die selben Fehler immer wieder wiederholt worden.

Um hier im deutschsprachigen Raum einen besseren Austausch anzustoßen, wurde die Idee geboren, am UFZ Leipzig-Halle einen Workshop zu dieser Thematik durchzuführen. Grundüberlegung war hierbei, einen Rahmen zu bieten, in dem der zwanglose Austausch von Erfahrungen und Meinungen möglich wird, ohne daß dabei der übl(ich)e Tagungs-Charakter entsteht, bei dem es allzu oft mehr um die Selbstdarstellung als um die Suche nach wissenschaftlichem Austausch geht.

Eine erste derartige Veranstaltung fand schließlich im Mai 1999 statt (Programm und Teilnehmer siehe nächste Seiten). Sie war so gut angekommen, daß eine Wiederholung, bzw. eine regelmäßige Durchführung einer solchen Tagung angeregt wurde. Folglich wurde der 2. Workshop zur Populations**biologie** von Tagfaltern im März 2000 veranstaltet (der 1. Workshop stand noch unter der Überschrift „Populations**ökologie** von Tagfaltern“). Es ist nunmehr geplant, alljährlich im März einen solchen Workshop am UFZ in Leipzig zu veranstalten.

Des weiteren soll verbunden mit diesen Workshops die Möglichkeit geboten werden, auch umfangreichere Arbeiten allgemein zugänglich zu machen, also in zitierfähiger Weise zu publizieren. Die Arbeiten sollten (müssen aber nicht

in jedem Falle) auf den Workshops vorgestellt worden sein.

Als interessant wird sich diese Art der Publikation vor allem für jene zahlreichen Diplomarbeiten erweisen, die ansonsten nirgends veröffentlicht worden wären, da die Bearbeiter nach deren Abschluß oft nicht mehr die Zeit finden, eine wesentlich gekürzte Version auf den Markt zu bringen. Folglich bleiben viel zu viele wertvolle Informationen in nahezu unzugänglichen Schubladen liegen. Wir hoffen, daß in Form dieser UFZ-Berichte, die in loser Folge Bände zur Populationsbiologie der Tagfalter enthalten werden, ein entscheidender Beitrag zur Schließung dieser Lücke geleistet werden kann.

Die abgedruckten Arbeiten werden zuvor von mir zwar nochmals gegengelesen (um nach relativ eindeutigen Kürzungsmöglichkeiten zu suchen), es handelt sich aber nicht einmal in Ansätzen um ein übliches review-System. Folglich werden auch nicht durchgängig alle Arbeiten eine „Super-Qualität“ aufweisen, aber in allen dürften wertvolle Daten enthalten sein, die somit für weitere Verwendungen verfügbar sind – und das ist das Hauptziel dieser „Reihe“.

Die ersten beiden UFZ-Berichte zur Populationsbiologie von Tagfaltern (1/2000 und 2/2000) basieren im Wesentlichen auf der 1. Tagung. Die Beiträge wurden aus technischen Gründen in 2 Berichte (statt in nur einen) zusammengefaßt. Wohl repräsentativ für den Schwerpunkt populationsbiologischer Studien in Deutschland, sind diese beiden Berichte von Arbeiten über die Gattung *Glaucopsyche* (Untergattung *Maculinea*) dominiert.

Leipzig, im Juli 2000

Josef SETTELE

(UFZ LEIPZIG-HALLE, PERMOSERSTR. 15,
04318 LEIPZIG; SETTELE@PRO.UFZ.DE;
[HTTP://WWW.UFZ.DE/SPB/NAT/SETTELE/](http://WWW.UFZ.DE/SPB/NAT/SETTELE/))

Appendix 1 zum Vorwort:

Tagungsprogramm

Populationsökologie von Tagfaltern

UFZ Leipzig, 6. - 8. Mai 1999

Donnerstag 6. Mai 1999

14:00	14:20	Josef SETTELE (Leipzig)	Einführung und Zielsetzung des Workshops
14:30	14:50	Sabine GEISSLER-STROBEL (Tübingen)	Zu den Ursachen für die unterschiedliche Gefährdung von <i>Glaucopsyche nausithous</i> und <i>G. teleius</i>
15:00	15:20	Manfred Alban PFEIFER (Bobenheim-Roxheim)	Verhaltensstudien an <i>Glaucopsyche nausithous</i>
15:30	15:50	Birgit BINZENHÖFER (Zeil am Main)	Studien zur Mobilität von <i>G. nausithous</i> und <i>G. teleius</i>
16:00	17:10		Pause
17:10	17:50	Übersichts-Vortrag: Thomas SCHMITT (Mainz)	Genetische Studien im Rahmen der Populationsbiologie: Das Beispiel subspezifischer Differenzierungsprozesse, postglazialer Arealgeschichte und populationsgenetischer Struktur von <i>Polyomm. coridon</i> und verwandten Taxa
18:00	18:20	Christian STETTNER (Laufen/Salzach)	Biotopverbund und Auswirkungen von Pflegemaßnahmen auf <i>Maculinea teleius</i> und <i>M. nausithous</i>
18:30	18:50	Stefan BRUNZEL (Marburg)	Induziertes Dispersal am Beispiel des standorttreuen Tagfalters <i>Boloria aquilonaris</i> , STICHEL 1908

Freitag 7. Mai 1999

9:30	9:50	Alfons KRISMANN (Singen)	Das Eiablageverhalten von <i>M. alcon</i> an <i>G. pneumonanthe</i> und <i>G. asclepiadea</i>
10:00	10:20	Gabriel HERMANN (Filderstadt)	Ei- und Raupensuche bei Metapopulationsanalysen von Tagfaltern
10:30	10:50	Klaus FISCHER & Konrad FIEDLER (Bayreuth)	Methodische Aspekte von Fang-Wiederauffangstudien am Beispiel der Feuerfalter <i>Lycaena helle</i> und <i>L. hippothoe</i>

11:00 11:30			Pause
11:30 11:50	Josef SETTELE (Leipzig)		Einsatz des „Robusten Versuchsplanes“ für die Populationsgrößenschätzung bei Tagfaltern
12:00 12:20	Armin SIX (Bad Berleburg)		Populationsökologische Studien an <i>Argynnis aglaja</i> und <i>A. adippe</i> (Pop.größe, Metapop, Migration)
12:30 14:30			Mittagspause
14:30 15:00	Ralf BOLZ (Aurachtal)		a) <i>Pyrgus armoricanus</i> in Bayern
15:10 15:30	Karin FRANK, Martin DRECHSLER & Josef SETTELE (Leipzig)		b) FFH-Arten in Bayern Das FRAGLAND-Projekt
15:40 16:20			Pause
16:20 16:40	Matthias DOLEK (Bayreuth)		Das Artenhilfsprogramm für den Violetten Feuerfalter (<i>Lycaena alciphron</i>) in Bayern: Stand der Untersuchungen und weiteres Vorgehen
Samstag 8. Mai 1999			
9:05 9:25	Stefan HAFNER (Kirchzarten)		Magerrasenpflege und Schmetterlingsschutz - Freilanduntersuchungen im südwestdeutschen Raum
9:35 9:55	Ronald SCHILLER & Mario GRAUL (Leipzig)		<i>Euphydryas maturna</i> in Leipzig
10:05 10:25	Axel HOFMANN (Breisach-Hochstetten)		Das „Artenhilfsprogramm Schmetterlinge“ in Baden-Württemberg
10:40 11:10			Pause
11:10 11:30	Michael MEIER (Münsingen)		Die Populationsentwicklung des Schwarzen Apollos (<i>Parnassius mnemosyne</i>) auf der Schwäbischen Alb
11:40 12:00	Josef SETTELE (Leipzig)		Metapopulationsanalyse auf Rasterdatenbasis (<i>G. nausithous</i> , <i>G. teleius</i> , <i>L. dispar</i>)
12:00			Ende des Workshops

Appendix 2 zum Vorwort:**Workshop-Teilnehmer,****Populationsökologie von Tagfaltern; 6. - 8.05.1999 (UFZ Leipzig)**

ANTON, Christian; Mühlenstr. 120; 07745 Jena; email: b8anch@pluto.rz.uni-jena.de

BINOT-HAFKE, Margret; Bundesamt für Naturschutz (BfN); FG I.1.1 - Grundlagen des zoologischen Artenschutzes; Konstantinstr. 110; 53179 Bonn; e-mail BinotM@BfN.de

BINZENHÖFER, Birgit; Friedhofstr. 1; 97475 Zeil am Main; 09524/5248

BOLZ, Ralf; Bergstraße 80; 91086 Aurachtal; Tel./Fax: 09132/40386; email: ba3634@fen.baynet.de

BRUNZEL, Stefan; Fachbereich Biologie; Uni Marburg; Naturschutz II; 35032 Marburg; email: Brunzel@mail.uni-marburg.de

DZIOCK, Frank; UFZ Leipzig-Halle; Permoserstr. 15; 04318 Leipzig

DIERKS, Karsten; 21, rue de Carillon; 17420 St. Fort sur Gironde; Frankreich; email: dierks@club-internet.fr

DOLEK, Dr. Matthias; Bayreuther Str. 18, Unternschreez, 95473 Haag; 09201/796512; Fax: 796513; email: Matthias.Dolek@bayreuth.baynet.de

FARTMANN, Thomas; Paradieser Weg 61; 59494 Soest; Tel.: 02921/342095

FELDMANN, Dr. Reinart; UFZ; Permoserstr. 15; 04318 Leipzig; 0341/235-2863; Fax: 0341/235-2534; email: feldmann@pro.ufz.de

FISCHER, Klaus; An der Hofwiese 6; 56457 Westerbürg; 0921/55-2647; F: 55-2784; Klaus.Fischer@uni-bayreuth.de; (Uni Bayreuth, Tierökologie I, 95440 Bayreuth)

FRANK, Dr. Karin; UFZ Leipzig-Halle; Ökosystemanalyse; Permoserstr. 15; 04318 Leipzig; karf@oesa.ufz.de

GEISSLER-STROBEL, Dr. Sabine; Jahnstr. 15; 72070 Tübingen; 07071/76276

GRAUL, Mario; Naturkundemuseum Leipzig; Lortzingstr. 3; 04105 Leipzig; email: Mario.Graul@t-online.de

GROSSER, Prof. Dr. Norbert; FH Erfurt, FB Landsch.architektur; Leipziger Str. 77; 99085 Erfurt

HÄNDEL, Joachim; Institut für Zoologie der Martin-Luther-Universität; Domplatz 4; 06099 Halle/Saale; Tel.: 0345/5526447; Fax: 5527152; email: haendel@zoologie.uni-halle.de

HAFNER, Stefan; Sportplatzstr. 6; 79843 Löffingen; 07654/921545

HERMANN, Gabriel; AG für Tierökologie und Planung; Johann-Strauß-Str. 22; 70794 Filderstadt; 07158/2164; F.: 65313; email: gb_atp@t-online.de

HOFMANN, Axel; Verenenweg 4, 79206 Breisach-Hochstetten; Tel.: 07667/912187; Fax: 0761/381723

HOZAK, Rainer; Vor den Klippen 1; 34385 Bad Karlshafen; Tel/Fax: 05672/2088; email: Hozak-Meyer@t-online.de

KARBIENER, Oliver, Lorettostr. 4, 79100 Freiburg; email: Karbiener@t-online.de

KLEINWIETFIELD, Silvia; Dölitzer Str. 27; 04277 Leipzig; 0341/3915705; email: 971ce@studserv.uni-leipzig.de

KLINGELHÖFER, Jörg; Friedrich-Schiller-Universität Jena; Institut für Ökologie; Dornburger Str. 159; 07743 Jena; bjk@grasshopper.oekologie.uni-jena.de

- KRISMANN, Alfons; Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz (ILN) Singen; Mühlenstr. 19; 78224 Singen; Tel.: 07731/9962-0; Fax: 07731/9962-18; email: ILN.Singen@t-online.de
- MARTSCHAT, Siegmars; STAATLICHES UMWELTFACHAMT LEIPZIG; Bauzner Str. 67; 04347 Leipzig
- MEIER, Dr. Michael; Buchenweg 19; 72525 Münsingen; Tel./Fax: 07381/4459
- MEINEKE, Dr. Jörg-Uwe; Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege; Werderring 14; 79098 Freiburg
- PFEIFER, Manfred Alban; Anebosstr. 4; 67240 Bobenheim-Roxheim
- REINHARDT, Rolf; Burgstädter Straße 80a; 09648 Mittweida
- SCHILLER, Ronald; Naturkundemuseum Leipzig; Lortzingstr. 3; 04105 Leipzig
- SCHMIDL Jürgen; bioform; Lettenstr. 8; 90562 Kalchreuth; Tel./Fax: 0911/5188572
- SCHMITT, DR. Thomas; Inst. f. Zoologie, Populationsökologie; Univ. Mainz; Postfach 3980; 55099 Mainz; Thsh@falco.biologie.uni-mainz.de
- SCHNEIDER, Dr. Karla; Institut fuer Zoologie Uni Halle, Domplatz 4, 06099 Halle; Tel.: 0345 55 26 444; E-mail: schneider@zoologie.uni-halle.de
- SCHÖPWINKEL, Dr. Gert; Meisenbacher Str. 34; 53819 Neunkirchen-Seelscheid; Tel/Fax: 02247/79119
- SCHÖPWINKEL, Ralph; Meisenbacher Str. 34; 53819 Neunkirchen-Seelscheid; Tel/Fax: 02247/79119
- SCHWIBINGER, Markus; Siriusstr. 2; 85716 Unterschleißheim; 089/3104603
- SETTELE, PD Dr. Josef; UFZ; Permoserstr. 15; 04318 Leipzig; 0341/235-2003; Fax: 0341/235-2534; email: settele@pro.ufz.de
- SIX, Armin; Laubrother Str. 15; 57319 Bad Berleburg; 02751/959089
- STEINER, Roland; Finkenweg 5; 71065 Sindelfingen
- STETTMER, Dr. Christian; Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL); Seethalerstr. 6; 83410 Laufen/Salzach; Tel. 08682-8963-50
- TÖLKE, Ulrike; Carl-von-Ossietzky-Str. 24; 06140 Halle/Saale; toelke@zoologie.uni-halle.de
- TWELBECK, Rudi; Landschaftsökologie und Zoologie; Im Leimen 2; 55130 Mainz; Tel.: 06131/99950; Fax: 999522; email: twelbeck@mainz-online.de
- WALLASCHEK, Dr. Michael; Agnes-Gosche-Str. 43; 06120 Halle/Saale; Tel./Fax: 0345/5507439

Appendix 3 zum Vorwort:**Foto der Tagungsteilnehmer von 1999**

stehend von links nach rechts: Jörg Klingelhöfer, Gabriel Hermann, Oliver Karbiener, Siegmart Martschat, Alfons Krismann, Ronald Schiller, Markus Schwibinger, Christian Anton, Thomas Fartmann, Frank Dziöck, Silvia Kleinewietfeld, Karsten Dierks, Stefan Brunzel, Armin Six, Margret Binot-Hafke, Jörg-Uwe Meineke, Rudi Twelbeck, Thomas Schmitt, Michael Meier, Christian Stettmer, Michael Wallaschek, Joachim Händel, Karla Schneider, Mario Gaul;

sitzend von links nach rechts: Ralph Schöpwinkel, Rolf Reinhardt, Rainer Hozak, Klaus Fischer, Ralf Bolz, Matthias Dolek, Manfred Alban Pfeifer, Sabine Geissler-Strobel, Birgit Binzenhöfer, Ulrike Tölke, Stefan Hafner, Josef Settele

fehlend: Reinart Feldmann, Karin Frank, Norbert Grosser, Axel Hofmann, Gert Schöpwinkel, Jürgen Schmidl, Roland Steiner



Autökologische Untersuchungen zu *Glaucopsyche (Maculinea) nausithous* (BERGSTRÄSSER, 1779) im Filderraum bei Stuttgart

Sabine GEIßLER-STROBEL

JAHNSTR. 15
72070 TÜBINGEN

Vorwort

Vorliegende Untersuchungen wurden bereits 1988 durchgeführt. Die Auswertung erfolgte im Rahmen der Diplomarbeit der Autorin (vgl. GEISSLER 1990a). Mit Ausnahme einer Kurzzusammenfassung (vgl. GEISSLER & SETTELE 1990) wurden die Daten bislang nicht veröffentlicht. Im Rahmen dieses Bandes ergab sich die Möglichkeit für eine ausführlichere Vorstellung der wesentlichen, bislang nicht publizierten Inhalte. Da die Arbeit bereits unveröffentlicht an mehreren Stellen zitiert wurde, wurde diese Gelegenheit von der Autorin gerne wahrgenommen. Die Ergebnisse besitzen nach wie vor Gültigkeit und Aktualität in Bezug auf die Durchführung effektiver Schutzmaßnahmen für *Glaucopsyche (Maculinea) nausithous*. Dies haben die Erfolgskontrollen zu einem im Untersuchungsgebiet durchgeführten Artenhilfsprogramm, das auf Basis der hier vorgestellten Ergebnisse konzipiert wurde, und eine Langzeitstudie zur Entwicklung der bereits hier untersuchten Populationen gezeigt (vgl. GEISSLER 1990b und GEISSLER-STROBEL 1999).

Es wurde bewußt darauf verzichtet, die Arbeit auf den neuesten Stand des Wissens bezüglich der Literatur zu aktualisieren. Sie ist somit auch ein Dokument des vor 10 Jahren noch geringeren Kenntnisstandes und der ungeheuren Entwicklung, die in diesem Zeitraum durch zahlreiche autökologische Arbeiten zu dieser und anderen *Glaucopsyche*-Arten stattgefunden hat. Verzichtet wurde aber auf die Darstellung von Hypothesen, die sich durch neuere, umfangreichere Untersuchungen als nicht relevant oder falsch erwiesen haben (vgl. z.B. GARBE 1993, LAUX 1995, VENNEMANN 1996, BINZENHÖFER 1997, GEISSLER-STROBEL 1999).

Die Fang-Markierung-Wiederfang-Untersuchungen, die heute an vielen Stellen durchgeführt werden und mittlerweile inkl. zahlreicher computergestützter Auswertungsroutinen Stand der Technik sind, waren damals zumindest in Deutschland noch „Pionierarbeit“.

INHALT

1 Einleitung	4
2 Das Untersuchungsgebiet	4
3 Kenntnisstand und Literaturlauswertung (bis 1990)	7
3.1 <i>Glaucopsyche nausithous</i> BERGSTRÄSSER	7
3.2 <i>Sanguisorba officinalis</i> LINNAEUS	9
3.3 <i>Myrmica rubra</i> NYLANDER	10
4 Material und Methoden	11
4.1 Vegetation	11
4.2 Ameisen	12
4.3 Markierungs- und Wiederfanguntersuchungen	13
4.4 „Bestandsentwicklung“	16
5 Ergebnisse und Diskussion	16
5.1 Vegetation	16
5.1.1 Einfluß der Nutzung auf die Besiedlung durch <i>Glaucopsyche nausithous</i>	16
5.1.2 Bedeutung des Vegetationstyps für die Besiedlung durch <i>Glaucopsyche nausithous</i>	19
5.1.3 Einfluß struktureller und populationsbiologischer Merkmale von <i>Sanguisorba officinalis</i>	20
5.1.4 Einzelartenkartierung	24
5.1.5 Randnutzungskartierung	24
5.2 Ameisen	26
5.3 Markierungs- und Wiederfanguntersuchungen	27
5.3.1 Übersicht	27
5.3.2 Ausbreitungsverhalten	35
5.3.2.1 Wanderungen innerhalb und zwischen den Gebieten	35
5.3.2.2 Verhaltensunterschiede zwischen Weibchen und Männchen	38
5.3.2.3 Faktoren, die das Wanderverhalten induzieren oder beeinflussen	41
5.3.3 Untersuchung weiterer Populationsparameter	49

5.4 „Bestandsentwicklung“	53
5.4.1 Übersicht	53
5.4.2 Zuverlässigkeit einer einmaligen Kartierung	55
5.4.3 Ursachen der starken Fluktuation	55
5.4.4 Nachweis von Entwicklungsstadien	56
5.4.5 Veränderungen	56
6 Zusammenfassende Diskussion der Ergebnisse	57
6.1 Schlußfolgerungen	57
6.2 Stand der Entwicklung	59
7 Dank	60
8 Literaturverzeichnis	61
Anhang 1: Vegetation	64
Anhang 2: Markierungsdaten	68

1 Einleitung

Die Idee zu dieser Arbeit entstand 1987 bei einer flächendeckenden Kartierung der Tagfalterart *Glaucopsyche (Maculinea) nausithous* BERGSTRÄSSER, 1779 im Filderraum, südöstlich von Stuttgart.

Nach ELMES & THOMAS (1987) zählt *Glaucopsyche nausithous* zu den in Europa am raschesten abnehmenden Tagfalterarten und ist zudem weltweit in ihrem Bestand gefährdet. Selbst dort, wo sie lokal etwas häufiger vorkommt, nehmen die Falter-Kolonien demnach so schnell ab, daß sie außerhalb von Naturreservaten, wo die entsprechenden Lebensräume unterhalten werden, kaum eine Überlebenschance haben (ELMES & THOMAS 1987).

Im Untersuchungsgebiet gibt es noch relativ große Bestände, wobei zum Zeitpunkt der Untersuchung drei kleinflächigen Brachen, die im FNP 1990 (Flächennutzungsplan) als Neubaugebiete ausgewiesen waren, besondere Bedeutung zukam. Sie beherbergten die größten Populationen im Gebiet, und die Art schien sich von dort entlang zahlreicher Entwässerungsgräben auszubreiten (vgl. SETTELE & GEISSLER 1988).

Ziele dieser Arbeit war herauszufinden:

1. welche Bedeutung den drei Brachen für den Erhalt dieser in der Literatur (z.B. ELMES & THOMAS 1987) als extrem standortstreu eingestuften Art im Untersuchungsgebiet zukommt.
2. ob die Tiere sich tatsächlich entlang der Entwässerungsgräben ausbreiten und/oder ob diese als eigenständige Lebensräume von Relevanz sind.
3. ob diese als extrem standorttreu eingestufte Art überhaupt in der Lage ist, innerhalb eines kurzen Zeitraumes neue Lebensräume zu besiedeln.

4. welche Faktoren für die Besiedlung bzw. Nicht-Besiedlung einer Fläche von Bedeutung sind.

Hierzu wurden Untersuchungen durchgeführt:

- zur Vegetation und Nutzung,
- zu struktur- und populationsbiologischen Parametern der Raupenfraßpflanze *Sanguisorba officinalis* (Großer Wiesenknopf), in deren Fruchtknoten die Raupen während der ersten drei Larvalstadien monophag leben)
- zum Vorkommen der Wirtsameise *Myrmica rubra*, in deren Bauten die Raupen in der folgenden Entwicklungsperiode parasitisch leben
- zur Besiedlung potentieller Standorte durch *Glaucopsyche nausithous*
- und zum Ausbreitungsverhalten mit Hilfe von Markierungs- und Wiederfanguntersuchungen

Hauptuntersuchungsgegenstand waren 146 bereits 1987 kartierte potentielle und tatsächliche Lebensräume von *Glaucopsyche nausithous* (vgl. SETTELE & GEISSLER 1988).

2 Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt südlich von Stuttgart. Es hat Anteil an zwei Naturräumen (vgl. Karte 1). Der größere, nordöstliche Teil gehört zu den „Fildern“ (alter Ausdruck für Felder), der kleinere, südwestlich gelegene Teil ist dem Randbereich des „Schönbuch“, einem großen Waldgebiet, zuzuordnen. Beide Naturräume gehören zum Schwäbischen Keuper-Liasland (GEYER & GWINNER 1986).

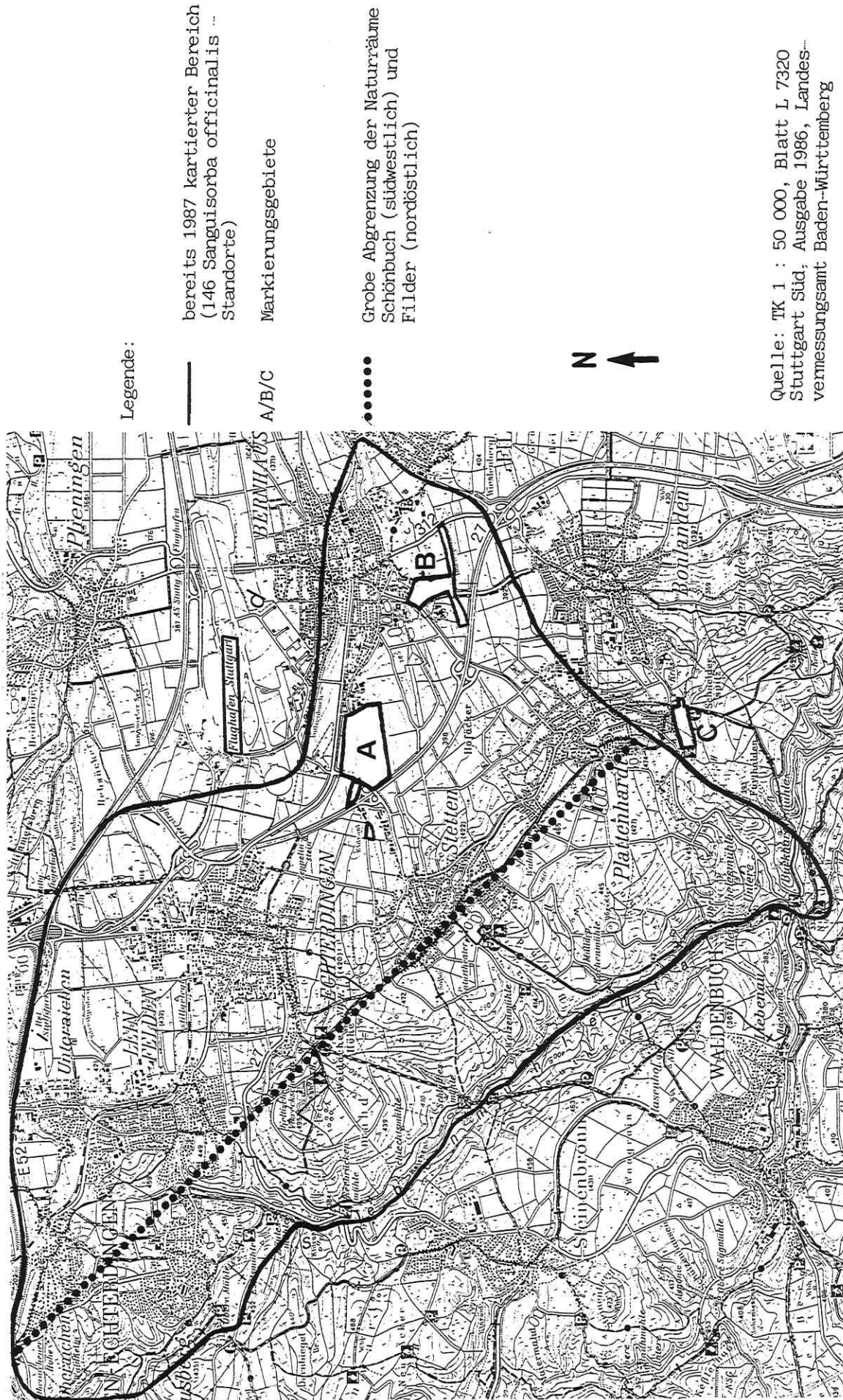
Die Filderebene zählt mit einer bis zu 4m mächtigen Lößüberdeckung des Gesteinsuntergrunds

zu den fruchtbarsten Gegenden Deutschlands und wurde bereits sehr früh zumindest teilweise gerodet und ackerbaulich genutzt. In den zahlreichen feuchten Bachauen gab es früher ausgedehnte Feuchtwiesen, die wohl zum Teil als Streuwiesen genutzt wurden (BÖHM et al. 1926, HUTTENLOCHER 1934) und so vermutlich ideale Lebensräume für *Glaucopsyche nausithous* darstellten. Der größte Teil der feuchten Auwiesen ist inzwischen umgebrochen oder in intensiv genutztes Grünland umgewandelt worden. Der Rest der Flächen ist überwiegend zweischürig genutzt - Streuwiesen gibt es nicht mehr. Das Gebiet gehört heute zum Ballungsraum Mittlerer Neckar, in dem die Grenzen der Belastbarkeit nach KAULE (1983) bereits überschritten sind. 90-95 % des gesamten Raumes müssen als ökologisch stark belastet eingestuft werden, 20-25% davon sind bereits überbaut. Zahlreiche weitere Eingriffe waren zum Zeitpunkt der Untersuchung geplant und wurden mittlerweile realisiert: u.a. die Ausweitung der Siedlungs-

und Gewerbeflächen, die auch die drei Hauptpopulationen im Gebiet bedrohten (vgl. SETTELE & GEISLER 1988) und die Erweiterung des Stuttgarter Flughafens.

Der Schönbuch wurde besonders im 30-jährigen Krieg, aber wohl auch noch in späterer Zeit als Hutewald bewirtschaftet (vgl. FEUCHT et al. 1989). Erst in späterer Zeit entwickelte sich der heute noch vorhandene Hochwald. Im gesamten Bereich gab es früher kleinere, meist feuchte, z.T. anmoorige Lichtungen, die jedoch heute bis auf wenige Ausnahmen verschwunden sind. Am Schönbuchrand fanden und finden sich Waldflächen sowie Weiden und Wiesen.

In dem umrandeten Gebiet auf Karte 1 wurden 1987 und 1988 die *Sanguisorba officinalis*- und *Glaucopsyche nausithous*-Bestände kartiert. Die meisten vorliegenden Vegetationsaufnahmen stammen ebenfalls aus diesem Bereich. In den Gebieten A/B/C wurden die Markierungs- und Wiederfanguntersuchungen durchgeführt.



Karte 1: Geographische und Naturräumliche Lage des Untersuchungsgebietes

3 Kenntnisstand und Literaturauswertung (bis 1990)

3.1 *Glaucopsyche nausithous*

BERGSTRÄSSER

Verbreitung

Glaucopsyche nausithous ist eine der wenigen in der BRD vorkommenden Tagfalterarten mit annähernd europäisch-endemischer Verbreitung. Kombiniert mit der starken Isolation der meist nur sehr lokal vorkommenden Populationen entsteht allein durch das Verbreitungsmuster ein hohes Gefährdungspotential für diese Art. In Norddeutschland erreicht sie ihre Verbreitungsgrenze.

Im Stuttgarter Raum war *Glaucopsyche nausithous* nach SCHÄFER (1980) bis in die 60er Jahre auf feuchten Wiesen der offenen Landschaft und der Wälder noch recht zahlreich, ist inzwischen jedoch an den meisten ehemaligen Flugstellen durch Trockenlegung verschwunden und kommt sonst nur noch vereinzelt vor. Neuere Angaben gab es zum Zeitpunkt der Untersuchung, neben den in dieser Arbeit angegebenen Populationen, nur noch aus drei weiteren angrenzenden Fildergemeinden (mdl. Mittl. Herr LÄSSIG, FEUCHT et al. 1989). Im Untersuchungsgebiet war sie allerdings nach *Polyommatus icarus* noch die zweithäufigste Bläulingsart (vgl. FEUCHT et al. 1989).

Biologie

Die Imagines dieser hochspezialisierten Art leben im Untersuchungsgebiet je nach Witterung in einer Generation von Mitte Juli bis Anfang/Mitte August. 1988 konnten sie vom 11.7. bis 14.8. beobachtet werden.

Ihr Leben konzentriert sich fast ausschließlich auf die Blütenköpfe des Großen Wiesenknopfes (*Sanguisorba officinalis*), auf denen sie tagsüber meist sitzen, sich paaren, nachts schlafen, an denen sie Nektar saugen und in die sie schließlich im unaufgeblühten Zustand auch noch ihre Eier ablegen (vgl. ELMES & THOMAS 1987). Diese Bindung scheint jedoch nach den vorliegen-

den Ergebnissen, zumindest in bezug auf die Schlaf- und Saugpflanzen, nicht ganz so ausschließlich zu sein, wie bisher angenommen. Während des Untersuchungszeitraumes 1988 konnten Imagines, saugend an *Cirsium vulgare* und *Lythrum salicaria*, beobachtet werden. Daneben schliefen zahlreiche Individuen u.a. auf *Plantago lanceolata*.

Die aus den Eiern schlüpfenden Raupen leben zunächst monophag, endophytisch in den Fruchtknoten der Einzelblüten, wobei die ersten zwei der insgesamt vier Larvalstadien nach Angaben von SCHROTH & MASCHWITZ (1984) nicht in der Lage sind, nach einer Störung auf einen anderen Blütenknopf zu wechseln. Die ersten drei Stadien sind an die endophytische Lebensweise mit ihrer blaßrosa bis dunkelroten Färbung angepaßt, wohingegen nach der dritten Häutung eine Raupe entsteht, die an ein Leben in den Ameisennestern adaptiert ist, in denen *Glaucopsyche nausithous* dann die Entwicklung zum Imago vollendet.

Diese Larve ist asselförmig abgeplattet und verfügt über eine bis zu 20 mal dickere Haut, als andere Raupen, um den „Begrüßungsbiß“ der Ameisen bei der ersten Begegnung überleben zu können (ELMES & THOMAS 1987). Daneben besitzt sie ein dorsales Nektarorgan (DNO), das nach ELMES & THOMAS (1987) bei Berührung durch die Ameisen geringe Mengen eines Zuckersekretes ausscheiden und der Befriedung, nicht aber der Ernährung der Ameisen dienen soll. Die Funktion dieses Organs wird demnach eingestellt, sobald das Nest erreicht ist. FIEDLER (1990) konnte allerdings eine derartige Sekretion bei gezielten Beobachtungen nicht mit Sicherheit feststellen. Desweiteren verfügt die Raupe über zahlreiche Porenkuppelorgane, die sich morphogenetisch von Haaren ableiten. Von diesen werden ebenfalls Befriedungssubstanzen - vermutlich Aminosäuren - abgeschieden, welche die Aggressivität der Ameisen hemmen (MASCHWITZ & FIEDLER 1988). Zusätzlich zeigt die Larve noch ein spezielles Schutzverhalten, da sie bei Berührung durch die Ameise - den potentiellen Feind - nicht beginnt hin- und herzu-

schlagen, sondern erstarrt und so kein Fraßverhalten bei der Ameise auslöst.

Nach der dritten Häutung klettert die Raupe den Stengel hinab und läßt sich von den Arbeiterinnen ihres Hauptwirtes *Myrmica rubra*, der Rotgelben Knotenameise, in deren Bauten tragen. Entgegen früheren Angaben (z.B. SCHROTH & MASCHWITZ 1984) sind die Raupen wohl doch nicht in der Lage, den Pheromonspuren der Arbeiterinnen aktiv bis in die Nester zu folgen (vgl. THOMAS et al. 1989, FIEDLER 1990). In den Bauten leben sie dann z.T. zu mehreren (ELMES & THOMAS 1987) als obligatorische Kleptoparasiten, indem sie sich zunächst von der Ameisenbrut ernähren. Innerhalb von 10 Tagen vollzieht sich ein rasantes Wachstum von nur 3 mm auf 1,5 cm. Nach der Überwinterung werden sie dann auch von den Ameisen gefüttert (FIEDLER 1990). Im Frühjahr findet dann die Umwandlung zur Puppe statt, welche nur noch Duftorgane zu ihrem Schutz besitzt.

Auch schlüpfende Falter werden im nicht ausgebreiteten Zustand in der Regel bei ihrer Flucht nicht angegriffen, wofür vermutlich imaginale Befriedungssubstanzen verantwortlich sind, über deren Charakter jedoch noch nichts bekannt ist (COTTRELL 1984, FIEDLER 1988).

Welche Ameisenarten als Wirte dienen untersuchten THOMAS et al. (1989). Dabei zeigte sich, daß *Myrmica rubra* die Hauptwirtsart von *Glaucopsyche nausithous* ist, obwohl vereinzelt Entwicklungsstadien auch in den Bauten von *Myrmica sabuleti*, *M. scabrinodis*, *M. ruginodis* und *M. vandeli* gefunden wurden. Imagines konnten dagegen ausschließlich in den Nestern von *Myrmica rubra* nachgewiesen werden.

Habitatansprüche

Nach BLAB & KUDRNA (1982) gehört *Glaucopsyche nausithous* zu den hygrophilen Offenlandarten. WEIDEMANN (1986) bezeichnet sie als Art der Strom und Flußtäler, die jedoch nicht auf offenen Mähwiesen, sondern in Saumposition an relativ trockeneren Stellen vorkommt. Hierbei spielen demnach v.a. Pflanzen am Rande der Gräben und gelegentlich auch mehrere Kilome-

ter vom Fluß entfernt, an trockenen Graben- und Straßenrändern vorkommende eine Rolle.

Gefährdungssituation

Das hohe Gefährdungspotential dieser Art ergibt sich durch das annähernd europäisch-endemische Verbreitungsmuster, verbunden mit der starken Isolation der Populationen und drückt sich im Rote-Liste Status dieser Art für Europa aus. Sie wurde hier von HEATH (1981) in die höchste Gefährungskategorie „endangered“ eingestuft.

Dahingegen wirkt sich bei der bundes- bzw. landesweiten Einstufung die örtliche und regionale relative Häufigkeit aus, weshalb sie für die BRD nach PRETSCHER (1984) als gefährdet und für Baden-Württemberg nach EBERT & FALKNER (1986) als potentiell gefährdet (Kategorie 4) bewertet wurde.

Der hohe Spezialisierungsgrad schuf *Glaucopsyche nausithous* eine besondere ökologische Nische, die ihr Vorteile in ihren natürlichen Lebensräumen brachte. Dieses zeigt sich an der außerordentlichen Individuendichte in geeigneten Habitaten (vgl. MASCHWITZ & FIEDLER 1988). In terrestrischen Ökosystemen sind Ameisen die beherrschende Prädatorengruppe unter den Wirbellosen. Die myrmekophile Lebensweise ermöglichte das Überleben in ameisenreichen Lebensräumen und schützt vor Parasiten und Prädatoren. Zu dieser Nische gehört aber auch die endophytische Lebensweise der ersten drei Larvalstadien, die wohl vor allem dem Schutz vor Räubern dient. Der Befall durch Schlupfwespen der Familien Ichneumonidae und Braconidae kann dadurch allerdings nicht verhindert werden (BLAB et al. 1987).

Heutzutage scheint dieser hohe Spezialisierungsgrad im Zuge der immer stärkeren anthropogenen Eingriffe eher von Nachteil zu sein, da bereits geringe Nutzungsänderungen das diffizile Gleichgewicht verschieben können. Dabei scheint *Glaucopsyche nausithous* aber anpassungsfähiger an diese Art von Veränderungen zu sein, als die früher fast überall mit ihr vergesellschaftete Art *Glaucopsyche teleius*. Letztge-

nannte war im Stuttgarter Raum in den 60er Jahren nach SCHÄFER (1980) noch ähnlich häufig wie *Glaucopsyche nautithous*, konnte jedoch in den letzten Jahren nicht mehr nachgewiesen werden.

Als primäre Ursachen für den Rückgang von *Glaucopsyche nautithous* sah SCHURIAN (1984) folgende Änderungen im Zusammenhang mit der Nutzung:

- Den Einsatz schwerer Mähmaschinen, der zu Verdichtungen und damit zu Veränderungen der Bodenstruktur führt, die sich direkt auf das Vorkommen der Ameisen auswirken.
- Den tieferen Schnitt, der zur oberflächlichen Zerstörung der Ameisennester führt.
- Den vermehrten Einsatz von Düngern, der sich direkt auf die Ameisen auswirkt und durch veränderte Konkurrenzbedingungen zu Artenverschiebungen der Vegetation zugunsten von artenärmeren, stärker grasdominierten Beständen führt.
- Die heute meist sehr einheitlichen Mähzeitpunkt, die zur gleichzeitigen, vollständigen Mahd großer Gebiete führen. Hier entsteht noch ein Falleneffekt für die bereits in den Fruchtknoten lebenden Raupen.

Im Untersuchungsgebiet kamen noch zwei entscheidende Faktoren hinzu:

- Der Flächenverbrauch durch Neubaugebiete und Flächenumbruch bzw. Trockenlegung von feuchten Wiesen.
- Der Eintrag bzw. Austrag von Dünger und Pestiziden aus angrenzenden Äckern, der v.a. entlang der Gräben zu einer Konkurrenzverschiebung in der Vegetation, zu Lasten der Futterpflanze *Sanguisorba officinalis* führt (vgl. Kap. 5.1.5).

3.2 *Sanguisorba officinalis* LINNAEUS

Verbreitung

Während *Sanguisorba officinalis* nach SEYBOLD (1977) in Süddeutschland weit verbreitet ist, kommt die Pflanze, vermutlich auf Grund ihrer hohen Ansprüche an die Kontinentalität (K-7), in Norddeutschland nur selten vor (vgl. HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988).

Biologie

Diese zur Familie der Rosaceen gehörende Pflanze besitzt gefiederte, am Rande gezähnte Blätter. Die dunkelrotbraunen zwittrigen Einzelblüten sind zu eiförmigen Blütenköpfen vereinigt. Die Pflanze wird nach ROTHMALER (1988) 0,3 - 1,5 m hoch und blüht von Juni bis September. Die Bestäubung erfolgt durch Insekten; die Verbreitung der Samen geschieht durch den Wind. Ihr meso - helomorpher Bau mit luftgefüllten Räumen in der Wurzelrinde befähigt sie Sauerstoffmangel, hervorgerufen durch Wechselfeuchte oder Staunässe, zeitweilig zu ertragen. Als Hemikryptophyt ist sie mehrjährig.

Habitatansprüche

Nach den Ellenberg'schen Zeigerwerten (vgl. ELLENBERG 1979) stellt der Große Wiesenknopf in seinem ökologischen Verhalten hohe Ansprüche an die Lichtintensität (L-7), die Feuchtigkeit (F-7) - wobei er als Wechselfeuchtezeiger gilt - und, wie oben schon erwähnt, an die Kontinentalität (K-7). Dagegen erträgt er nur mäßige Eutrophierungsgrade (N-3). In bezug auf die Bodenreaktion ist er indifferent (R-x) und hat mittlere Temperaturansprüche (T-5). ELLENBERG et al. (1991) stufen ihn allerdings gegenüber Stickstoff als indifferent ein (N-x).

Pflanzensoziologisch gehören seine Bestände zur Ordnung der *Molinietalia*. Nach ELMES & THOMAS (1987) und nach eigenen Beobachtungen gedeihen die Pflanzen am besten, wenn nur selten gemäht wird; dagegen werden sie bei langfristigem Brachfallenlassen der Biotope durch Gräser oder höherwüchsige dikotyle Arten, wie z.B. Disteln oder Hochstauden verdrängt.

3.3 *Myrmica rubra* NYLANDER

Verbreitung

Nach KUTTER (1977) ist die Art im ganzen paläarktischen Raum weit verbreitet; ihre Vorkommen erstrecken sich von der Iberischen Halbinsel bis Japan, im Norden bis Lappland; beschränken sich aber im mediterranen Raum vornehmlich auf die Berglagen.

Biologie

Die Völker sind besonders in feuchten Biotoptypen im Vergleich zu anderen *Myrmica*-Arten relativ individuenreich (GÖSSWALD 1985). Nach ELMES & THOMAS (1987) bestehen sie im Schnitt aus ungefähr 1500 Arbeiterinnen.

Die Art ist polygyn, d.h. einem Volk können mehrere Königinnen angehören. Dies sind in der Regel ungefähr zehn, im Extremfall kann die Zahl jedoch zwischen einer und 600 schwanken. ELMES & THOMAS (1987) fanden heraus, daß die Anzahl der Königinnen der Wirtsameise Einfluß auf die Überlebensrate der *Glaucopsyche*-Raupen hat. Die Königinnen haben durch ihre bloße Anwesenheit einen großen Einfluß auf das Verhalten der Arbeiterinnen, welche dann fleißiger sind, aber dafür die großen Larven vernachlässigen oder sogar töten und dafür die kleinen Larven intensiver pflegen. Dieses Phänomen kann sich auf das Überleben der *Glaucopsyche*-Raupen in den Ameisenbauten auswirken, da diese beim Einwandern die Größe der Arbeiterinnen-Larven haben, aber innerhalb weniger Wochen die Größe der Königinnen-Larven erreichen und dann mit diesen verwechselt werden können. Bei der nahe verwandten Art *Glaucopsyche arion* konnten sie beobachten, daß deren Überlebensrate in den Nestern ihrer Wirtsart *Myrmica sabuleti* dreimal höher ist, wenn keine Königinnen vorhanden sind.

Darüber hinaus genügt es für das Überleben einer Population von *Glaucopsyche nausithous* nicht, daß die Wirtsameise in einem Biotop anwesend ist, sondern sie muß auch in einer gewissen Abundanz vorhanden sein, da zum einen die Falter keine Möglichkeit haben, die in der Nähe von Ameisenbauten stehenden Pflanzen

zu erkennen und zum anderen sonst eine Überbesetzung der Ameisenbauten denkbar wäre, die zur völligen Vernichtung der Ameisenbrut und damit auch der *Glaucopsyche nausithous* Raupen führen könnte.

Habitatansprüche

Myrmica rubra kommt in allen Lebensraumtypen vor, wobei sie mäßig feuchte bis feuchte Bereiche zu bevorzugen scheint (BAUSCHMANN 1987, RAQUÉ 1989). RAQUÉ (1989) weist ihr außerdem eine Präferenz für halbschattige Biotope mit z.T. üppiger Vegetation zu und auch nach ELMES & THOMAS (1987) können sich die Ameisenpopulationen am besten entwickeln, wenn die Flächen nur selten gemäht werden. Ihre Nester legt sie überwiegend unter Steinen, aber auch als reine Erdbauten unterhalb der Vegetation oder als kleinere Erdhügel an. Im Untersuchungsgebiet sind sie fast ausschließlich am Grund von Grasbüscheln zu finden.

4 Material und Methoden

4.1 Vegetation

Erfassung der Nutzungsformen

Bei der erneuten Kartierung, der bereits 1987 erfaßten 146 Standorte, wurde die aktuelle Nutzung notiert, da sie für die Eignung einer Fläche als Gesamtlebensraum für *Glaucoopsyche nausithous* von entscheidender Bedeutung ist (vgl. SETTELE & GEISLER 1988) und sich gegenüber 1987 in einigen Fällen geändert hat.

Hierbei gab es folgende Unterscheidungen:

Flächige Strukturen

- Brachen: Bereiche, die mindestens von 1987 bis zum letzten Erfassungszeitpunkt 1988 nicht gemäht wurden
- Mähwiesen: ein bis zweischürig
- Weiden: extensiv genutzte Pferdekoppeln

Lineare Strukturen

- Grabenrandbrachen: siehe Brachen
- Grabenränder gemäht: städtische Grabenrandstreifen wurden 1988 fast alle nur Ende August/Anfang September gemäht; nur die Wiesengräben ohne Randstreifen wurden meist gemeinsam mit den angrenzenden Mähwiesen von den Landwirten gemäht
- Böschung: hierunter fallen alle noch nicht genannten Saumstrukturen wie bspw. Wegränder und Straßenböschungen

Erfassung der Vegetationstypen

Desweiteren erfolgte eine Zuordnung der Standorte, in Abhängigkeit von Struktur und Nutzung sowie dominanten Pflanzenarten bzw. -artengruppen zu insgesamt 21 unterschiedlichen Vegetationstypen. Zur genaueren floristischen Charakterisierung der vorgefundenen Einheiten und zu deren ökologischer Einstufung

wurden insgesamt 29 Vegetationsaufnahmen mit Deckungsgrad-Schätzungen nach BRAUN-BLANQUET angefertigt (je 50m²) und mit Hilfe der Zeigerwerte nach ELLENBERG (1979) ausgewertet. Die Abgrenzung der einzelnen Varianten erfolgt, soweit erkennbar, nach Trophie- und Feuchtegradienten, die hier als differenzierende Einflußfaktoren die Hauptrolle spielen dürften.

Da die Verteilung der *Sanguisorba-officinalis*-Pflanzen im Profil der Grabenränder sehr variierte, wurden hier jeweils nur die Abschnitte kartiert, in denen sie auch tatsächlich vorkamen. Durch diese Vorgehensweise fanden für unterschiedliche Gräben auch oft verschiedene Profilabschnitte Berücksichtigung (siehe auch Einzelartenkartierung und Kap. 5.1.4.).

Erfassung von Strukturmerkmalen

An Strukturmerkmalen der Futterpflanze *Sanguisorba officinalis* wurden die folgenden erfaßt:

1. Durchschnittliche Anzahl der Blütenköpfe pro Pflanze (für diese Erfassung wurde bei jeweils 25 zufällig ausgewählten Pflanzen pro Nutzungstyp die Anzahl der Blütenköpfe am 7.8.1988 gezählt)
2. Durchschnittliche Wuchshöhe in den unterschiedlichen Nutzungstypen (hierzu wurden ebenfalls jeweils 25 zufällig ausgewählte Pflanzen pro Nutzungstyp am 26.7.1988 ausgemessen)
3. Anzahl blühender Pflanzen für alle Probeflächen in den Untersuchungsgebieten A/B/C (Schätzung)
4. Befall durch den echten Mehltäupilz *Sphaerotheca ferruginea*: Bonitur für alle Untersuchungsflächen in den Markierungsgebieten A/B/C:

Hierfür wurden folgende Boniturstufen festgelegt:

- + gesund
 - 1 weniger als 50 % des Stengels und der Blätter sind vom weißlichen Mycel des Ektoparasiten überzogen
 - 2 mehr als 50 % des Stengels und der Blätter sind weiß überlaufen
 - 3 außer dem fast vollständigen Befall des Stengels und der Blätter sind auch noch die Blütenknöpfe in Mitleiden-schaft gezogen
5. Phänologische Daten zum Blühzeitpunkt:
Erfassung über den gesamten Untersuchungs-
zeitraum im Gelände

Randnutzungskartierung

Schließlich erfolgte noch eine Randnutzungs-kartierung, um einen ersten Eindruck über den Einfluß der angrenzenden Nutzung auf das Vor-kommen von *Sanguisorba officinalis* entlang der Grabenränder zu gewinnen. Ein hierzu exempla-risch ausgewählter Grabenabschnitt mit unter-schiedlichen angrenzenden Nutzungen wurde mit Schritten ausgemessen, wobei auf beiden Seiten die Anzahl der *Sanguisorba*-Pflanzen und die jeweils angrenzende Nutzungsform notiert wurde. Folgende Unterscheidungen für die Randnutzung wurden hierbei getroffen:

1. Acker (falls ungenutzte Randstreifen vor-handen waren, die mehr als 2 m betrugen, wurde deren Breite notiert).
2. Mähwiese

Daneben wurden noch bachbegleitende Gehöl-ze erfaßt.

4.2 Ameisen

Um das Vorkommen und die Stetigkeit der Hauptwirts-Ameisenart *Myrmica rubra* in Abhän-gigkeit vom Nutzungstyp zu untersuchen wur-den in der Zeit vom 4.6.-14.6. 1988 an 12 Stand-orten 5 und in der Zeit vom 21.8.-31.8. 1988 an

10 zum Teil anderen, noch interessant erschei-nenden Standorten jeweils 10 mit 10 %iger Es-sigsäure gefüllte Barberfallen eingegraben. Die-se hatten einen Durchmesser von 7 cm und wurden jeweils in unmittelbarer Nähe einer Wie-senknopf-Pflanze platziert. Für die Erreichbarkeit der Ameisenbauten durch die Raupen von *Glaucopsyche nautithous* ist entscheidend, ob die vorhandenen Pflanzen im Aktionsradius die-ser Ameisenart liegen. Die Anzahl der mit *Myrmica rubra* belegten Fallen wurde als indi-rektes Maß für die Wahrscheinlichkeit gewertet, mit der die Schmetterlingsraupen, in einem be-stimmten Nutzungstyp, in die Ameisenbauten eingetragen werden können.

Von den ursprünglich insgesamt 160 Fallen konnten nur noch 122 intakt wiedergefunden werden. Die übrigen waren entweder durch Spaziergänger entfernt und ausgeleert oder durch Beweidung zerstört worden; einige der Mähwiesen wurden während der Exposition gemäht und eine mit Erdaushub aufgefüllt, so daß die Fallen ebenfalls verloren gingen. Für die vorliegende Untersuchung interessiert aber weniger die Artenzusammensetzungen der ein-zelnen Flächen, sondern der Einfluß der Nut-zung auf das Vorkommen von *Myrmica rubra*, weshalb die Fallen, nach Nutzungstypen geord-net, in Gruppen für die statistische Auswertung zusammengefaßt wurden.

Ein methodisches Problem sind die unterschied-lichen Probenahmezeitpunkte. Da jedoch Amei-sen, soweit bekannt, während der gesamten Vegetationsperiode annähernd gleich aktiv sind, dürfte dies für die zusammengefaßte Auswer-tung der Fallen keine wesentliche Rolle spielen. Dies zeigt auch der Vergleich der Proben von Standorten, die während beider Zeiträume un-tersucht wurden (vgl. Kap. 6.2.).

4.3 Markierungs- und Wiederfanguntersuchungen

Für die Untersuchung des Ausbreitungsverhaltens wurden zwei verschiedene Ansätze gewählt (vgl. auch Abb. 1).

Makrokartierung

Bei diesem Ansatz sind die einzelnen Probeflächen durch unterschiedliche Strukturen (wie z.B. Äcker, Straßen oder Grabenabschnitte ohne *Sanguisorba officinalis*) voneinander isoliert (vgl. auch Karte 2 und 3). Dieser Ansatz sollte zur Klärung der Bedeutung der Brachen als Ausbreitungszentren und der Bedeutung der Grabenränder als eigenständige Lebensräume beitragen. Hierfür wurden die Gebiete A und B ausgewählt. Dort liegen die drei als Neubaugebiete ausgewiesenen Brachen sowie zahlreiche Grabenränder mit Vorkommen von *Sanguisorba officinalis* und die Populationen von *Glaucopsyche nausithous* erschienen groß genug um Markierungs- und Wiederfanguntersuchungen durchzuführen.

Mikrokartierung

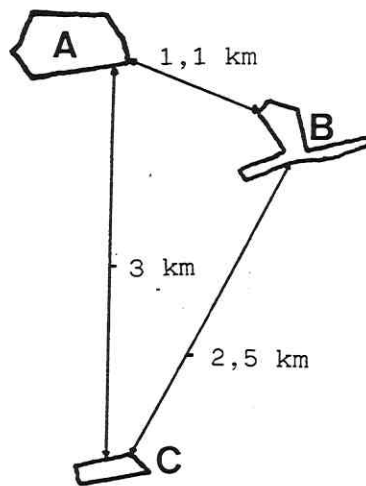
Mit diesem Ansatz sollte untersucht werden, wie sich die Tiere bei bestehendem Biotopverbund innerhalb eines Gebietes verhalten. Die Idee zu diesem Ansatz entstand erst während der Flugzeit der Falter, als deutlich wurde, daß in diesem 1988 erstmalig kartierten Gebiet eine große Population existiert, die für eine derartige Untersuchung auszureichen schien. Deshalb wurde Gebiet C nach dem 20.7.1988 in 52 ungefähr 30 m lange Abschnitte unterteilt, von denen jeder eine eigene Probeflächennummer erhielt (vgl. Abb. 1 und Karte 4). Dabei wurde versucht, Nutzungsgrenzen so weit als möglich zu berücksichtigen, weshalb diese Einheiten nicht starr in 30 m - Abschnitte unterteilt wurden.

Die Gebiete A, B und C wurden im Schnitt alle zwei Tage im Wechsel Makrokartierung / Mikrokartierung kontrolliert, was sich jedoch nicht konstant durchhalten ließ, da bei Regen nicht markiert werden konnte.

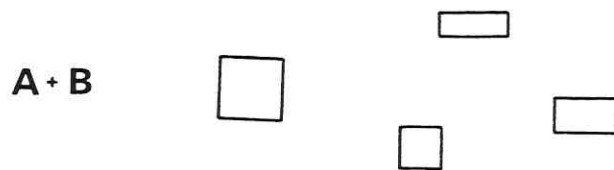
Zur Markierung wurden schwarze, wasserfeste Folienschreiber der Marke Stabilo OH Pen mit der Stärke 5 verwendet (vgl. auch RENNWALD 1986). Die auf den Blütenköpfen sitzenden Falter wurden knapp oberhalb der Flügelbasis ergriffen und mit fortlaufenden Nummern auf dem rechten Hinterflügel beschrieben (für Rechtshänder eignet sich der linke Hinterflügel besser). Bis zu dreistelligen Nummern ließ sich dies gut durchführen. Die Zahlen 6 und 9 wurden jeweils mit einem Punkt versehen, um Verwechslungen zu vermeiden (6./9.).

Vorrangiges Ziel der Untersuchung war ein möglichst realistisches Bild über das Ausbreitungsverhalten der Tiere zu erhalten. Die möglichst vollständige Erfassung aller Falter wie sie bei Populationsgrößenschätzungen von Bedeutung ist, war dagegen sekundär. Um die Störungen so gering wie möglich zu halten, wurde deshalb die Markierung und Kontrolle der Falter in den Abendstunden bzw. an kühlen, windigen, bedeckten Tagen auch tagsüber durchgeführt. Die Falter sitzen dann ruhig auf den Wiesenknöpfen und lassen sich einfach „abnehmen“. Nach dem Markieren ließen sie sich bei günstigen Bedingungen (relativ kühl, keine direkte Sonnenbestrahlung) meist wieder auf den Blütenkopf zurücksetzen, ohne davonzufliegen. Ein Teil dieser Falter ließ sich danach ins Gras fallen, ein Verhalten, daß sie tagsüber bei kühler Witterung nach Störungen auch zeigten. Nur an sehr warmen, sonnigen Tagen waren die Tiere zum Teil noch bis 21 h aktiv, so daß dann nur einige der unmarkierten Falter markiert wurden, da ein Teil der Falter, bei dem Versuch sie zu ergreifen, aufflog. Die Kontrollen erfolgten durch vorsichtiges Annähern und Ablesen der Zahlen.

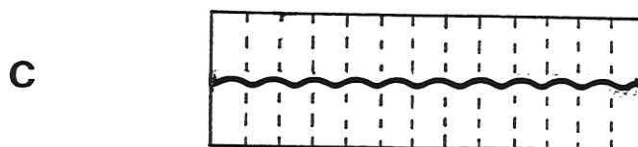
Nach längerem Regen wurden keine Markierungen durchgeführt, da dann die Stifte verlaufen und die Flügel außerdem beim Beschreiben viel leichter einreißen als im trockenen Zustand. Insgesamt wurden zwei Tiere verletzt, so daß sie der Population entnommen werden mußten.



Lage der Untersuchungsgebiete A, B und C zueinander



Makrokartierung in den Gebieten A und B mit den, durch unterschiedliche potentielle Barrieren, getrennten *Sanguisorba officinalis* Beständen



Mikrokartierung in Gebiet C mit Biotopverbund und der "künstlichen" Unterteilung der angrenzenden Flächen in ungefähr 30 m breite Abschnitte

Abb. 1: Schematische Darstellung des Versuchsansatzes der Markierungs- und Wiederfanguntersuchungen

Notiert wurden für jeden Falter Angaben zu folgenden Punkten:

1. Datum
2. Probeflächennummer und Gebiet
3. Geschlecht
4. Bleibt der Falter nach dem Freilassen in der Fläche oder fliegt er hinaus?
5. Vorausgesetzt er bleibt in der Fläche, setzt er sich dann nach dem Markieren wieder auf eine Wiesenknopf-Pflanze oder läßt er sich ins Gras fallen?

6. Auf welcher Pflanzenart hat er vor dem Markieren gegessen?
7. Vorausgesetzt er saß auf einer *Sanguisorba-officinalis*-Pflanze, wie hoch ist die Pflanze und
8. Welchen Krankheitsgrad in bezug auf den Mehltaubefall hat die Pflanze?
9. Ist der Falter neu oder alt, d.h. besitzt er noch mehr oder weniger alle Schuppen oder nicht?

Bei der Kontrolle wurden alle Wiesenknöpfe der einzelnen Probeflächen systematisch abgelaufen, (was nur auf Fläche 13 in Gebiet A mit riesigen *Sanguisorba-officinalis*-Beständen nicht vollständig erfolgen konnte). Unmarkierte Falter wurden, soweit möglich, markiert und Wiedergefangene mit Datum, Gebiet und Probefläche notiert, wobei die Zahlen abgelesen wurden ohne die Falter zu fangen.

Die Kontrolle fand jeweils auf allen, mit blühenden *Sanguisorba*-Pflanzen bestandenen Probeflächen des jeweiligen Gebietes statt. Die Bearbeitungshäufigkeit und die Anzahl Markierungen

pro Probefläche können Anhang 2 entnommen werden.

Für die Berechnung der gewanderten Strecken wurde die Entfernung der Flächenmittelpunkte zugrunde gelegt.

Kritische Anmerkungen zur Markierungsmethodik

Voraussetzung für brauchbare Untersuchungsergebnisse zum Ausbreitungsverhalten ist, daß die Falter durch die Markierungs- und Wiedergefanguntersuchungen in ihrem Bewegungsmuster nicht oder kaum beeinflusst werden. Deshalb müssen die Störungen so gering wie möglich gehalten werden.

Das Aufsuchen an den Schlafplätzen scheint hier besonders geeignet, da die Tiere zum Markieren nicht mit dem Netz gefangen werden müssen und sich danach meist direkt wieder in die Vegetation setzen. Auch von denen, die zunächst nach dem Markieren aus der Fläche fliegen, scheint der größte Teil zurückzukehren (vgl. Tab. 1).

Tab. 1: Verhalten von *Glaucomys nauticus* nach dem Markieren

• frisch markiertes Individuum setzt sich innerhalb der Markierungsfläche in die Vegetation zurück (n = 179)		
	auf <i>Sanguisorba officinalis</i>	78
	ins Gras	113
	auf <i>Plantago lanceolata</i>	3
	auf <i>Cirsium vulgare</i>	1
	auf <i>Urtica dioica</i>	1
	auf <i>Polygonum bistorta</i>	1
• frisch markiertes Individuum fliegt aus der Fläche (n = 117)		
	wiedergefangen	37
	in Markierungsfläche wiedergefangen	27

MALLET et al. (1987) konnten dagegen bei Untersuchungen zu *Heliconius*-Arten (südamerikanische Tagfalter) deutliche „handling effects“, bei Individuen, die mit dem Netz gefangen wurden, feststellen. Die Tiere verließen ihr „Heimatbiotop“ zwar nicht, aber mieden den Bereich in dem sie markiert wurden. Dieser Effekt hielt bis zu zwei Tagen an, wirkte sich jedoch nicht auf das Aufsuchen der Schlafpflanzen aus.

Eine Auswirkung des Kescherfanges, zumindest tagsüber bei hoher Flugaktivität, scheint auch für *Glaucopsyche nausithous* vorhanden zu sein. Von 11 tagsüber bei schönem Wetter gekescherten und markierten Individuen konnte keines wiedergefangen werden. Dagegen wurden von 27 am selben Abend, auf derselben Fläche nach dem oben beschriebenen Verfahren markierten Individuen 12 wiedergefangen. Der Datenumfang reicht jedoch nicht aus, um diese Tendenz abzusichern.

4.4 „Bestandsentwicklung“

Die Untersuchung dieses Aspektes verfolgt das Ziel, die Anwesenheit auf verschiedenen Standorten in verschiedenen Jahren zu vergleichen und Hinweise über die Aussagekraft einer einmaligen Kartierung zu erhalten.

Hierzu wurden die bereits 1987 kartierten 146 Standorte in Leinfelden-Echterdingen und Filderstadt (siehe SETTELE & GEISSLER 1988) 1988 zweimal in den Zeiträumen vom 12.7. - 23.7. und 2.8. - 9.8. auf *Glaucopsyche-nausithous*-Vorkommen hin überprüft.

Bei den Erfassungen wurde auch auf mögliche Vorkommen von *Glaucopsyche teleius* geachtet, allerdings ohne Erfolg.

Darüber hinaus wurden 60 der kartierten Standorte Ende August/Anfang September auf die Überreste von Larvalstadien kontrolliert, da für das Überleben einer Population nicht die Anwesenheit von Imagines, sondern die erfolgreiche Reproduktion entscheidend ist.

Befallene, bereits verblühte Köpfe sind nicht dunkelrotbraun, sondern nur braun verfärbt; außerdem sind größere, befallene Blütenköpfe

zu einer Seite hin verkrümmt (vgl. SCHROTH & MASCHWITZ, 1984). Solche Blütenstände wurden gezielt in den Flächen gesucht, mitgenommen und unter dem Binokular mit 40-facher Vergrößerung sowohl auf Eier als auch auf Rückstände der dritten Larvenstadien, insbesondere die Kopfkapseln, untersucht. Die typisch geformten, oben und unten etwas abgeplatteten, ansonsten kreisrunden Eier mit Netzstruktur findet man zwischen den Einzelblüten beim vorsichtigen Zerteilen der Blütenstände. Die von Raupen belegten Früchte sind durch Auffinden der charakteristisch kreisrunden Einfraßlöcher direkt an der Ansatzstelle leicht zu erkennen.

5 Ergebnisse und Diskussion

5.1 Vegetation

5.1.1 Einfluß der Nutzung auf die Besiedlung durch *Glaucopsyche nausithous*

Die Nutzung ist für die Besiedlung bzw. Nichtbesiedlung einer Wiesenknopf-Fläche von entscheidender Bedeutung (vgl. auch SETTELE & GEISSLER 1988).

Die Raupen sind darauf angewiesen, daß ihre Fraßpflanzen nicht gemäht werden, bis sie Ende August/Anfang September die Pflanzen verlassen. Deshalb haben die Raupen auf Mähwiesen, an früh gemähten Grabenrändern und Böschungen kaum eine Überlebenschance.

Abb. 2 zeigt, daß die ungenutzten Bereiche, wie Grabenrandbrachen und flächige Brachen zwar nur 8,2 % der 1988 untersuchten 146 Flächen ausmachten, aber mit 47,2 % nahezu die Hälfte der erfaßten Individuen beherbergten. Diese Flächen wiesen auch die höchsten durchschnittlichen Abundanzen und maximalen Individuenzahlen auf und waren außerdem mit der höchsten Stetigkeit besiedelt (vgl. Abb. 3 und Abb. 4). Auch die extensiv genutzten Weiden waren mit 3,4 % der Flächen und 5,7 % der Individuen noch überrepräsentiert, wiesen aber bereits wesentlich geringere durchschnittliche Abundanzen und maximale Individuenzahlen auf.

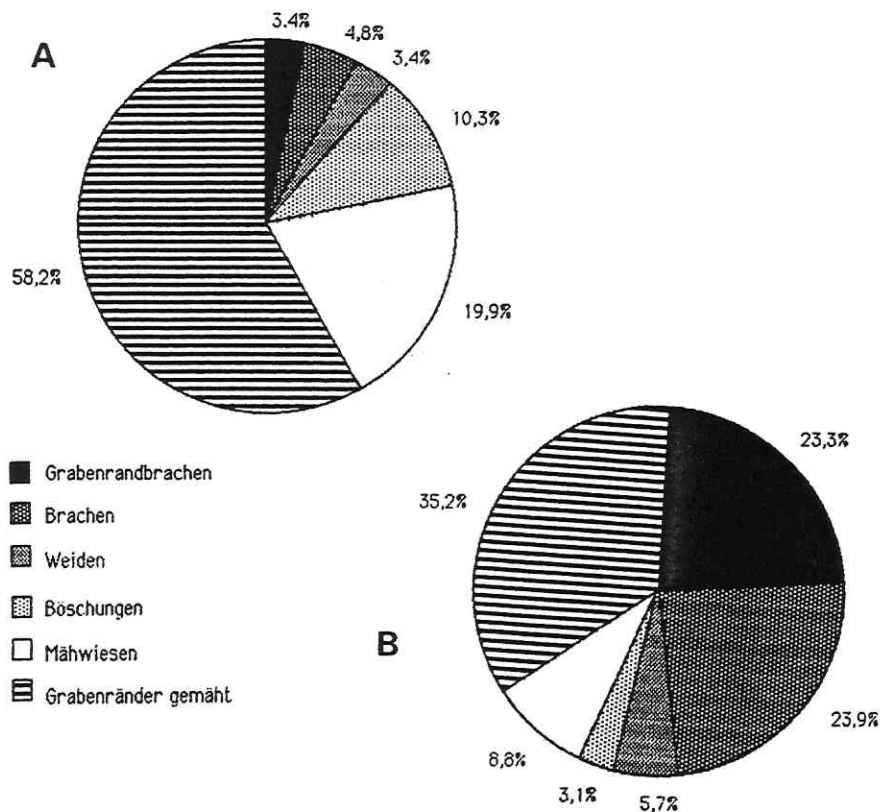


Abb. 2: Vergleich zwischen dem Anteil der einzelnen Nutzungen (A) an den untersuchten 146 Flächen und der Verteilung der 1988 beobachteten Individuen auf die unterschiedlichen Nutzungstypen (B). (Zugrunde gelegt wurde bei den Individuenzahlen jeweils der höhere Wert der zwei 1988 durchgeführten Begehungen)

Dagegen spielten die gemähten Grabenrandbereiche, schon auf Grund der Häufigkeit dieses Flächentyps, mit 58,2 % der untersuchten Standorte eine wichtige Rolle. Sie beherbergten immerhin 35,2 % der Individuen, waren aber nur mit einer Stetigkeit von 31,8 % besiedelt. Die Grabenränder wurden, sofern sie den Gemeinden gehörten, seit dem Jahr der Untersuchung, nicht vor Anfang September gemäht. Deshalb wurde prognostiziert, daß sich ihre Bedeutung in den Folgejahren noch erhöhen dürfte. Die Wiesengräben ohne echte Randstreifen waren dagegen überwiegend ungeeignet, da sie meist mit den angrenzenden Mähwiesen gemäht wurden.

In bezug auf die flächenmäßige Ausdehnung stellen die meist zweischürigen Mähwiesen im Untersuchungsgebiet den weitaus größten An-

teil. Sie sind aber mit nur 29 untersuchten Bereichen stark unterrepräsentiert (vgl. Abb. 2), was daran liegt, daß 1987 nur die Flächen erfaßt wurden, die zum Zeitpunkt der Kartierung von *Glaucoopsyche nausithous* (Mitte Juli bis Anfang August) blühende *Sanguisorba*-Pflanzen aufwiesen. Die meisten Wiesen waren zu dieser Zeit bereits zum zweiten Mal gemäht, oder blühten noch nicht wieder (bei spätem erstem Schnitt). Allerdings schien eine Entwicklung auch auf solchen Flächen möglich zu sein, bei denen der erste Schnitt so früh erfolgt, daß bereits Mitte Juli wieder ausreichend blühende *Sanguisorba*-Pflanzen zur Verfügung stehen, sofern diese dann nicht vor Ende August/Anfang September zum zweiten Mal gemäht werden.

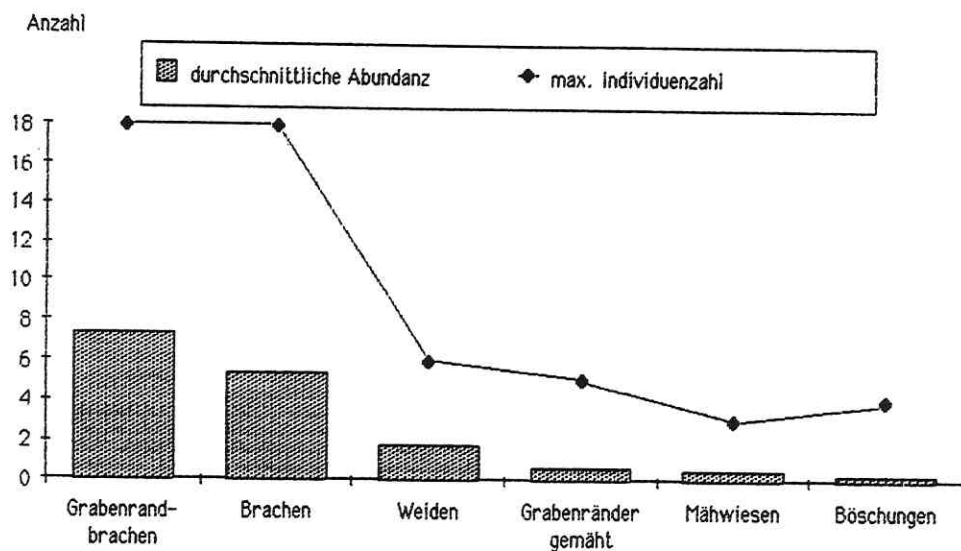


Abb. 3: Durchschnittliche Abundanzen und maximale Individuenzahlen der *Glaucomys nautithous* Imagines in den unterschiedlichen Nutzungstypen. (Zugrunde gelegt ist auch hier für jede Fläche der jeweils höhere Wert der zwei 1988 durchgeführten Begehungen)

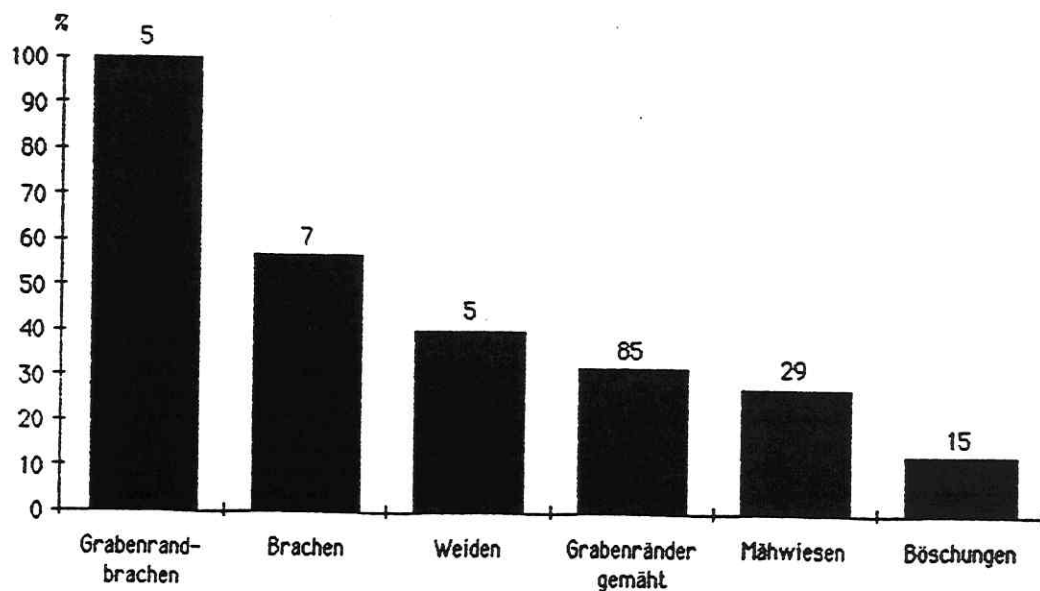


Abb. 4: Prozentuale Besiedlung der Flächen unterschiedlicher Nutzungstypen (unter Angabe der Anzahl Flächen pro Nutzungsform)

Von den 1987 potentiell geeignet erscheinenden Mähwiesen, die 19,9 % der kartierten Standorte ausmachen, waren 1988 nur 27,6 % besiedelt und beherbergten auf Grund der durchgehend

geringen Individuendichten nur 8,8 % der Gesamtpopulation.

Die Böschungen sind nur in Einzelfällen geeignet, machen aber auch nur rund 10 % der Flächen aus.

Aus diesen Ergebnissen geht die überragende Bedeutung der Nutzung für die Besiedlung bzw. Nichtbesiedlung einer Fläche hervor. Entscheidend für das Überleben der Gesamtpopulation sind dabei die ungenutzten und die extensiv genutzten Bereiche mit an den Entwicklungszyklus angepaßten Mahdterminen. Dabei waren die drei kleinflächigen, im FNP 1990 als Neubaugebiete ausgewiesenen Brachen Lebensraum für rund ein Viertel der Gesamtpopulation (23,3 %).

5.1.2 Bedeutung des Vegetationstyps für die Besiedlung durch *Glaucopsyche nausithous*

Tagfalter weisen, aufgrund ihrer Bindung an ganz bestimmte Raupenfutterpflanzen bzw. -gruppen und oft auch an geeignete Saugpflanzen, eine enge Beziehung zur Vegetation auf. Sie repräsentieren deshalb besonders gut die Biotopqualität der Stengel- und Blütschicht von mit krautigen Pflanzen bestandenen Biotopen (RECK 1986).

Gut geeignet sind Tagfalter als Indikatoren, um nutzungsbedingte Veränderungen in unserer Kulturlandschaft aufzuzeigen, oft noch bevor diese sich pflanzensoziologisch erfassen lassen. So kann bereits das Verschwinden einer Raupenfutterpflanzenart, die für die „anspruchsvolleren Offenlandarten“ (vgl. FEUCHT et. al. 1989) fast alle Magerkeitszeiger sind, durch verstärkte Düngung zum Verschwinden dieser Tagfalterarten führen.

Es stellt sich aber immer wieder auch die Frage, ob es daneben eine Bindung der Tagfalterfauna an bestimmte Vegetationstypen gibt. Hierzu liegen bisher nur wenige Arbeiten vor. Eine entsprechende Untersuchung wurde von ERHARDT (1985) in den Zentralalpen durchgeführt. Es ergab sich eine ausgesprochen differenzierte

Charakterisierung, besonders der südexponierten, offeneren Vegetation. Allerdings waren nicht alle Einheiten mit dieser Gruppe bearbeitbar (z.B. die verschiedenen Grünerlenaufwuchsstadien, die kaum noch Falter beherbergten). Außerdem ließen sich auf Grund der hohen Vagilität keine kleinräumigen Unterschiede erfassen.

Die Raupenfraßpflanze von *Glaucopsyche nausithous*, *Sanguisorba officinalis*, kommt im Untersuchungsgebiet in sehr unterschiedlichen Vegetationseinheiten und Nutzungstypen vor. Die Frage, ob sich *Glaucopsyche nausithous* in ihrem Vorkommen an bestimmte Vegetationseinheiten hält, muß aber verneint werden. *Glaucopsyche nausithous* konnte in fast allen, der insgesamt 18 festgestellten Vegetations- und Nutzungstypen erfaßt werden (vgl. Abb. 5). Möglicherweise dennoch vorhandene Präferenzen können aufgrund des geringen Datenumfanges nicht dokumentiert werden. Sicher ist jedoch, daß nicht der Vegetationstyp sondern wie bereits in Kap. 5.1.1 und bei SETTELE & GEISSLER (1988) beschrieben, die Nutzung der ausschlaggebende Faktor für die Besiedlung oder Nicht-Besiedlung ist.

Eine Übersicht über die gefundenen Einheiten und ihre Verteilung auf die 146, sowohl 1987 als auch 1988 untersuchten Standorte, sind Abb. 5 zu entnehmen. Eine Beschreibung der unterschiedlichen Vegetationstypen findet sich in Tab. 1 in Anhang 1.

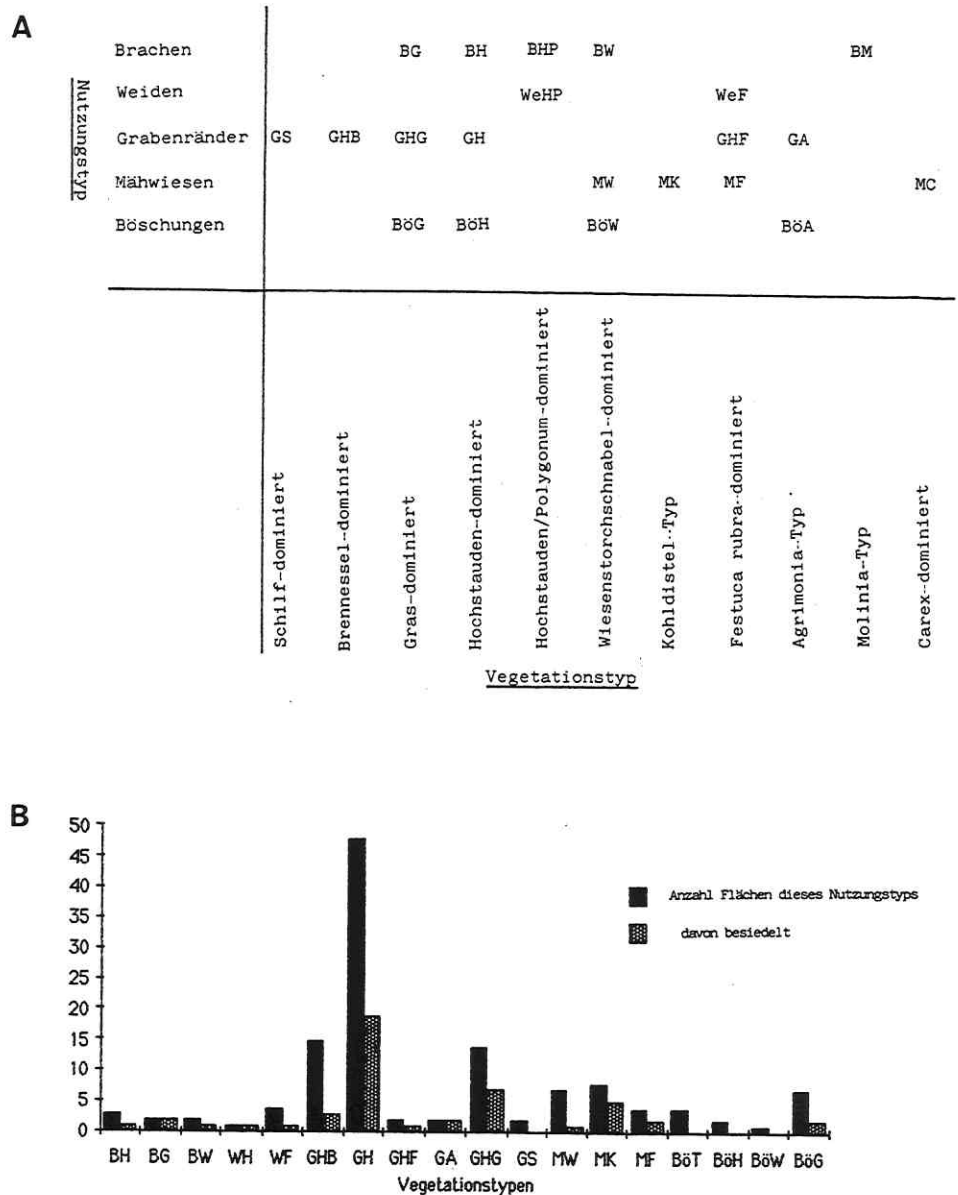


Abb. 5. Beschriebene Vegetationstypen in Abhängigkeit vom Nutzungstyp (A) und ihre Verteilung auf die 146 kartierten Standorte mit der Anzahl der jeweils besiedelten Standorte im Jahr 1988 (B).

5.1.3 Einfluß struktureller und populationsbiologischer Merkmale von *Sanguisorba officinalis*

Verzweigungstypen in Abhängigkeit von der Nutzung

Bei der Anzahl der Blütenköpfe pro Pflanze gab es auffällige Unterschiede zwischen den einzelnen Nutzungstypen. Da die Blütenköpfe im-

mer einzeln am Ende der Stengelverzweigungen sitzen, bedingt dieses Phänomen auch Unterschiede im Verzweigungsmodus der Pflanzen.

Bei den Brachepflanzen hatte eine Pflanze mit durchschnittlich 17,2 Blütenständen rund fünfmal so viele wie die Pflanzen der zweischürigen Mähwiese mit einem Durchschnitt von 3,4 (vgl. Abb. 6). Der zweimal im Jahr gemähte Graben-

randabschnitt entspricht in seinem Verzweigungstypus in etwa dem der Mähwiese. Dazwischen liegt der einmal spät im Jahr gemähte Grabenrandabschnitt mit durchschnittlich 6,2 Blütenköpfen.

Auch wenn pro Nutzungstyp nur eine Fläche untersucht wurde, dokumentieren die Ergebnisse die im Gelände vorgefundenen Bedingungen und zeigen, daß die Nutzungshäufigkeit den entscheidenden Einfluß für die Ausprägung der *Sanguisorba-officinalis*-Pflanzen darstellt.

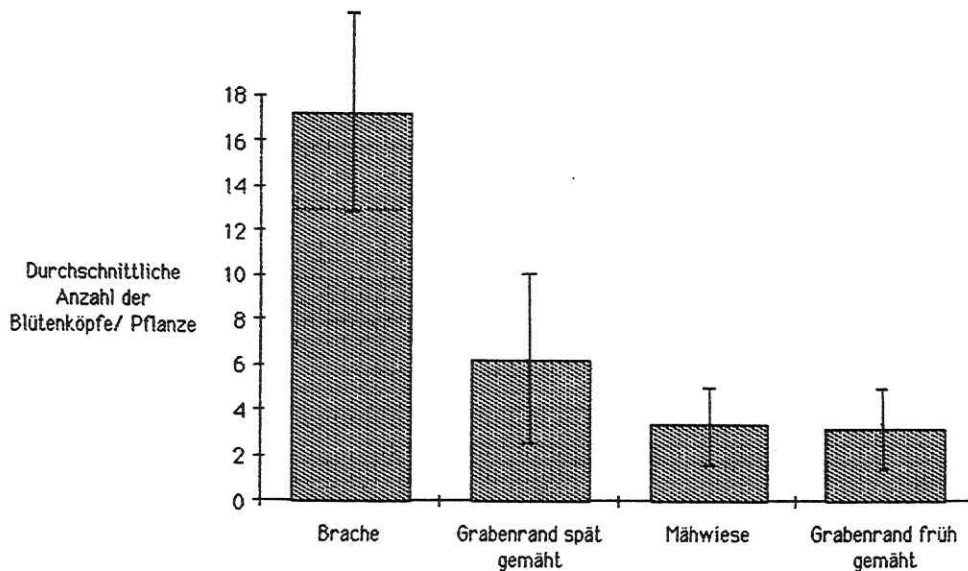


Abb. 6: Anzahl der Blütenköpfe/Pflanze in Abhängigkeit vom Nutzungstyp

Ein weiterer Unterschied, ebenfalls in Abhängigkeit von der Nutzungshäufigkeit, ergibt sich in bezug auf die Verteilung der Pflanzen. Während in ungenutzten Flächen die Pflanzen fast ausschließlich gesellig in Horsten vorkommen, stehen sie in den Mähwiesen überwiegend einzeln und gleichmäßig über die Fläche verteilt.

Dies deutet darauf hin, daß sich die Pflanzen in den Brachen überwiegend vegetativ vermehren, während die Vermehrung in den Mähwiesen fast ausschließlich generativ erfolgt. Es ist denkbar, daß bei der Mahd die oberirdischen Ausdauerungsorgane dieses Hemikryptophyten verletzt werden, wahrscheinlicher erscheint es jedoch, daß die Pflanzen aufgrund der zweimaligen Mahd der Mähwiesen einfach nicht in der Lage sind, genügend Speicherstoffe für einen Neuaustrieb im nächsten Jahr einzulagern. Dies dürfte aber in den Brachen kein Problem sein.

Zudem ist die überwiegend vegetative Vermehrung der Pflanzen in den Brachen vermutlich auf die dichte Pflanzendecke und die damit verbundene Keimungsunfähigkeit der Samen zurückzuführen. Ähnliches wird aus dem Pfälzerwald von langjährigen Grünlandbrachen in bezug auf den Baumjungwuchs berichtet (ROWECK mdl. Mitt.).

Wuchshöhe in Abhängigkeit von der Nutzung

Die Höhe der *Sanguisorba-officinalis*-Pflanzen variierte zwischen 20 cm und 1,6 m. Bei der untersuchten Brache lag sie zwischen 50 cm und 1,5 m mit einem Durchschnitt von 1 m. In der Mähwiese konnten Pflanzen zwischen 30 und 80 cm festgestellt werden; der Durchschnitt lag bei 50 cm. Die Gräben bilden auch hier wie beim Verzweigungsmodus keinen eigenen Typ, sondern sind je nach Nutzungsform den Brachen oder Mähwiesen ähnlich oder liegen bei einmaliger später Mahd zwischen diesen beiden.

Die dort gemessenen Höhen lagen zwischen 20 cm und 1,5 m.

*Zusammenhang zwischen der Anzahl Pflanzen pro Fläche und der Populationsgröße von *Glaucopsyche nausithous**

Es gibt offensichtlich keine Korrelation zwischen der Fraßpflanzenanzahl und der Größe der *Glaucopsyche-nausithous*-Population. Während auf den Mähwiesen oft hunderte von Pflanzen vorhanden sind, konnte dort z.T. nicht ein einziges Falter-Individuum nachgewiesen werden, und auch auf günstig bewirtschafteten Wiesen wurden mit wenigen Ausnahmen nur einzelne Imagines beobachtet (vgl. auch Kap. 5.1.1 und 5.3). Aufgrund der jährlich wechselnden Mahdzeitpunkte können sich hier, selbst wenn diese in einem Jahr günstig sind, keine großen Populationen aufbauen. Dagegen gab es in einer Brache mit nur 8 blühenden Pflanzen 76 Gesamtbeobachtungen von *Glaucopsyche nausithous* (vgl. Anhang 2)

Pilzbefall

Auf manchen Flächen war ein Großteil der Pflanzen durch den Mehltaupilz *Sphaerotheca ferruginea* befallen. Dieser äußerte sich durch einen gut sichtbaren weißen Mycelüberzug der Pflanzen. Zunächst wurden in der Regel die Blätter und Stengel befallen; im fortgeschrittenen Stadium dann auch die Blütenköpfe. Die Pflanzen blieben deutlich kleiner.

Abb. 7 zeigt, daß auch kranke Pflanzen als Schlafpflanzen von den Imagines genutzt wurden; es schien hier keine Bevorzugung der gesunden Pflanzen zu geben, was jedoch anhand der absoluten Zahlen nicht bewiesen werden kann. Wie dies jedoch in bezug auf die Saugpflanzen und v.a. auf die Eiablagepflanzen aussieht, sollte genauer untersucht werden. Nach den Eindrücken im Gelände ist zu vermuten, daß aufgrund der geringeren Vitalität der Pflanzen die Raupen, zumindest in stark befallenen Exemplaren, schlechtere Entwicklungschancen haben dürften.

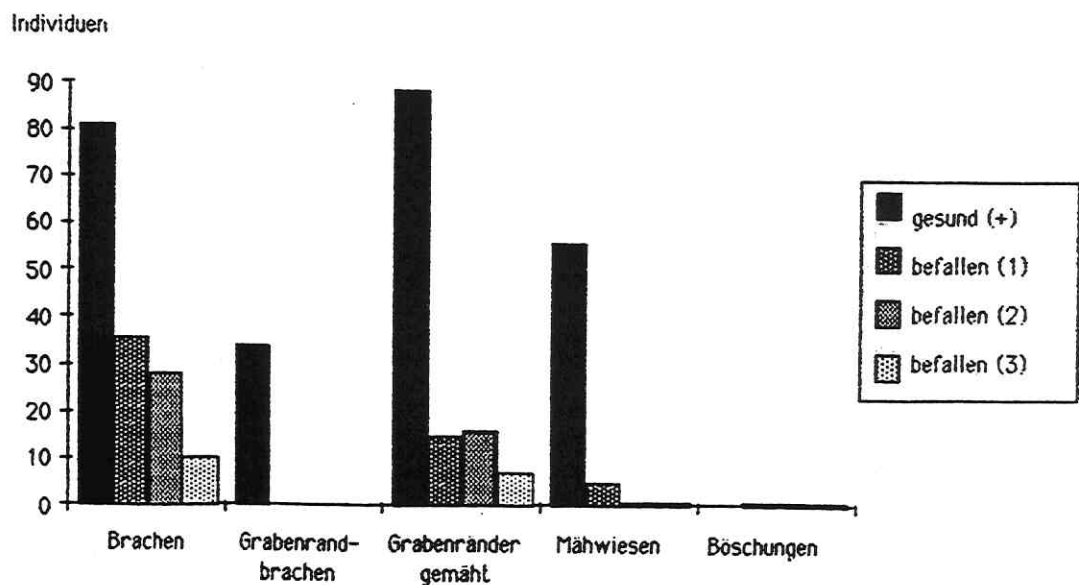


Abb. 7: Verteilung des Gesundheitszustandes der Pflanzen, auf denen *Glaucopsyche nausithous* vor dem Markieren gefunden wurde. (Zur Definition der Boniturstufen, vgl. Kap. 4.1.)

Phänologie

Die ersten blühenden *Sanguisorba-officinalis*-Pflanzen konnten 1988 am 7.6. auf Mähwiesen mit frühem ersten Schnitt und am 16.6. entlang der Grabenränder beobachtet werden. Auf den Brachen kamen die ersten Pflanzen erst wesentlich später am 10.7. - kurz vor dem Erscheinen der ersten Imagines - zur Blüte. Dagegen begann der Wiesenknopf am 14.7. bereits in einigen Mähwiesen mit sehr frühem ersten Schnitt zum zweitenmal zu blühen. Entsprechende Pflanzen konnten bis zur letzten Ge-

bietsbegehung am 9.9. festgestellt werden; In einer Mähwiese kamen sie sogar erst am 6.9. zum ersten Mal zur Blüte.

In den Brachen und an den einmal spät im Jahr gemähten Grabenrändern standen während der gesamten Flugzeit der Imagines und der Entwicklungszeit der Raupen in den *Sanguisorba-officinalis*-Pflanzen geeignete Bestände zur Verfügung. Auf fast allen Mähwiesen und an den früh gemähten Grabenrändern war dies nicht der Fall.

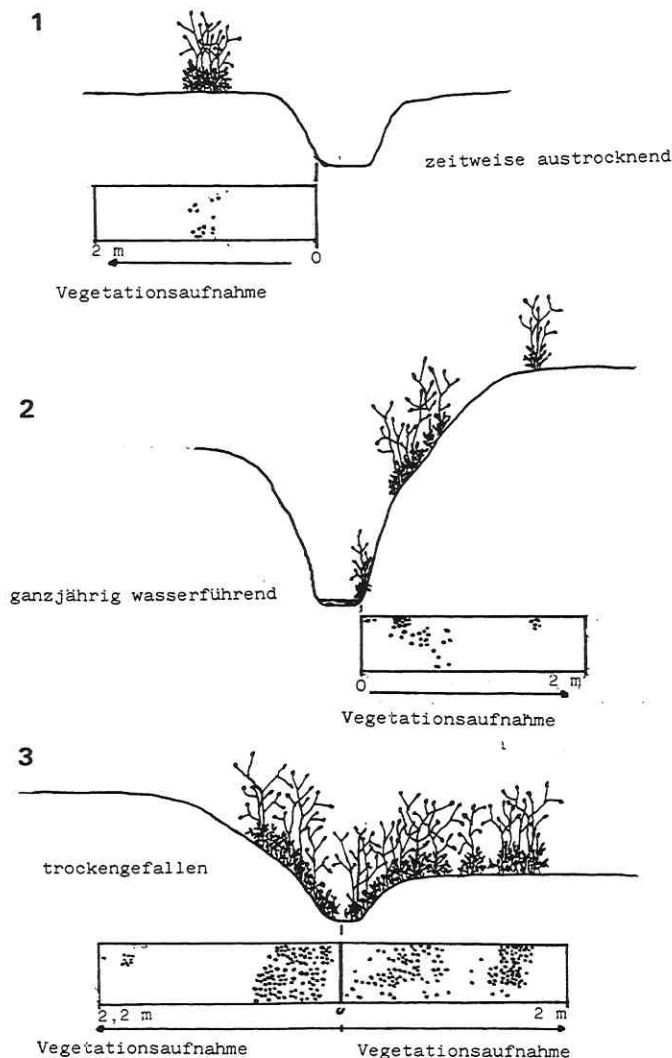


Abb. 8: Verteilung der *Sanguisorba-officinalis*-Pflanzen über das Grabenprofil, exemplarisch dargestellt anhand von drei Grabenabschnitten (1-3).



Bereich, in dem die Vegetationsaufnahme angefertigt wurde



Ergebnisse der Makrokartierung; ein Punkt entspricht einer *Sanguisorba officinalis* Pflanze

5.1.4 Einzelartenkartierung

Während in den Mähwiesen die *Sanguisorba officinalis*-Pflanzen mehr oder weniger homogen verteilt sind, kommen diese innerhalb der Grabenprofile nur in bestimmten Bereichen vor, die wiederum nicht von Graben zu Graben identisch sind. In Abb. 8 ist die unterschiedliche Verteilung dieser Pflanzenart über drei exemplarisch ausgewählte Grabenprofile dargestellt. Während sie an feuchten Grabenrändern überwiegend am Rand oder an der Hangschulter vorkommen, reichen sie in trockengefallenen Gräben bis ins Bachbett hinein. Die bei den Vegetationsaufnahmen berücksichtigten Bereiche variierten entsprechend.

5.1.5 Randnutzungskartierung

Im Gelände konnte immer wieder beobachtet werden, daß für das Vorkommen bzw. Nicht-Vorkommen von *Sanguisorba officinalis* entlang der Grabenränder die angrenzende Nutzung entscheidend ist. In Bereichen, in denen ausschließlich Äcker an die Gräben stoßen, war die Pflanze nur selten vertreten, während sie in Gebieten mit angrenzenden, nur schwach gedüngten Mähwiesen relativ häufig vorkam.

Da *Sanguisorba officinalis* auf Grund der geringen ökologischen Stickstofftoleranz (N-Wert nach ELLENBERG 1979: 3) auch in stark gedüngten Mähwiesen fehlt, lag die Vermutung nahe, daß hohe Stickstoffeinträge aus angrenzenden Äckern für dieses Phänomen verantwortlich sein könnten. Hierdurch würde die Pflanze aufgrund veränderter Konkurrenzbedingungen mittelfristig verdrängt. In solchen Abschnitten kommt meist die Brennessel (*Urtica dioica*) zu höheren Dominanzwerten.

Dies zeigt sich auch an zwei Vegetationsaufnahmen der gegenüberliegenden Seiten desselben Grabenabschnitts (vgl. Anhang 1). Die eine Aufnahme wurde an der südexponierten Böschung erstellt. Es grenzt ein Acker mit dazwischen liegendem Grasweg an. *Sanguisorba officinalis* ist nur mit Deckungsgrad + vertreten, *Urtica dioica* erreicht dagegen den Deckungs-

grad 2. Die andere Aufnahme wurde auf der gegenüberliegenden nordexponierten Grabenseite erstellt. Auf dieser Seite grenzt eine schwach gedüngte Mähwiese an den Graben. Dort fehlt *Urtica dioica* und *Sanguisorba officinalis* ist mit einer Deckung von 2 vertreten. Auch die Artenzahl ist mit 51 gegenüber 23 Arten hier wesentlich höher.

Nach den Angaben von ELLENBERG et al. (1991) reagiert *Sanguisorba officinalis* allerdings indifferent gegenüber Stickstoffeinträgen. Unter Umständen ist nicht die direkte Wirkung des Stickstoffs für die Verdrängung von *Sanguisorba officinalis* entlang der Grabenränder verantwortlich, sondern die eng damit zusammenhängende stärkere Beschattung durch Förderung höherwüchsiger Arten, v.a. *Urtica dioica*, da *Sanguisorba officinalis* ein hohes ökologisches Lichtoptimum (Lichtzahl-7) aufweist. Vergleichbare Entwicklungen sind auch bei längerem Brachfallen mit starker Dominanz der Hochstaude *Filipendula ulmaria* zu beobachten.

Einen tatsächlichen Beweis für die Hypothese, daß angrenzende Ackernutzung einen wesentlichen Einfluß auf die Vegetationszusammensetzung an den Grabenrändern hat und *Sanguisorba officinalis* dort verdrängt wird, kann nur ein Monitoring von Grabenrändern an frisch umgebrochene Äckern belegen. Zur Untermauerung der Hypothese wurde aber eine Randnutzungskartierung entlang eines Grabens angefertigt (vgl. Abb. 9). Bei angrenzenden Äckern kam *Sanguisorba officinalis* ausschließlich vor, wenn breite Randstreifen als Pufferzonen vorhanden waren. Ob sie sich in solchen Randstrukturen jedoch langfristig oder auch nur mittelfristig halten kann und wie breit diese mindestens sein müssen, läßt sich nicht beantworten, da zumindest ein Teil der Ackerflächen in diesem Bereich erst durch Wiesenumbruch in den letzten Jahren entstanden ist. Auch ein anderes, oft beobachtetes Phänomen stellt sich hier dar: in Bereichen mit Ufergehölzen fehlt *Sanguisorba officinalis* ebenfalls, vermutlich wegen ihres hohen Lichtanspruches (L-Wert nach ELLENBERG 1979: 7).

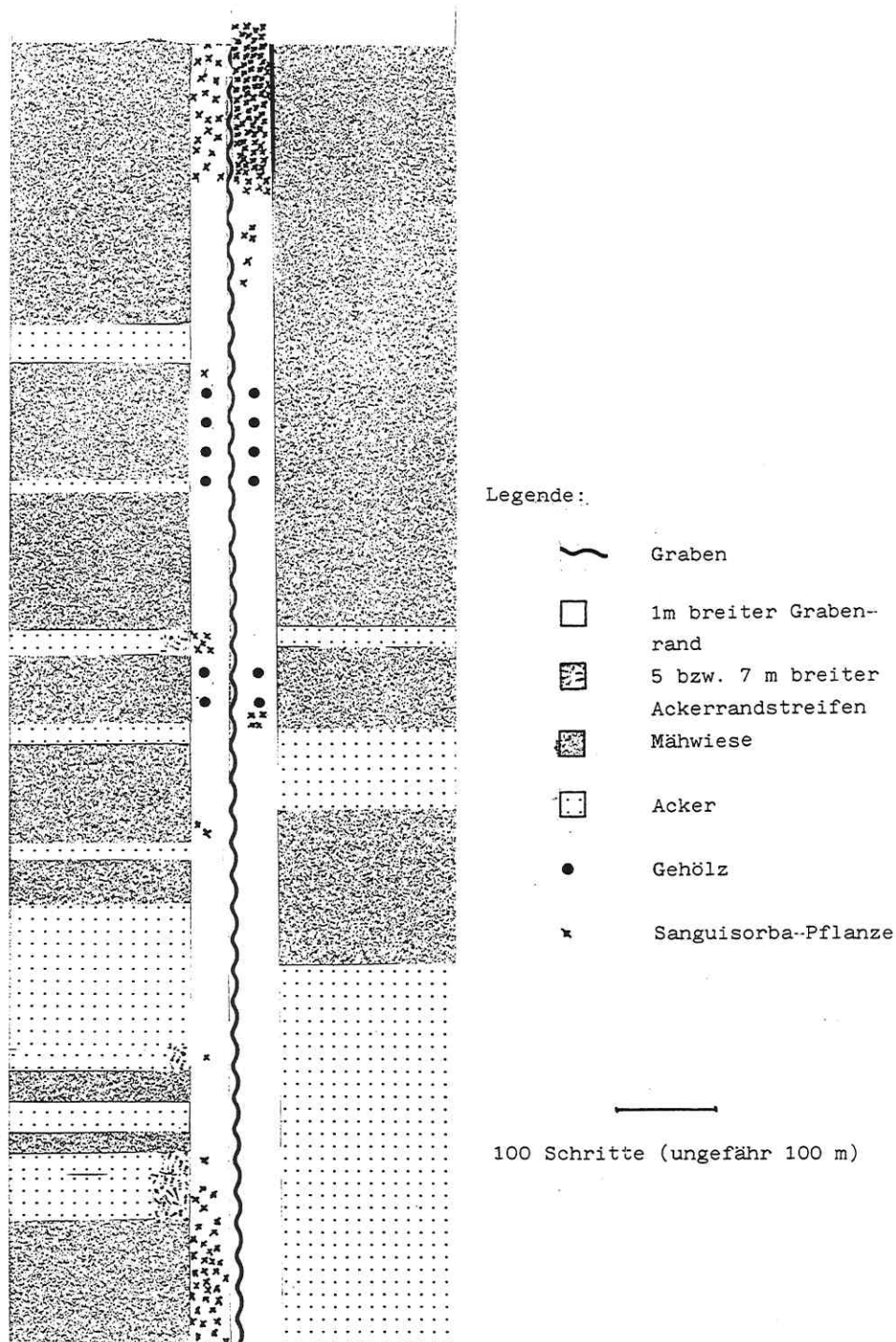


Abb. 9: Ergebnisse der Randnutzungskartierung. Dargestellt sind die *Sanguisorba-officinalis*-Vorkommen entlang eines Grabenrandes in Abhängigkeit von angrenzender Nutzung und bachbegleitenden Gehölzvorkommen

5.2 Ameisen

Die Ergebnisse der Fallenfänge sollen an dieser Stelle nur in bezug auf das Vorhanden- bzw. Nichtvorhandensein der Ameisenart *Myrmica rubra* in Abhängigkeit von der Nutzungsform dargestellt werden. Die Individuenzahlen pro Falle wurden bei der Auswertung nicht berücksichtigt. Für die Bestimmung der Ameisen

möchte ich mich bei Herrn Gerd Bauschmann ganz herzlich bedanken.

Tabelle 2 gibt einen Überblick über die Ergebnisse. An 15 der 17 untersuchten Standorte wurde *Myrmica rubra* in mindestens einer Falle nachgewiesen. An den beiden Standorten ohne Nachweis konnten nur eine bzw. zwei Fallen ausgewertet werden.

Tab. 2: Überblick über die Ergebnisse der Wirtsameisen-Erfassung

Nutzungstyp	Weiden	Brachen	Grabenrand-brachen	Grabenränder gemäht	Mähwiesen
Anzahl untersuchter Flächen	1	4	4	4	4
Anzahl ausgewerteter Fallen	16	46	27	17	16
Anzahl mit <i>Myrmica rubra</i> belegter Fallen	14	37	20	11	5

Die Zuverlässigkeit der Aussagen zu den Nutzungstypen ist aufgrund des geringeren Stichprobenumfanges, z.B. der Mähwiesen gegenüber den Brachen, relativ gering. Trotzdem wird die Tendenz deutlich, daß bei abnehmender

Nutzungsintensität, in bezug auf die Schnitthäufigkeit, der prozentuale Anteil der Fallen mit Individuen von *Myrmica rubra* deutlich zunimmt (vgl. Abb. 10).

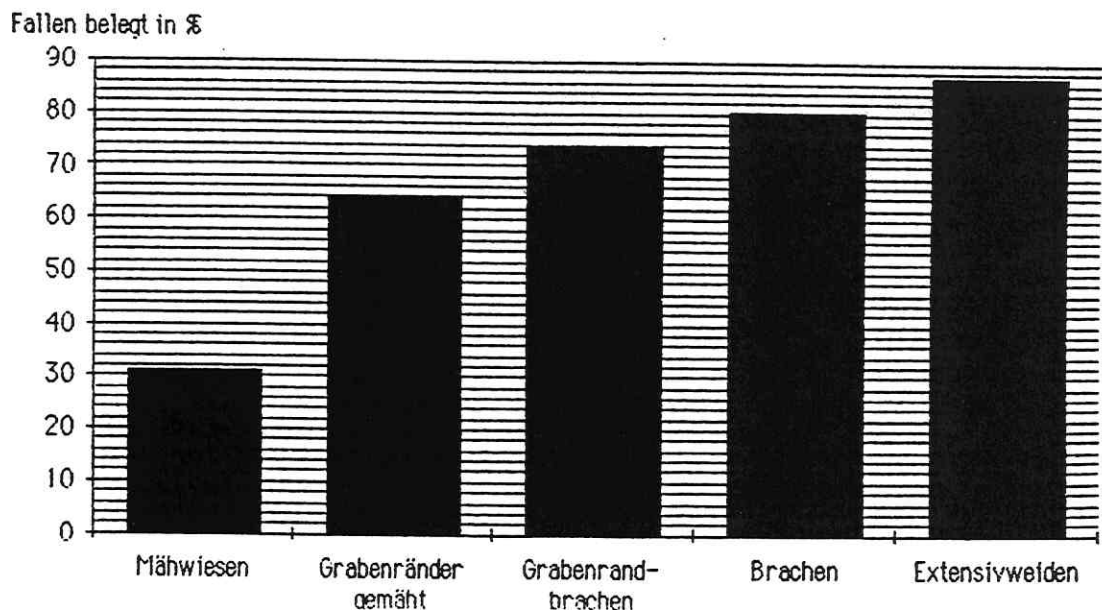


Abb. 10: Prozentualer Anteil der mit *Myrmica rubra* belegten Fallen in Abhängigkeit vom Nutzungstyp (die Fallen wurden nach Nutzungstypen zusammengefaßt ausgewertet, vgl. auch Kap. 4.2)

Während bei den zweischürigen Mähwiesen im Durchschnitt nur ungefähr jede dritte Falle belegt war, sind dies bei den einmal im Jahr gemähten Gräben bereits ungefähr zwei von dreien. Bei den mindestens dreijährigen Brachen liegt dieser Anteil nochmals deutlich höher. Die höchste Fallenbelegung weisen die von Pferden extensiv beweideten Flächen mit 87,5 % auf.

Bei der statistischen Analyse mit Hilfe einer Mehrfeldertafel ist die errechnete Prüfgröße $X^2 = 16,936$ größer als $\chi^2(0,05; 4) = 9,488$, so daß davon ausgegangen werden kann, daß alle Stichproben aus Grundgesamtheiten stammen, in welchen die relativen Anteile jeder Klasse nicht übereinstimmen. Das bedeutet, daß die Fallen in den verschiedenen Nutzungsvarianten unterschiedlich ergiebig sind. Die Nutzung, insbesondere die Nutzungshäufigkeit, hat also einen Einfluß auf das Vorhandensein der Ameisenart *Myrmica rubra*. Damit ist die Wahrscheinlichkeit für die Raupen, die Bauten der Wirtsameise zu erreichen, selbst bei günstigen Mahdzeitpunkten, in Mähwiesen wesentlich geringer, als in weniger häufig bzw. ungenutzten Biotopen.

Dies ist ein Indiz für die Richtigkeit der Vermutung von SCHURIAN (1984), wonach Gründe für den Rückgang von *Glaucopsyche nausithous* im Einsatz zunehmend schwererer Mähmaschinen auf den Wiesen und im tieferen Schnitt (knapp über der Bodenoberfläche) zu sehen sind, da dadurch die Ameisenbauten gefährdet werden, was jedoch von KUDRNA (1988) aufgrund der Ökologie der Ameise bestritten wird; er führt dies jedoch nicht weiter aus. Auch wenn die Bauten von *Myrmica rubra* in der Regel sehr klein und kaum erhaben sind, liegen diese doch meist im unteren Abschnitt von Grasbüscheln und werden beim Mähen zumindest teilweise erfaßt.

Trotzdem dürfte der Hauptgrund für den Rückgang von *Glaucopsyche nausithous* in den Mähwiesen des Untersuchungsgebiets in der Vereinheitlichung der Mahdzeitpunkte zu suchen sein.

5.3 Markierungs- und Wiederfanguntersuchungen

Die Auswertung der Markierungs- und Wiederfangdaten erfolgt primär im Hinblick auf die Beantwortung der eingangs formulierten Fragestellungen nach dem Ausbreitungsverhalten, der Bedeutung der 3 Neubaugebietsbrachen als Ausbreitungszentren und der Ausbreitungsfunktion der Entwässerungsgräben. Nur randlich werden noch weitere relevante populationsbiologische Parameter analysiert (vgl. Kap. 5.3.3). Kap. 5.3.1 gibt eine Übersicht über die Ergebnisse der Markierungs- und Wiederfanguntersuchungen, in Kap. 5.3.2 werden wesentliche Aspekte des Ausbreitungsverhaltens detailliert besprochen. Kap. 5.3.2.4 liefert eine Zusammenstellung und Diskussion der für die Besiedlungsstrategien wichtigen Ergebnisse.

5.3.1 Übersicht

Die Karten 2, 3 und 4 geben einen Überblick über die drei bearbeiteten Markierungsgebiete. Dargestellt sind die Nutzungstypen der bearbeiteten Flächen, die Anzahl der Gesamtbeobachtungen von *Glaucopsyche nausithous* und die gewanderten Strecken. Bei den im FNP (Flächennutzungsplan) 1990 als Neubaugebiete ausgewiesenen Brachen handelt es sich um die Fläche 4 in Gebiet A und die Flächen 2 und 3 in Gebiet B. Letztere stellten ursprünglich eine Fläche dar, waren zum Zeitpunkt der Untersuchung aber durch eine wilde Erddeponie getrennt (vgl. Karten 2 und 3).

In der Zeit vom 11.7. bis 14.8. 1988 konnten in den drei Gebieten (A, B und C) insgesamt 517 Individuen markiert werden. Die Flugzeit von *Glaucopsyche nausithous* dauerte vom 11.7. bis zum 16.8., wobei nach dem 13.8. nur noch in Gebiet B einzelne Individuen festgestellt werden konnten. Nach dem 14.8. wurden die Markierungs- und Wiederfanguntersuchungen mangels Individuen abgebrochen. Eine genaue Aufstellung der Markierungsdaten ist Anhang 2 zu entnehmen.

Tabelle 3 gibt eine Übersicht über die Ergebnisse. Signifikante Unterschiede zwischen den Er-

gebnissen der einzelnen Gebiete sollen im folgenden analysiert werden. Dabei werden besonders auch Unterschiede zwischen **Makrokartierung** (Konstellation mit durch mutmaßliche Barrieren, wie Straßen, Acker u.ä. voneinander getrennten Patches in den Gebieten A und B,

vgl. Karte 2 und 3) und **Mikrokartierung** (Konstellation mit kontinuierlicher *Sanguisorba officinalis* Verteilung entlang eines Grabens und angrenzender Wiesen in Gebiet C, vgl. Karte 4) berücksichtigt.

Tab. 3: Übersicht über die Ergebnisse der Markierungs- und Wiederfanguntersuchungen; die Gliederung erfolgt hierarchisch

	Makrokartierung		Mikro-kartierung	
	Gebiet A	Gebiet B	Gebiet C	Summe bzw. x
Anzahl Gesamtbeobachtungen	361	631	304	1296
davon unmarkierte Beobachtungen	235	510	177	922
in % der Gesamtbeobachtungen	65,1 %	80,8 %	58,2%	68 %
davon markierte Individuen	138	246	133	517
davon wiedergefangene Individuen	68	73	65	206
in % der Markierten	49,3 %	29,7 %	48,9 %	42,6 %
Gesamtzahl der Wiederfänge	126	121	127	374
durchschnittliche Wiederfangzahl/Ind.	1,85 x	1,65 x	1,95 x	1,82 x
davon gewanderte Individuen	22	15	51	88
in % der Wiedergefangenen	32 %	21 %	78 %	43,7 %
Gesamtzahl der Wanderungen	32	16	84	132
durchschnittlich gewanderte Entf. in m	546,4m (111,1* m)	74,3 m	125,5 m	248,7 m
Median der gewanderten Entf./Ind.	70m	60m	75m	68,3m
kleinste feststellbare Wanderentf./Ind.	25m	30m	5m	
größte gewanderte Entf./Ind.	3740m	210m	1080m	

* Wert ohne Berücksichtigung der 4 aus Gebiet A ausgewanderten Individuen

Gesamtbeobachtungen

Hierunter ist die Summe aller Beobachtungen von markierten und unmarkierten Imagines zu verstehen. Sie liegt in Gebiet B mit 631 ungefähr doppelt so hoch, wie in den beiden anderen Gebieten mit 361 (Gebiet A) und 304 (Gebiet C), was vor allem auf die hohe Anzahl von Brachen

und Grabenrandbrachen in Gebiet B mit entsprechend großen Populationen zurückzuführen ist (vgl. Karte 2, 3 und 4). Da die Gebiete annähernd mit der gleichen Intensität untersucht wurden (Gebiet A: 24, Gebiet B: 23 und Gebiet C: 22 Begehungen), ist dieser Unterschied nicht methodisch bedingt.

Legende zu Karte 2 und 3

	= Brache		= Graben
	= Mähwiese		= Wiesenweg
	= Streuobstwiese		= Straße, geteilter Feldweg
	= Grabenrand		
	= Böschung, Saum		
	= Acker		
	= Kleingarten, Erdaufschüttung		
	= Siedlung		

Gewanderte Strecken und deren Häufigkeit:

	= 1x
	= 2x
	= 3x
	= 4/5x
	= Wanderung aus dem Gebiet (Wiederfang in einem der beiden anderen Markierungsgebiete)

Anzahl Beobachtungen von *Maculinea nausithous* (unmarkiert und markiert) pro Fläche über den gesamten Untersuchungszeitraum:

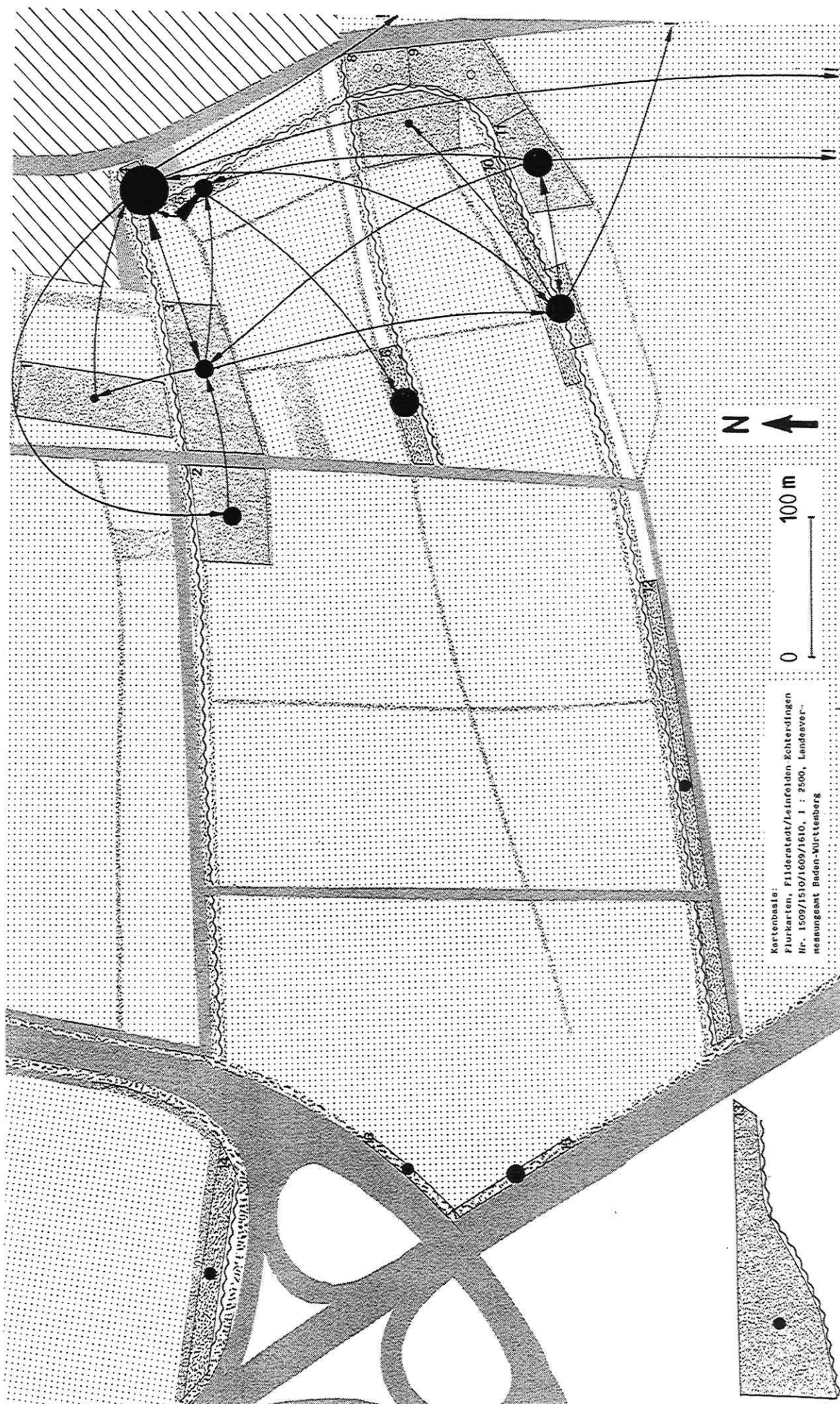
	= 0
	= 1 - 5
	= 7 - 12
	= 25 - 37
	= 76 / 92
	= 157/208/225

Anmerkung: Fläche 13 in Gebiet A liegt etwa 200m südwestlich von Fläche 14

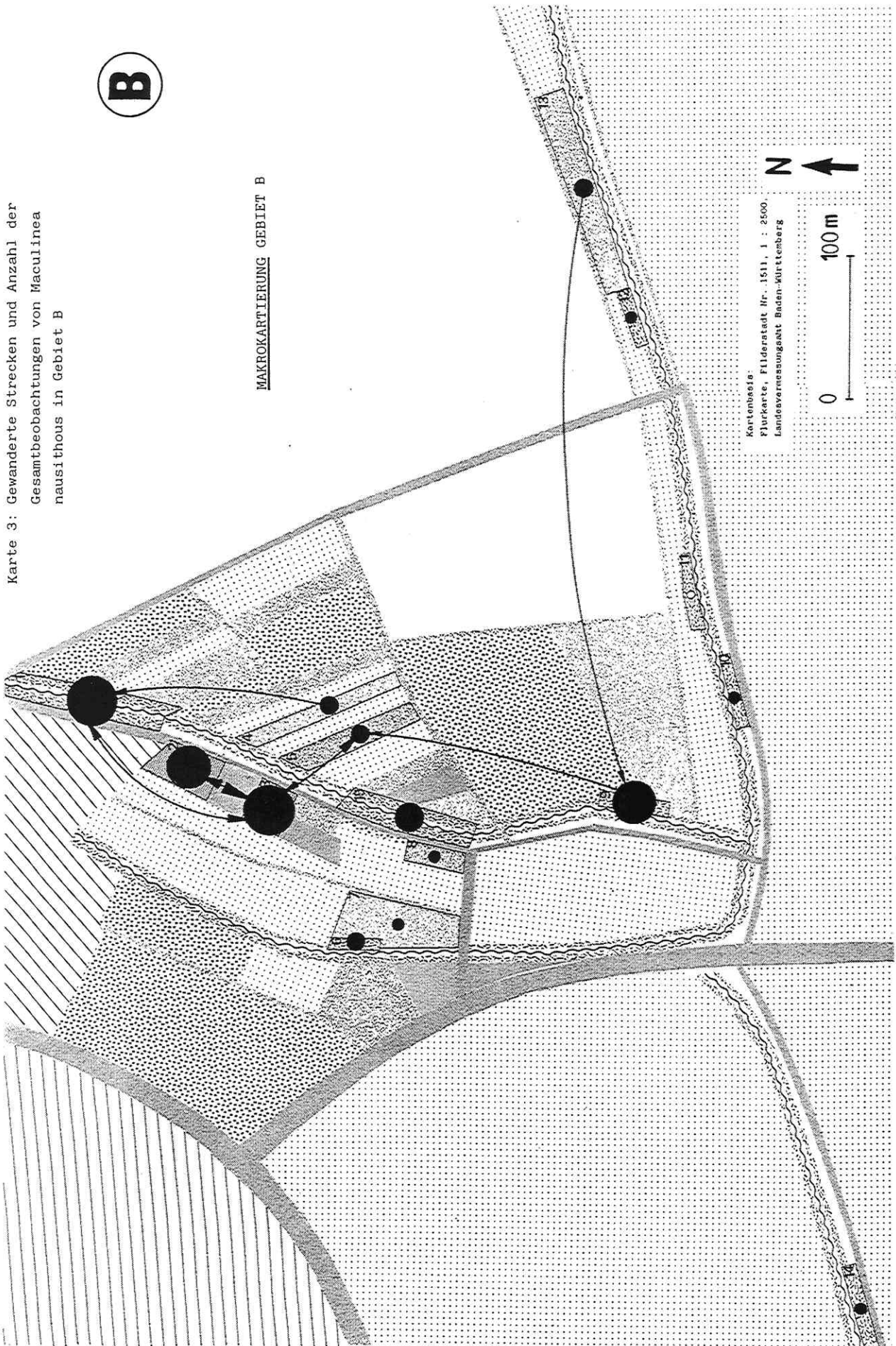
A

MAKROKARTIERUNG GEBIET A

Karte 2: Gewanderte Strecken und Anzahl der
Gesamtbeobachtungen von *Maculinea*
nausithous in Gebiet A



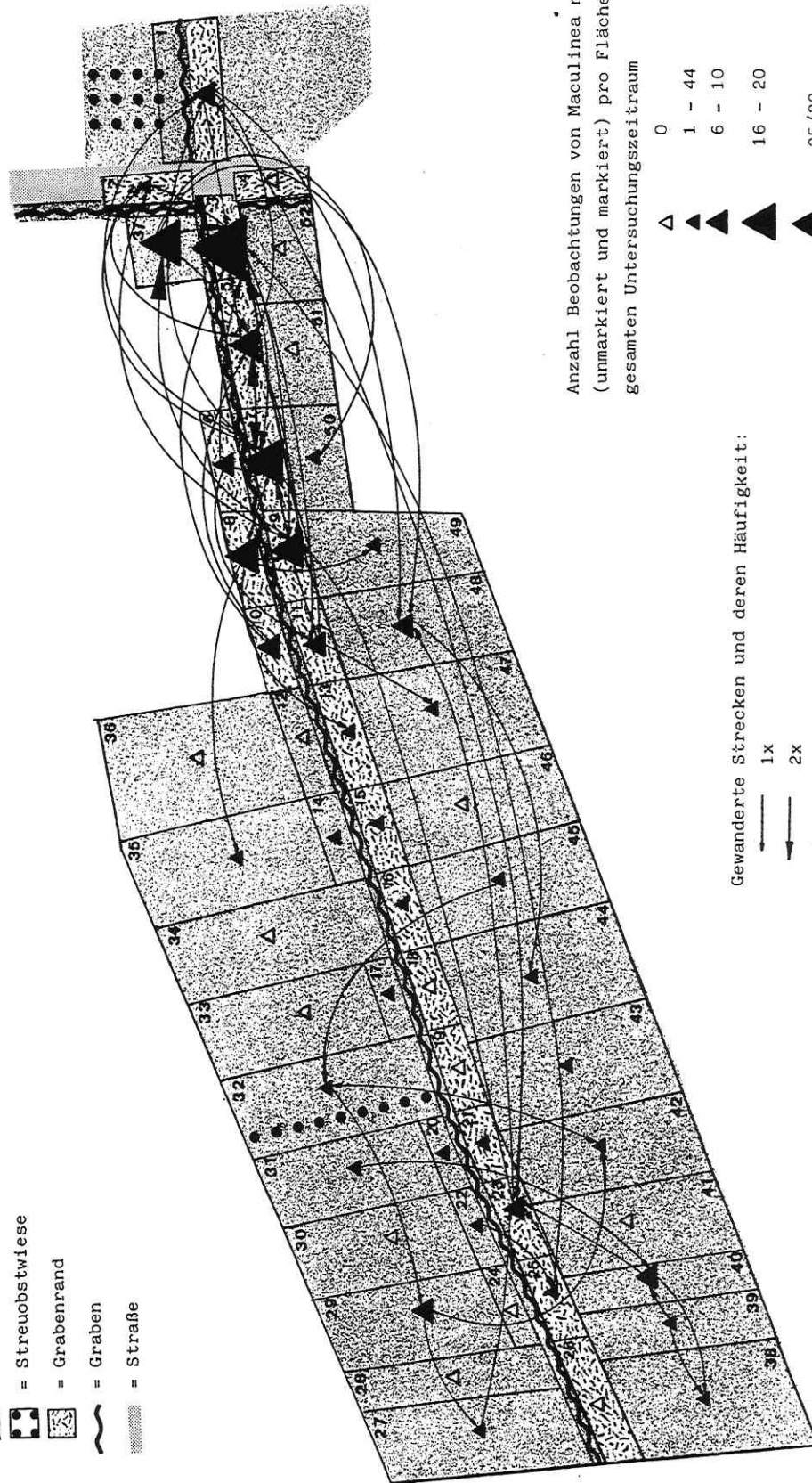
Karte 3: Gewanderte Strecken und Anzahl der
Gesamtbeobachtungen von *Maculinea*
nausithous in Gebiet B



MIKROKARTIERUNG GEBIET C

Karte 4: Gewanderte Strecken und Anzahl der Gesamtbeobachtungen von *Maculinea nausithous* in Gebiet C

-  = Mähwiese
-  = Streuobstwiese
-  = Grabenrand
-  = Graben
-  = Straße



Gewanderte Strecken und deren Häufigkeit:

-  1x
-  2x
-  3x
-  4x

Anzahl Beobachtungen von *Maculinea nausithous* (unmarkiert und markiert) pro Fläche über den gesamten Untersuchungszeitraum

-  0
-  1 - 44
-  6 - 10
-  16 - 20
-  25/29
-  37

N ↑

0 50 m

Kartenbasis:
Flurkarte, Flurkatastr Nr. 1310.
1 : 2500, Landesvermessungsamt

Unmarkierte Beobachtungen

Hierbei handelt es sich um die Summe der Beobachtungen unmarkierter Individuen. Dazu zählen auch diejenigen Individuen, die anschließend markiert wurden. Bei der statistischen Auswertung mit Hilfe einer Mehrfeldertafel ergaben sich signifikante Unterschiede zwischen den Werten für die drei Gebiete ($X^2 = 59,8 > \chi^2 (0,05; 2) = 5,99$). Während die Ergebnisse in Gebiet A und C mit 65,1 % bzw. 58,2 % der Gesamtbeobachtungen nahezu übereinstimmen, lagen diese in Gebiet B mit 80,8 % deutlich höher.

Dies kann zwei Ursachen haben: Ein geringerer Anteil der „unmarkierten Beobachtungen“ wurde markiert und/oder die Wiederfangquote liegt in Gebiet B niedriger. Nach den Ergebnissen sind beide Faktoren von Bedeutung (zur Begründung vgl. auch die folgenden beiden Abschnitte).

Betrachtet man das Verhältnis von unmarkierten zu markierten Beobachtungen (deren Summe wieder die Anzahl der Gesamtbeobachtungen ergibt) nach der folgenden Gleichung

$$\frac{\text{Unmarkiert}}{\text{Markiert}} = \frac{\text{Anzahl unmark. Beob.} - \text{Anzahl mark. Beob.}}{\text{Anzahl Wiederfänge} + \text{Anzahl mark. Ind}}$$

ergeben sich Verhältnisse von 1 : 1,4 (Gebiet B), 1 : 2,7 (Gebiet A) und 1 : 5,9 (Gebiet C). Das heißt, daß in Gebiet B mit deutlichem Abstand die relativ wenigsten Individuen markiert wurden. Tatsächlich sind aber auch die Wiederfangraten in diesem Gebiet geringer (s.u.)

Markierte Individuen

Die Anzahl der Individuen, die in einem Gebiet markiert wurden, lag in bezug auf die „unmarkierten Beobachtungen“ zwischen 48,2 % in Gebiet B, 58,7 % in Gebiet A und 75,2 % in Gebiet C.

Da in der Regel die Gebiete A und B im Wechsel mit Gebiet C an aufeinander folgenden Tagen bearbeitet wurden und aufgrund der gewählten Markierungsmethode jeweils nur die Abendstunden zur Verfügung standen, konnte in den Gebieten A und B meist nicht auf allen Flä-

chen markiert werden, so daß dort nur unmarkierte Individuen gezählt und die Wiederfänge aufgeschrieben wurden. Dies traf noch stärker für Gebiet B mit den riesigen Populationen zu, als für Gebiet A, worauf der noch niedrigere relative Wert in Gebiet B beruht.

Wiedergefangene Individuen

Auch hier gibt es für die Werte aus den drei Gebieten nach der statistischen Auswertung mit Hilfe der Mehrfeldertafel signifikante Unterschiede ($X^2 = 20,3 > \chi^2 (0,05; 2) = 5,99$). Während die Zahlen in den Gebieten A und C mit 49,3 % und 48,9 % der markierten Individuen überraschend übereinstimmen, liegen sie in Gebiet B mit 29,7 % wesentlich niedriger.

Eine naheliegende Erklärung wäre die Annahme, daß aufgrund der nicht distinkten Abgrenzung gegenüber einem angrenzenden Streuobstwiesengebiet mit *Glaucomys nausithous*-Vorkommen aus Gebiet B vergleichsweise wesentlich mehr Tiere ausgewandert sind. Dagegen spricht, daß in diesem Gebiet, gegenüber den beiden anderen, relativ und absolut die wenigsten Wanderungen festgestellt werden konnten. Träfe die Hypothese zu, würde das bedeuten, daß nur „Standortstreue“ im Gebiet geblieben wären und der „wanderfreudige Rest“ der Population direkt aus dem Gebiet ausgewandert sein müßte. Diese Annahme ist extrem unwahrscheinlich.

Eine denkbare Erklärung wäre eine erhöhte Mortalitätsrate in Gebiet B. Es konnte beobachtet werden, daß in Brachen und Grabenrandbrachen Raubspinnen als Prädatoren eine größere Rolle spielen als in anderen Nutzungstypen (vgl. Kap. 6.3.3.2). Da in Gebiet B wesentlich mehr Tiere in Brachen und Grabenrandbrachen leben als in den anderen zwei Gebieten, erscheint eine erhöhte Mortalitätsrate daher plausibel.

Die Individuen, die nicht wiedergefangen wurden, müssen als „verloren“ zusammengefaßt werden. Es kann letztendlich nicht gesagt werden, ob sie gestorben oder ausgewandert sind oder z.B. im Gras versteckt waren. Da aber immer wieder im Gras schlafende Individuen beobachtet werden konnten, und die Falter sich auch bei Störungen oft ins Gras fallen ließen,

dürfte der Anteil der versteckten Tiere relativ hoch sein. Hierfür spricht auch, daß die wiedergefangenen Tiere zwischen der Markierung und dem Wiederfang oft mehrere Kontrolltage lang „verschwunden“ waren.

Dasselbe Individuum konnte zwischen 1 und maximal 8 Mal wiedergefangen werden (vgl. Abb. 11).

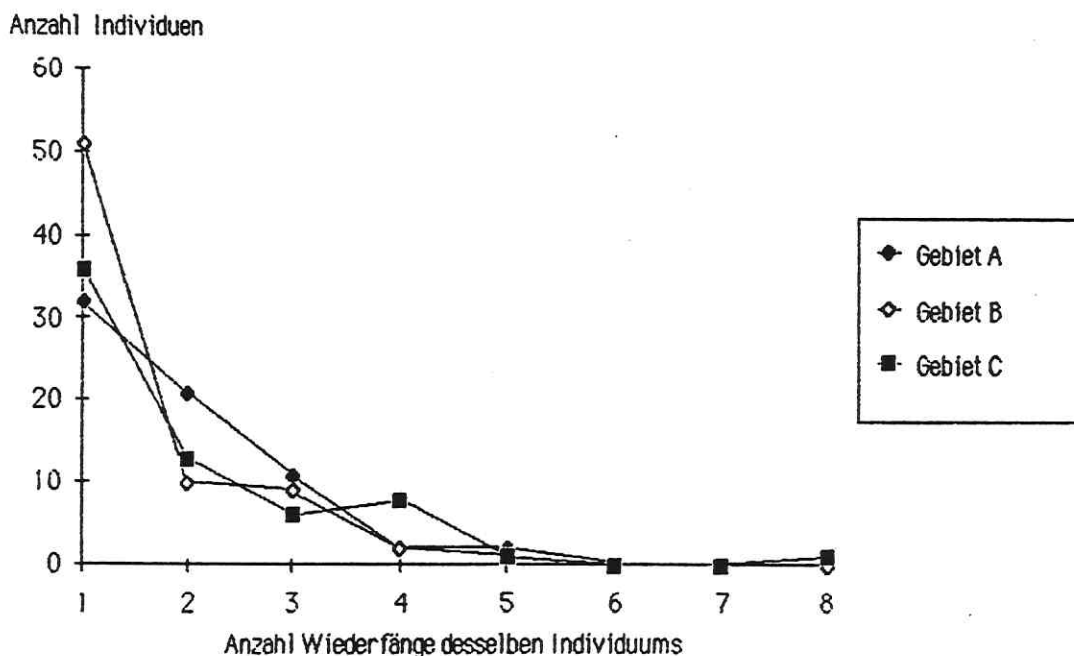


Abb. 11: Verteilung der Wiederfanghäufigkeit pro Individuum

Gewanderte Individuen

Als Wanderung wird im Text jeder Wechsel der Flächeneinheit, der bei den Kontrollen festgestellt wurde, gewertet, unabhängig von der Entfernung zur Ausgangsfläche. Auch hierfür ergeben sich bei der statistischen Auswertung mit Hilfe einer Mehrfeldertafel signifikante Unterschiede zwischen den drei Werten ($\chi^2 = 51,6 > \chi^2_{(0,05; 2)} = 5,99$). Während in den Gebieten A und B mit 32 % bzw. 21 % der Wiedergefangenen die Werte vergleichsweise nah beieinander liegen, sind diese in Gebiet C mit 78 % der wiedergefangenen Individuen wesentlich höher.

Diese Differenzen zwischen Mikro- und Makro-kartierung lassen sich z.T. auf methodische Unterschiede zurückführen. Während bei der Mikro-kartierung (Gebiet C) bereits ein Wechsel über den Graben oder von einem 30 m Abschnitt zum nächsten als Wanderung gewertet wurde, waren solch kurze Strecken bei der Makro-kartierung (Gebiet A und B) nur in Einzelfällen erfaßbar (vgl. Karte 2, 3 und 4 und die Werte der kleinsten feststellbaren Wanderung in Tab. 3).

Trotzdem ist der signifikante Unterschied nur teilweise in der Methodik begründet, da ausschließliche Wechsel eines Individuums von

einer zur angrenzenden Flächeneinheit nur rund 20 % der Wanderungen ausmachen. Selbst wenn man diese unberücksichtigt läßt, bleibt immer noch ein deutlicher Unterschied. Darauf weisen auch die annähernd gleich hohen Mediane der gewanderten Strecken hin und die Tatsache, daß die durchschnittlich gewanderte Entfernung im Gebiet C mit Biotopverbund mit 125,5 m gegenüber den Gebieten A und B mit 111,1 m und 74,3 m am höchsten liegt, wenn man die 4 „Auswanderer“ aus Gebiet A unberücksichtigt läßt. Prozentual zur Wiederfangrate sind damit in Gebiet C mehr Tiere im Mittel ungefähr gleichweit geflogen als in den Gebieten A und B und es wird offensichtlich, daß die erhöhte Ausbreitungstendenz in Gebiet C nicht allein auf vermehrter Wanderung von Kurzstrecken basiert. Zu den Ursachen für dieses Phänomen vgl. Kap. 5.3.2.

5.3.2 Ausbreitungsverhalten

5.3.2.1 Wanderungen innerhalb und zwischen den Gebieten

In den Karten 2, 3 und 4 sind die Wanderbewegungen in den einzelnen Untersuchungsgebieten dargestellt. Für die Wieder- bzw. Neubesiedlungsfähigkeit und v.a. für den Zeitraum, in dem diese stattfindet, haben besonders die 4 aus Gebiet A ausgewanderten und in den Gebieten B und C wiedergefangenen Individuen eine wesentliche Bedeutung; sie zeigen, daß zumindest einzelne Falter Strecken von mehreren Kilometern überwinden und so in der Lage sein dürften, zumindest gelegentlich weit entfernte Habitate zu besiedeln. Überraschend ist aber auch der, für diese als extrem standorttreu eingestufte Art (ELMES & THOMAS 1987) vergleichsweise häufige Flächenwechsel. Diese Einschätzung kam vermutlich aufgrund eines häufig beobachtbaren Flugverhaltens zustande, das Abb. 12 verdeutlicht.

Beobachtungen zum Flugverhalten

Es konnten zwei völlig verschiedene Flugtypen beobachtet werden. Ein häufig gezeigter „Pendelflug“, bei dem die Tiere von Wiesenknopf zu Wiesenknopf flogen, diente zum Sau-

gen, für die Weibchen zur Eiablage und für die Männchen zum Auffinden der auf den Blütenköpfen sitzenden Weibchen.

Daneben gab es einen „gerichteten Flug“, bei dem die Imagines von *Glaucopsyche nautithous* häufig mit relativ hohen Geschwindigkeiten auf strukturell bedingte Flächengrenzen, wie z.B. Übergänge zwischen Brachen und gemähten Wiesenwegen, zufliegen. Bei Erreichen dieser Linie wenden sie dann aber fast immer abrupt ab und fliegen entweder direkt in das Biotop zurück oder erst ein Stück an dessen struktureller Grenze entlang, bevor sie wieder in die Fläche zurückfliegen.

Selbst die Wenigen, die das Habitat verlassen, kehren fast immer nach einigen Metern um. Hierdurch entsteht zwangsläufig der Eindruck, daß die Tiere ihre Biotope nicht verlassen und somit extrem standortstreu sind. Bei längeren Beobachtungen flogen aber dann doch einzelne Falter weiter aus der Fläche hinaus und konnten bald nicht mehr gesehen werden.

Die Fähigkeit des Ortswechsels scheint gerade für diese Art zum Überleben notwendig, da einerseits die Raupen aufgrund ihrer minimalen Mobilität zu einem Biotopwechsel nicht in der Lage sind und andererseits einzelne Populationen bereits durch geringe Nutzungsänderungen ausgerottet werden können. Wäre die Art tatsächlich so streng, wie bisher angenommen, an einen Lebensraum gebunden, wäre sie wohl zumindest im Untersuchungsgebiet längst ausgestorben. Gerade die drei dichtbesiedelten Brachen, auf denen rund 50 % der Gesamtbeobachtungen in den Gebieten A und B erfolgten, sind höchstwahrscheinlich erst im Rahmen der Neubaugebietsausweisung aus der Nutzung genommen worden (vgl. SETTELE & GEISSLER 1988). Ihre Besiedlung geschah vermutlich erst vor ein paar Jahren, wobei aber in den angrenzenden Bereichen ein entsprechendes Potential sehr wahrscheinlich vorhanden war.

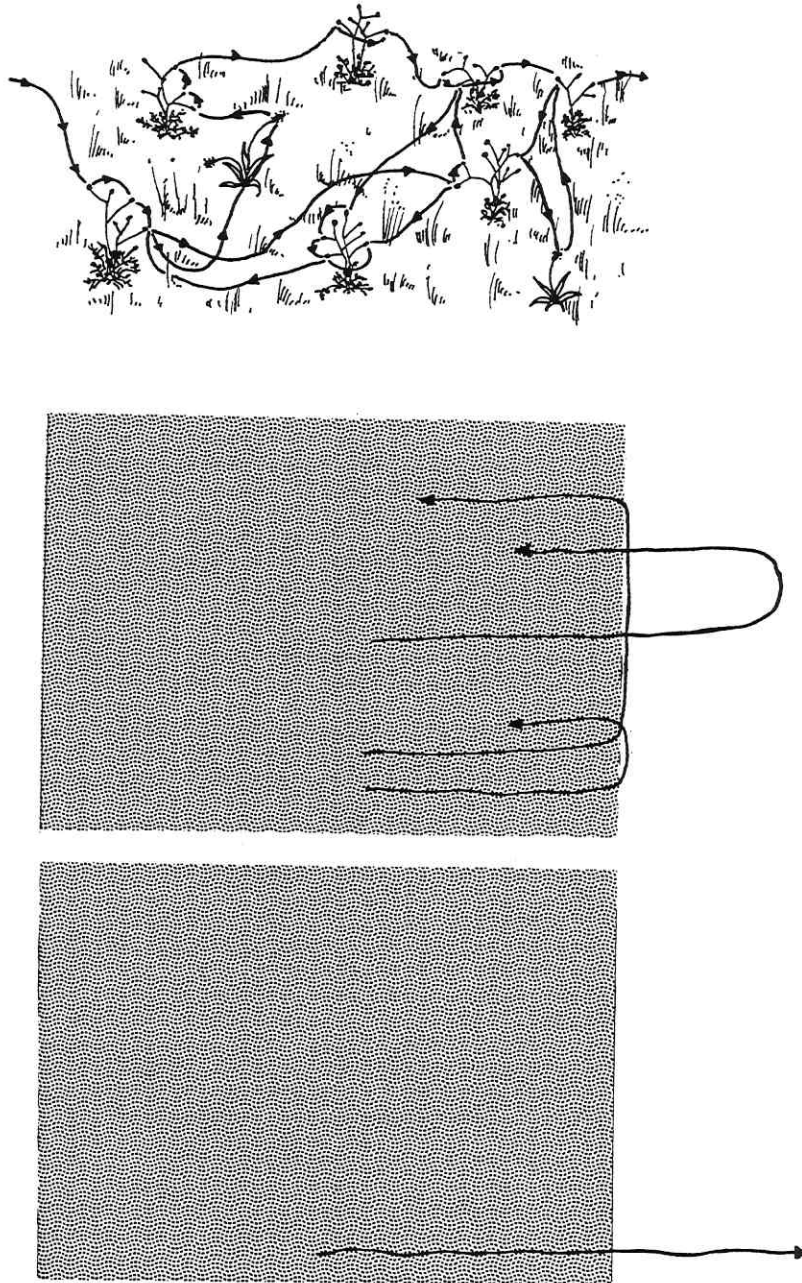


Abb. 12: Schematische Darstellung der beobachteten Flugtypen

Oben: Pendelflug (Orientierung entlang der *Sanguisorba officinalis* Blüten, seltener mit Zwischenstop auf *Plantago lanceolata*)

Mitte und Unten: Gerichteter Flug mit den beobachteten Reaktionen bei Erreichen einer strukturell bedingten Flächengrenze

Gewanderte Entfernungen

Bemerkenswert und populationsbiologisch relevant sind v.a. die Werte der am weitesten gewanderten Individuen. Der extrem hohe Wert von 3740 m (vgl. Tab. 3, Kap. 5.3.1) kommt durch eines der insgesamt vier aus Gebiet A

ausgewanderten Individuen zustande, die in einem der beiden anderen Gebiete wiedergefangen werden konnten (zwei in Gebiet B mit 1470 m und 1570 m und zwei in Gebiet C mit 3240 m und 3740 m, vgl. Karte 2). Damit ist *Glaucopsyche nausithous* entgegen der ver-

breiteten Meinung sehr wohl in der Lage auch weiter entfernte Lebensräume zu erreichen, was mit den Ergebnissen der Verhaltensbeobachtung übereinstimmt.

Die „Summe der festgestellten Entfernungen pro Individuum“ innerhalb eines Gebietes sind in Abb. 13 dargestellt. Die Werte zwischen 55 und 100 m sind in allen drei Gebieten häufiger vertreten, als die Entfernungen zwischen 0 und 50 m. Da besonders in Gebiet C durch den Biotopverbund jede beliebige Entfernung „wanderbar“ war, ist dies wohl nicht methodisch bedingt, weshalb davon ausgegangen werden kann, daß

in bezug auf diese Untersuchung hier die zumindest durchschnittlich bevorzugt zurückgelegte Entfernung liegt. Dieses Ergebnis kann jedoch nicht verallgemeinert werden, da bei häufigeren Kontrollen vermutlich auch für dieses Gebiet mehr Wiederfänge und damit vermutlich auch mehr Wanderbewegungen pro Individuum festgestellt worden wären, so daß dann die Werte der Gesamtwanderstrecken höher gelegen hätten. Die Maximalwerte lagen bei 400 m in Gebiet A, 210 m in Gebiet B und 1100 m in Gebiet C.

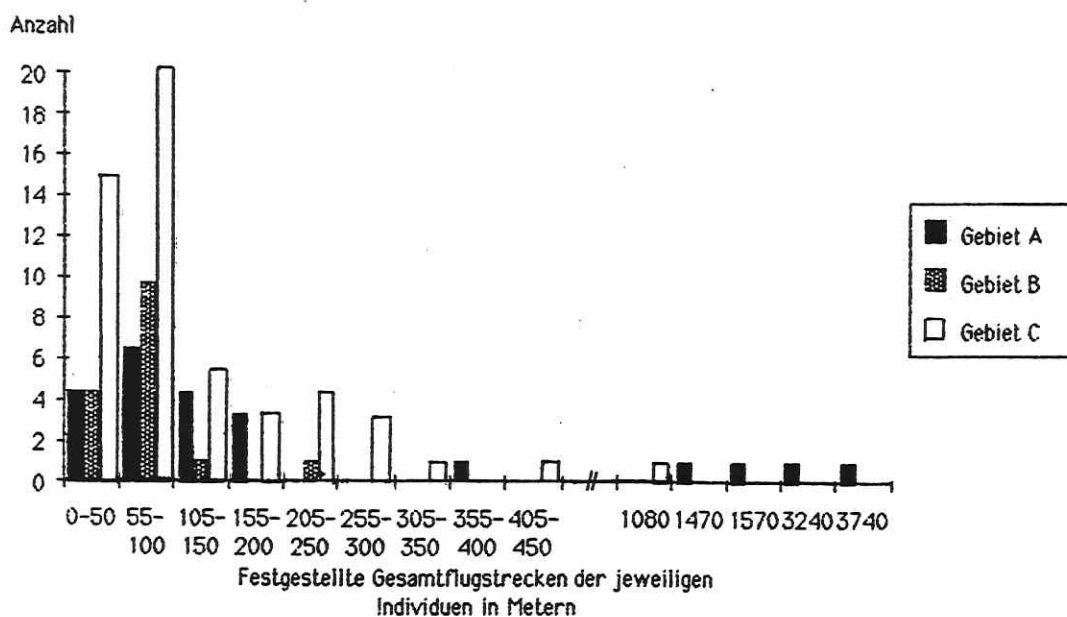


Abb. 13: Summe der festgestellten Gesamtstrecken pro Individuum

Nahezu identisch ist der Median der gewanderten Entfernung pro Individuum mit 60, 70 und 75 m für die Gebiete A, B und C. Auch die durchschnittlich gewanderte Entfernung liegt mit 111 m, 74 m und 126 m in vergleichbarer Größenordnung, läßt man die 4 Extremwerte aus Gebiet A unberücksichtigt (vgl. auch Tab. 3 in Kap. 5.3.1).

Zeitliche Abhängigkeit des Wanderverhaltens

In Abb. 14 ist die zeitliche Verteilung der Wanderbewegungen über die gesamte Flugzeit dargestellt. Hier lassen sich keine besonderen „Wanderphasen“ erkennen. Erst ganz gegen Ende der Flugzeit, nach dem 10.8.1988, konn-

ten keine Wanderungen mehr festgestellt werden. Dies liegt aber wohl primär an der geringen Zahl der noch vorhandenen Individuen (vgl. Anhang 2).

Ob es im Individualzyklus der Falter Standortstreue- und Migrationsphasen gibt, ist mit den vorliegenden Untersuchungen nicht nachzuweisen. Die meisten Falter wurden vermutlich nicht direkt nach dem Schlüpfen markiert und die durchschnittliche Lebensdauer ist zu gering (vgl. Kap. 5.3.3), um bei Kontrollen mit meist zweitägigem Abstand derartige Zyklen noch sicher zu erfassen.

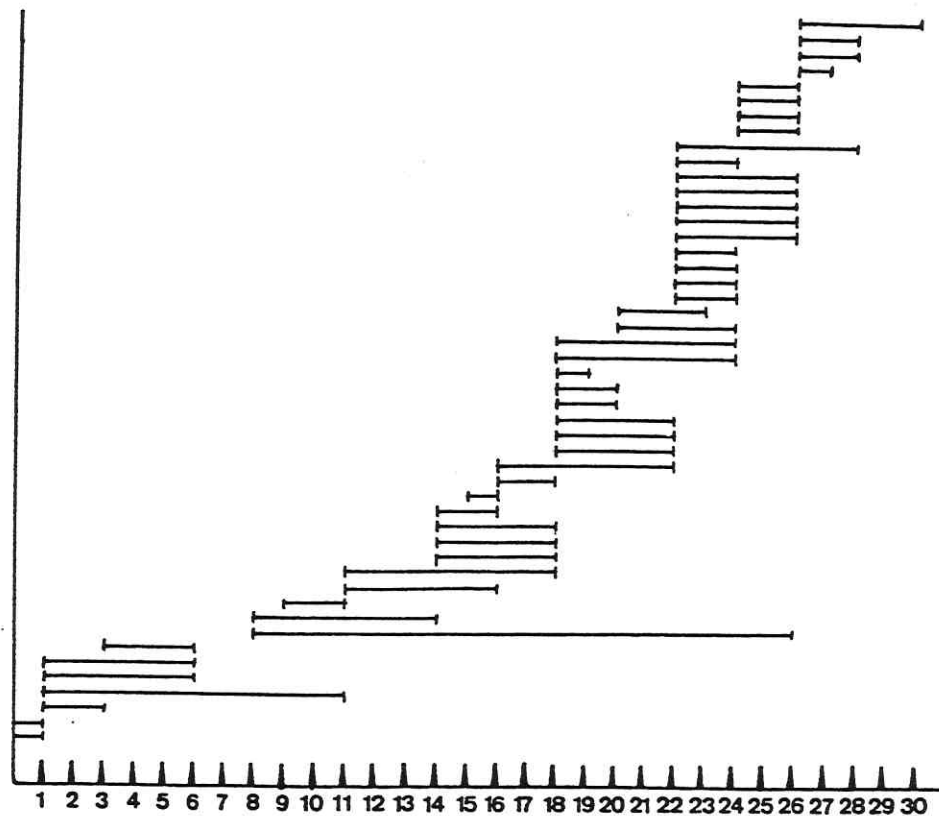


Abb. 14: Zeitliche Verteilung der Wanderungen über den Teil der Flugzeit, in dem überhaupt Wanderungen stattgefunden haben (11.7. - 10.8.1988, 30 Tage), dargestellt für die Gebiete A und B. Die waagerechten Striche beginnen bei der Markierung bzw. dem letzten Wiederfang vor der festgestellten Wanderung und enden am Wiederfangtag, bei dem die Wanderung festgestellt wurde, d.h. die Wanderung ist in dem als Linie dargestellten Zeitraum erfolgt.

5.3.2.2 Verhaltensunterschiede zwischen Weibchen und Männchen

Tab. 4: Darstellung der Ergebnisse der Markierungs- und Wiederfanguntersuchungen in den Gebieten A, B und C, getrennt nach Geschlechtern (soweit dokumentiert).

	Weibchen			Männchen		
	Gebiet A	Gebiet B	Gebiet C	Gebiet A	Gebiet B	Gebiet C
Anzahl markiert/Gebiet	61	84	64	75	154	61
Anzahl markiert gesamt	209			290		
Wiedergefangene Ind./Gebiet	19	17	27	49	55	34
-in % der Markierten	31,1%	20,2%	42,2%	65,3%	35,8%	55,7%
Wiedergefangene Ind. gesamt	63			138		
Gewanderte Ind./Gebiet	13	9	21	9	6	27
-in % der Wiedergefangenen	68,4	52,9	77,8	18,4	10,9	79,4
gewanderte Ind. gesamt	43			42		
mehrfach gewanderte/Gebiet	3	0	4	5	1	8
-in % der gewanderten	23	0	18	56	17	30
Median der gew. Entfernung/Ind	130 m	80 m	65 m	60 m	57,5 m	75 m

Tabelle 4 gibt einen Überblick, über die Ergebnisse der Markierungs- und Wiederfanguntersuchungen in den Gebieten A, B und C, getrennt ausgewertet nach Männchen und Weibchen.

Höhere Wanderaktivität der Weibchen

Wesentliche geschlechtsspezifische Unterschiede ergeben sich bei den Wiederfangquoten. Jeweils bezogen auf dasselbe Gebiet sind diese mit durchschnittlich 47 % für die Männchen signifikant höher als die für die Weibchen mit durchschnittlich 30% ($X^2 = 15,36 > \chi^2_{(0,0005; 1)} = 12,116$); (vgl. auch Tab. 4). Ähnliche Werte erhielten auch BRUSSARD et al. (1975) bei Untersuchungen zu *Euphydryas editha*. Sie erklärten dieses Phänomen mit der höheren Flugaktivität der Männchen und der somit höheren Wahrscheinlichkeit beim Kescherfang „erwischt“ zu werden. Diese Erklärung kann hier nicht zutreffen, da die Tiere auf ihren Schlafpflanzen erfaßt wurden.

Eine Erklärung wäre, daß die Männchen, wie wir in Kapitel 5.3.3. noch sehen werden, eine etwas höhere ermittelte Lebenserwartung aufweisen. Dies kann umgekehrt aber auch methodisch durch die höhere Wiederfangwahrscheinlichkeit bedingt sein.

Vermutlich ist für dieses Phänomen v.a. die signifikant höhere durchschnittliche Wanderrate der wiedergefangenen Weibchen (68%) gegenüber den Männchen (30%) verantwortlich ($X^2 = 26,61 > \chi^2_{(0,0005; 1)} = 12,116$). Damit sind vermutlich auch mehr Weibchen aus dem Gebiet ausgewandert, was zu geringeren Wiederfangraten führt. Um diese Hypothese zu untermauern, wären allerdings weitere Untersuchungen notwendig. Eine erhöhte Häufigkeit von Flächenwechseln wäre für die Weibchen aber aus populationsbiologischer Sicht durchaus sinnvoll. Wandernde Weibchen können durch Eiablage zu einer Verminderung der Aussterbewahrscheinlichkeit einer Teilpopulation beitragen und sind auch primär für die Kolonisation und Wiederbesiedlung unbesiedelter Standorte von Bedeutung.

Stärkere Beeinträchtigung der Männchen bei fehlendem Biotopverbund

Ein weiterer Unterschied ergibt sich für den Einfluß eines Biotopverbundes (siehe auch Kap. 5.3.2.3). Bei fehlendem Biotopverbund scheinen die Männchen stärker in ihrem Ausbreitungsverhalten beeinträchtigt zu werden als die Weibchen, was sich allerdings aufgrund des zu geringen Datenmaterials nicht eindeutig nachweisen läßt. Hierfür spricht u.a., daß der Anteil der gewanderten Männchen in Gebiet A und B wesentlich geringer ist als der in Gebiet C, während die Unterschiede derselben Werte bei den Weibchen weniger deutlich sind.

Rückwanderungstendenz der mehrfach gewanderten Männchen

Für den Anteil der Mehrfachwanderer scheinen ebenfalls geschlechtsspezifische Unterschiede zu bestehen. Hier liegt der Anteil der mehrfach gewanderten Männchen, bezogen auf die Wiederfänge, für alle drei Gebiete deutlich höher als der der Weibchen (vgl. Tab. 4). Bemerkenswert ist aber v.a. eine scheinbar geschlechtsspezifische Tendenz der Männchen in ihre Ausgangsbiotope zurückzukehren (vgl. Abb. 15).

Während 10 der 13 mehrfach gewanderten Männchen dieses Verhalten zeigten, konnte es nur bei einem der 6 mehrfach gewanderten Weibchen festgestellt werden. Hier scheint ein deutlicher Unterschied zwischen den Geschlechtern zu bestehen, der jedoch aufgrund des geringen Stichprobenumfangs nicht eindeutig nachweisbar ist.

Auch einige andere Verhaltensbeobachtungen deuten auf dieses Phänomen des gezielten Zurückwanderns hin. Die Tiere, die nach dem Markieren aufgrund der Störung aus der Fläche geflogen waren, konnten zum allergrößten Teil im Falle eines Wiederfanges auf derselben Fläche erneut gesichtet werden (vgl. auch Kap. 4.3, Tab. 1). Sie kehren also wieder auf ihre Ausgangsfläche zurück.

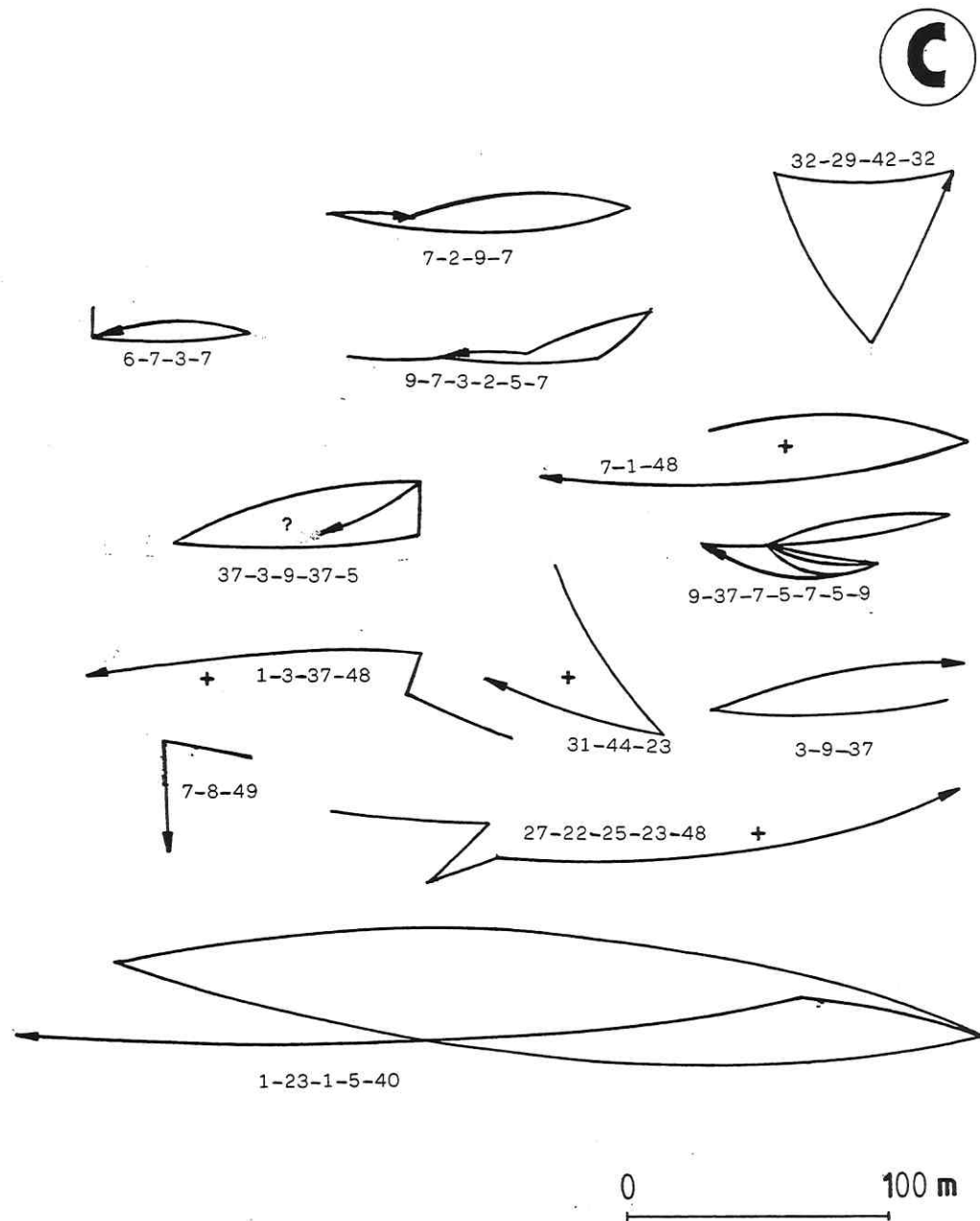


Abb. 15: Festgestellte Routen der in Gebiet C mehrfach gewanderten Individuen mit Angabe der Flächennummern auf denen sie wiedergefangen wurden. Bei den mit „+“ gekennzeichneten handelt es sich um Weibchen. Das „?“ bedeutet, daß das Geschlecht nicht notiert wurde.

Da sich aufgrund des geringen Stichprobenumfangs diese Hypothese nicht belegen ließ, sollen an dieser Stelle noch Ergebnisse einer im Folgejahr durchgeführten Markierungs- und Wiederfanguntersuchung aus Gebiet C vorgestellt werden, die ebenfalls bislang nicht veröffentlicht wurden. Dabei ergab sich zwischen den Weibchen und den Männchen ein signifikanter Unterschied bezüglich des Rückwanderungsverhal-

tens ($p < 0,05$). Von 16 mehrfach gewanderten Weibchen sind 2 (12,5%) auf ihre Ausgangsflächen zurückgewandert, während dies bei den Männchen 22 von 40 (55%) waren. 7 davon waren sogar zweimal auf dieselbe Fläche zurückgekehrt. Ganz offensichtlich sind die Männchen also in der Lage, sich gezielt zu orientieren. Das festgestellte Verhalten des Zurückwanderns der mehrfach gewanderten Männchen erscheint

populationsbiologisch sehr sinnvoll. Da kontinuierlich über die gesamte Flugzeit Weibchen schlüpfen, können die Männchen bei ihrer Rückkehr die inzwischen neu geschlüpften Weibchen begatten und in der Zwischenzeit noch nach begattungsfähigen Weibchen in anderen Flächen suchen. Ein vergleichbares Verhalten der Weibchen wäre dagegen wenig sinnvoll, da dieses nur zu zusätzlichen Mehrfachbelegungen der Blütenköpfe führen würde, da die Tiere offensichtlich nicht in der Lage sind, bereits belegte Blütenköpfe zu erkennen (vgl. ELMES & THOMAS 1987).

Beim Median der gewanderten Entfernungen pro Individuum konnten keine eindeutigen Unterschiede zwischen Männchen und Weibchen festgestellt werden (vgl. Tab. 4).

5.3.2.3 Faktoren, die das Wanderverhalten induzieren oder beeinflussen

Da es Unterschiede bezüglich der Auswanderungsraten für die drei Gebiete gibt (vgl. Kap. 5.3.1), stellt sich die Frage welche Faktoren das

Wanderverhalten induzieren oder beeinflussen können.

Einfluß der Nutzung (Habitatqualität)

In Gebiet C mit bestehendem Biotopverbund haben gegenüber den beiden Makrokartierungsbereichen, wie bereits unter 5.3.1 erläutert, signifikant ($p < 0,05$) mehr Flächenwechsel stattgefunden. Auch zwischen den Gebieten A und B gibt es Unterschiede: obwohl in Gebiet B die Anzahl der Gesamtbeobachtungen fast doppelt so hoch war, wie in Gebiet A, konnten hier wesentlich weniger Flächenwechsel festgestellt werden, auch wenn aus beiden Gebieten annähernd gleich viele Wiederfänge ausgewertet werden konnten.

Es wird vermutet, daß diese Unterschiede zumindest teilweise mit der unterschiedlichen Habitatqualität in den drei Gebieten zusammenhängen könnte. Als Maß für die Habitatqualität kann der Nutzungstyp herangezogen werden (vgl. Kap. 5.1.1).

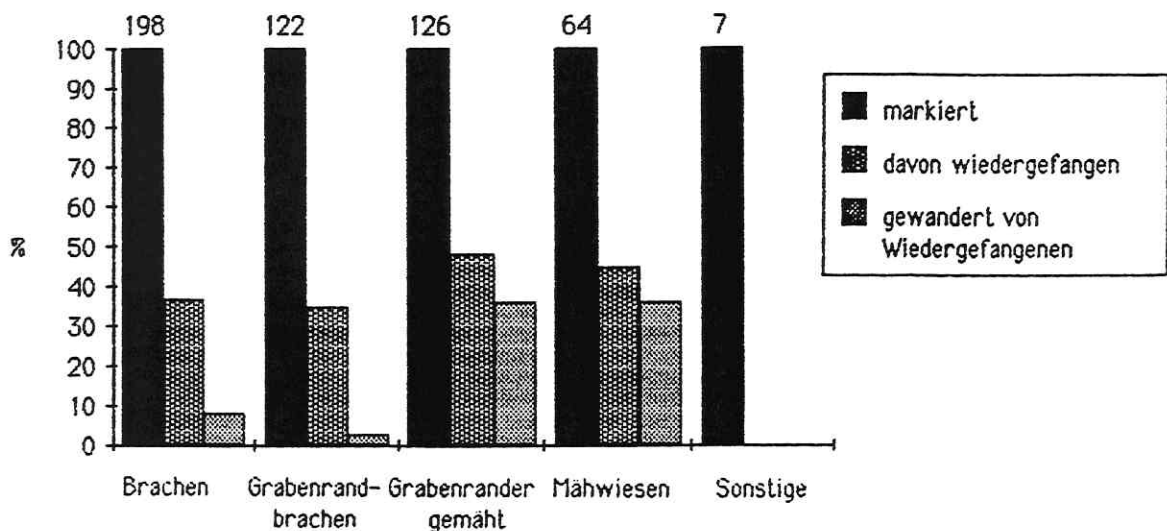


Abb. 16: Darstellung der Anzahl (oberhalb der Säule angegeben) markierter Individuen (= 100%), der davon Wiedergefangenen in % und der Gewanderten von den Wiedergefangenen in %, in Abhängigkeit vom Nutzungstyp.

Betrachtet man die Auswanderungsraten der unterschiedlichen Nutzungstypen (vgl. Abb. 16 und 17), dargestellt für die Gebiete A und B, so zeigt sich, daß diese in bezug auf die Brachen nur bei durchschnittlich 27,3 % der wiedergefangenen Individuen liegen. Dieser Prozentsatz ist gegenüber dem der Mähwiesen mit 73,4 % wesentlich geringer. Unterscheidet man noch die Grabenränder mit einer durchschnittlichen

„Auswanderungsrate“ von 19,6 % noch in Grabenrandbrachen und einmal spät im Jahr gemähte Grabenränder, ergibt sich für die ersteren ein Durchschnitt von 12,4 % und für die letzteren ein Durchschnitt von 73,4 %, ähnlich dem der Mähwiesen (vgl. Abb. 17). - Auch hier zeigt sich wieder, daß die Grabenränder kein eigener Typ sind, sondern je nach Nutzung eingestuft werden müssen. -

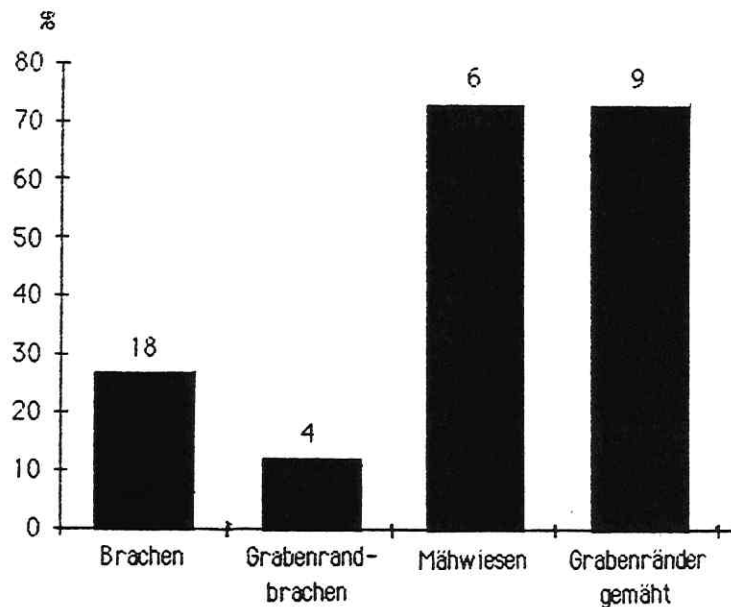


Abb. 17: Auswanderungsraten, bezogen auf die Wiedergefangenen, aus den unterschiedlichen Nutzungstypen (exemplarisch dargestellt für die Gebiete A und B). Die absolute Zahl der ausgewanderten Individuen ist oberhalb der Säule angegeben.

Es stellt sich allerdings die Frage, ob es sich bei den in den Mähwiesen markierten Individuen nicht um Imagines handelt, die in den Brachen geschlüpft und in die Mähwiesen ausgewandert sind, bevor die Markierung erfolgte, bzw. sich auf der „Durchwanderung“ befanden. Da die Individuen nicht unbedingt direkt nach dem Schlüpfen markiert werden konnten, kann diese Frage auf der Basis der vorliegenden Untersuchung nicht beantwortet werden. Allerdings erscheint doch zumindest vereinzelt die Entwicklung auf einem Teil der Mähwiesen möglich zu sein, was sich an Hand der Untersuchung der verblühten Wiesenknöpfe auf das Vorhanden-

sein von Kopfkapseln des letzten, in den Pflanzen lebenden Larvalstadiums, gezeigt hat (vgl. Karte 5).

Deutlich wird auf jeden Fall, daß die Imagines, die in einem solchen suboptimalen Habitat auf ihren Schlafplätzen angetroffen wurden, deutlich höhere Auswanderungstendenzen (genauer: Flächenverlassungstendenzen) aufwiesen als solche in optimalen Habitaten. Damit scheint die Habitatqualität einen wesentlichen Einfluß auf die Auswanderungswahrscheinlichkeit zu haben.

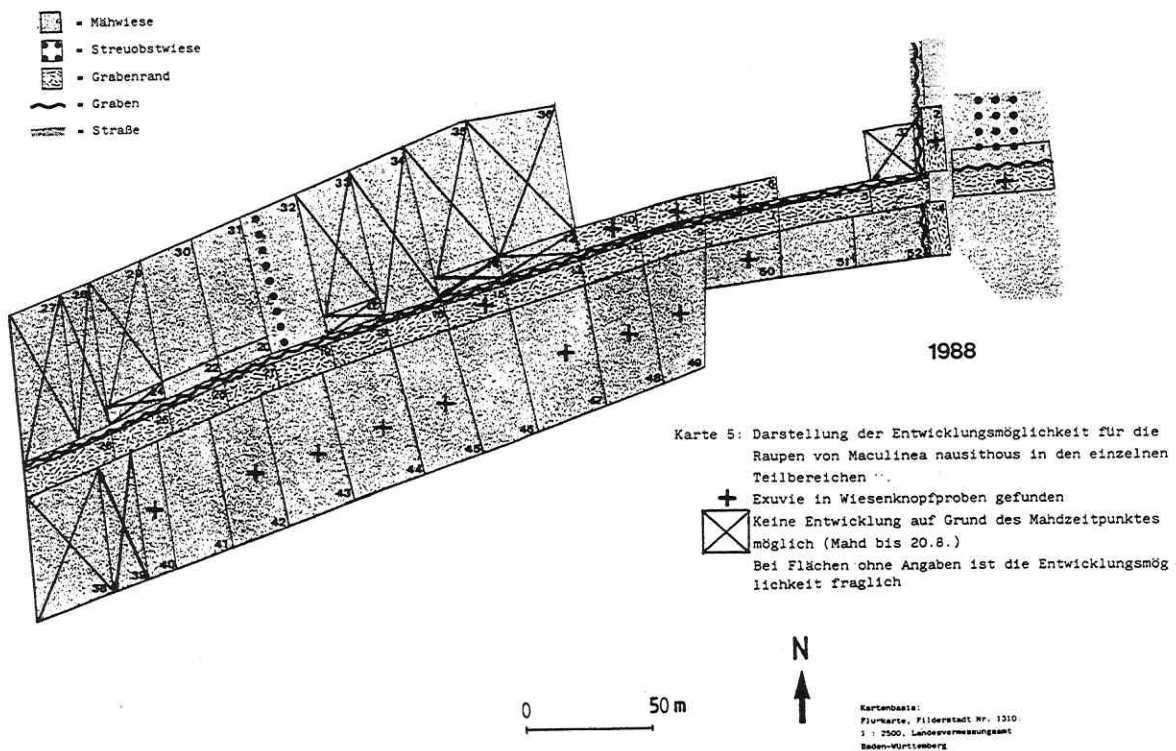
Da in Gebiet B gegenüber Gebiet A wesentlich mehr Brachen und Grabenrandbrachen vorhan-

den sind (vgl. Karte 2 und 3), erklärt sich somit auch der höhere prozentuale Anteil gewanderter Individuen in Gebiet A gegenüber Gebiet B. In Gebiet C gibt es weder Brachen noch Grabenrandbrachen, weshalb hier relativ zu den Wiedergefangenen noch wesentlich mehr Tiere gewandert sind, als in den Gebieten A und B, was nach diesen Ergebnissen nur zum Teil mit dem Biotopverbund zusammenzuhängen scheint.

Die hohen Auswanderungsraten aus den suboptimalen Mähwiesen und gemähten Grabenrändern erscheinen aus Sicht der Population äußerst sinnvoll. Die Tiere schlüpfen nicht gleichzeitig, so daß in Biotopen mit sehr kleinen Populationen, wie den meisten Mähwiesen und Grabenrändern oft nur einzelne Individuen vor-

handen sind, denen eine Paarung und somit erfolgreiche Fortpflanzung nicht gelingt, wenn sie nicht aktiv nach geeigneten Partnern suchen. Hierdurch könnte die stärkere Ausbreitungstendenz induziert werden.

Auch wenn die prozentualen Auswanderungsraten aus den Brachestrukturen relativ niedrig sind, so sind aus ihnen, absolut gesehen, trotzdem die meisten Individuen ausgewandert (vgl. Abb. 17). Somit dienen die Brachen tatsächlich als Ausbreitungszentren, wenn auch nicht in dem vermuteten Umfang, zumal in Gebiet B 10 der 13 aus den Brachestrukturen ausgewanderten Individuen in einer anderen Brache bzw. Grabenrandbrache wiedergefangen wurden.



Die großen Unterschiede zwischen den Gebieten A, B und C scheinen zusätzlich von Verhaltensunterschieden zwischen Männchen und Weibchen abzuhängen. Während die Unterschiede bei den gewanderten Weibchen, bezogen auf die Wiederfänge, relativ gering sind (68%, 52,9 % und 77,8 % für die Gebiete A, B und C), sind die Unterschiede bei den Männchen in bezug auf das Gebiet C wesentlich größer (18,4 %, 10,9 % und 79,4 % für die Gebiete A, B und C, vgl. auch Tab. 4). Da zwischen Weibchen und Männchen in Gebiet C keine nennenswerten Unterschiede auftreten, liegt die Vermutung nahe, diese Unterschiede mit dem Biotopverbund in Verbindung zu bringen. Die Männchen scheinen, wie bereits oben erwähnt, durch einen fehlenden Biotopverbund stärker in ihrer Wanderaktivität beeinträchtigt zu werden. Der Datenumfang ist jedoch auch hier zu gering um diese Frage abschließend zu beantworten.

Einfluß der Besiedlungsdichte auf das Wanderverhalten

Zunächst wurde vermutet, daß bei sehr großen Populationen, aufgrund des „Populationsdrucks“, eine verstärkte Auswanderungstendenz

der Falter vorliegt, wie dies z.B. von DOUWES (1975) für den Feuerfalter *Heodes virgaureae* nachgewiesen wurde. Die Untersuchung des Einflusses der Nutzungsform hat aber nun gezeigt, daß zumindest die durchschnittlichen Auswanderungsraten (in %) aus den sehr dicht besiedelten Brachen und Grabenbrachen deutlich niedriger sind, als die aus Mähwiesen und gemähten Grabenrandstrukturen mit deutlich geringeren Abundanzen. Trotzdem ist es denkbar, daß in bezug auf gleichartige Nutzungstypen, zumindest bei extremen Dichten ein solcher Einfluß zusätzlich vorliegt.

Es wurden deshalb die fünf extrem kleinflächigen Brachen und Grabenrandbrachen mit mehr als 50 Gesamtbeobachtungen gesondert betrachtet. Es handelt sich hierbei um die drei als Neubaugebiete ausgewiesenen Brachen in Gebiet A und B und um zwei etwa 50 m lange Grabenrandbrachen in Gebiet B (Fläche 1 und 9, vgl. Karte 3). In Abb. 18 sind die Gesamtbeobachtungen und der Anteil der gewanderten Individuen, bezogen auf die Wiederfänge, dargestellt. Es läßt sich ganz offensichtlich auch hier keine Korrelation zwischen Populationsgröße und Auswanderungsrate feststellen.

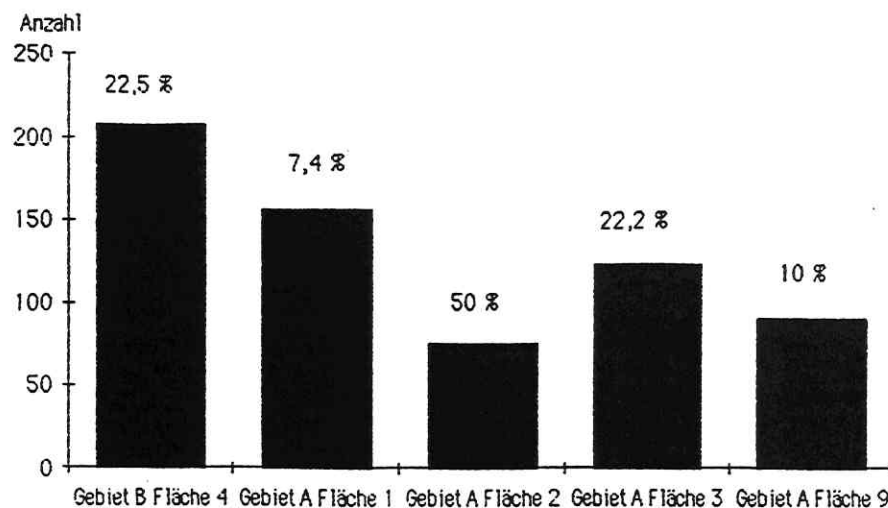


Abb. 18: Anzahl der Gesamtbeobachtungen und Anteil der gewanderten Individuen in % der Wiedergefangenen (oberhalb der Säulen angegeben) für die fünf Flächen mit den meisten Gesamtbeobachtungen (> 50).

Bei vier der fünf Flächen liegt die Auswanderungsrate sogar noch unter dem, für den jeweiligen Nutzungstyp errechneten Durchschnitt. Dieser liegt, wie bereits oben erwähnt, für die Grabenrandbrachen bei 12,4 % und für die Brachen bei 24,9 %. Nur die Auswanderungsrate der Fläche 2 ist mit 50 % deutlich höher. Dieser Unterschied kann bei 3 gewanderten von 6 wiedergefangenen Individuen (vgl. Anhang 3) rein zufällig bedingt sein. Da jedoch ein Aspekt darauf hinweist, daß dem nicht so sein könnte, soll dies hier kurz erläutert werden.

Ein „Populationsdruck“ im Sinne eines migrationsauslösenden Verhaltens ist erst bei fehlendem Potential und starker intraspezifischer Konkurrenz zu erwarten. Während dieser für die vier erstgenannten Flächen, zumindest für die Imagines, scheinbar nicht gegeben ist, trifft diese Tatsache auf Fläche 2 in Gebiet B mit Sicherheit zu. Hier standen maximal 20 Pflanzen zur Verfügung, die während der Flugzeit erst nach und nach zur Blüte kamen, so daß besonders am Anfang oft nicht einmal genügend Blütenköpfe als Schlafplätze zur Verfügung standen und so ein Teil der Tiere im Gras oder auf *Cirsium vulgare* schlafen „mußte“. Es fand jeden Abend ein „Kampf“ um die begehrten Plätze statt. Auf den anderen Flächen standen zumindest zum Saugen und Schlafen ausreichend Pflanzen zur Verfügung.

Die Falter zeigen also, wenn überhaupt, dann höchstens bei extrem hohen Dichten und fehlendem Pflanzenpotential erhöhte Ausbreitungstendenzen. Ansonsten sind die Auswanderungsraten aus gut geeigneten Biotopen wie Brachen und Grabenrandbrachen geringer, als die aus suboptimalen Habitaten wie Mähwiesen und gemähten Grabenrändern. Das bedeutet, daß alle Flächen mit hoher Habitatqualität zunächst optimal genutzt werden.

Richtung der Wanderungen

Es stellt sich die Frage, ob es eine bevorzugte Wanderrichtung, z.B. in Abhängigkeit von der bevorzugten Windrichtung, gibt. Zur Klärung

dieser Frage wurden in einen Gradkreis alle durchgeführten Wanderungen mit ihrer Richtung eingetragen (vgl. Abb. 19). Hierbei fallen zunächst zwei Dinge auf:

1. Die Massierung der Wanderbewegungen in Gebiet C in Richtung O/NO und W/SW. Diese beruht auf einer Leitlinienfunktion, da der Graben in Gebiet C, der den Tieren offenbar als Orientierung bei ihren Wanderungen diente (vgl. auch den nächsten Abschnitt) in diese Richtung verläuft.
2. Bemerkenswert ist, daß in Gebiet C in der unter 1. genannten Richtungen genau gleich viele Tiere in die jeweils entgegengesetzte Richtung gewandert sind und daß dies auch annähernd für alle anderen Oktanten (auch in Gebiet A und B) gilt. Gäbe es eine windabhängige bevorzugte Wanderrichtung, müßten hier deutlich Unterschiede bestehen.

Offensichtlich sind die Tiere in der Lage in beliebiger Richtung aus ihren Habitaten abzuwandern. Dies stimmt mit den Ergebnissen von ROER (1961) überein, der Versuche zu den Flug- und Wandergewohnheiten von *Inachis io* (Tagpfauenauge) und *Aglais urticae* (Kleiner Fuchs) durchgeführt hat. Allerdings berichtet dieser, daß der Wind im Zusammenhang mit gerichteten Wanderungen dann eine Rolle spielt, wenn es den Faltern gelingt durch Ausnutzung der Thermik in größere Höhen aufzusteigen. Er beschreibt einen häufig beobachteten Spiralfly bei *Inachis io* und *Pieris brassicae* (Großer Kohlweißling) - die beide als Binnenwanderer bekannt sind - mit dem sie in große Höhen gelangen. Ein derartiges Verhalten ist von *Glaucopsyche nausithous* nie beobachtet worden und auch nicht zu erwarten.

Nicht die Windrichtung, aber eine vorhandene Biotopverbundstruktur beeinflussen nach den hier vorgelegten Ergebnissen die Wanderrichtung.

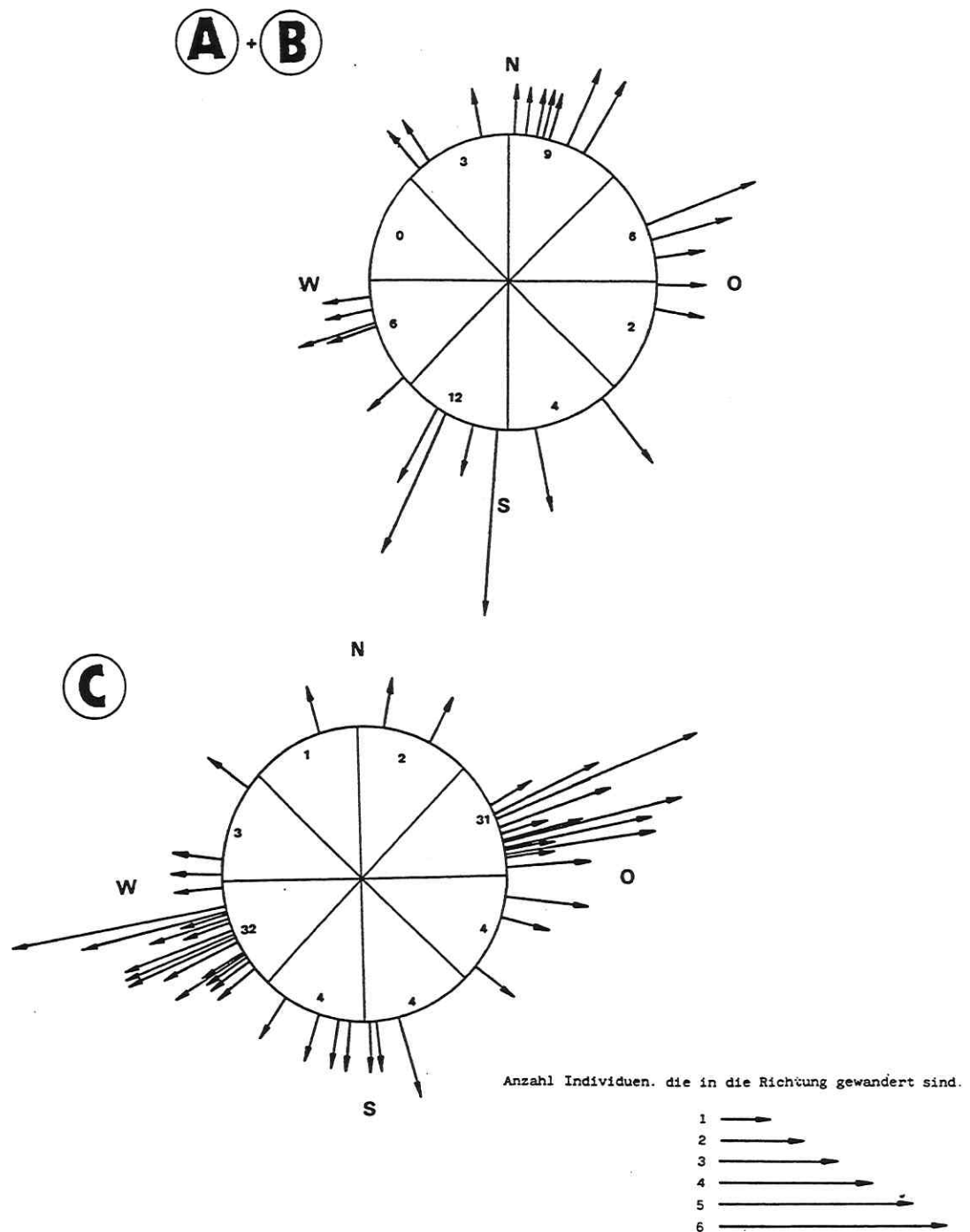


Abb. 19: Darstellung der gewanderten Richtungen in den Gebieten A und B (Makrokartierung, gemeinsam ausgewertet) und Gebiet C (Mikrokartierung) unter Angabe der Summe der Wanderungen pro Oktant.

Biotopverbundfunktion der Grabenränder

Zur Frage nach der Ausbreitung der Art entlang der Grabenränder geben die Karten 2, 3 und 4 und Abb. 20 Aufschluß. In Gebiet A und B haben von einem Grabenabschnitt zum nächsten nur zwei Bewegungen stattgefunden. In erster Linie sind die Grabenränder dort als eigenständiger Lebensraum anzusehen. Dagegen wurden bei der Mikrokartierung mit bestehendem Biotopverbund 45 Wechsel zwischen Grabenabschnitten registriert (vgl. Abb. 20). Voraussetzung für den Biotopverbund ist nicht die kontinuierliche Struktur „Grabenrand“, sondern die kontinuierliche Verbreitung der Saugpflanze *Sanguisorba officinalis* entlang des Grabenrandes! Derartige Bereiche waren in den Gebieten A und B immer durch Abschnitte ohne die Pflanzen getrennt.

An Hand der oben erwähnten Zahlen erscheint es zunächst so, als würde der Biotopverbund die Wanderaktivität deutlich erhöhen. Eindeutig feststellen läßt sich, daß der Biotopverbund die Wanderrichtung beeinflusst (vgl. Abb. 19). In Gebiet C wanderten die meisten Tiere entlang des Grabens. Bei fehlendem Biotopverbund orientieren sich die Tiere bei einer Auswanderung dagegen nicht an den Grabenrandstrukturen. Es konnten auch immer wieder Falter beobachtet werden, die „schnurstracks“ über einen Acker flogen. Die Ausbreitungsrichtung wird hier scheinbar rein zufällig gewählt.

In Gebiet C bestand der Biotopverbund entlang des Grabens während des gesamten Untersuchungszeitraumes, während er in den Mähwiesenbereichen immer wieder durch Flächen, die bereits gemäht waren oder in denen *Sanguisorba officinalis* noch nicht wieder blühte, unterbrochen war. In diesem Gebiet fanden die meisten Wanderungen entlang des Grabens statt. Besteht ein Biotopverbund, werden diese Korridore offenbar auch als Orientierungslinien genutzt, wobei die Korridore zusätzlich als eigenständige Lebensräume dienen!

Die Frage nach der Beeinflussung der Wanderungsaktivität wurde bereits weiter oben (unter

dem Abschnitt: Einfluß der Nutzungsformen) erläutert.

In den Gebieten A und B haben deutlich weniger Wanderungen stattgefunden, als in Gebiet C. Dies liegt zum einen, wie wir bereits gesehen haben, an der Verteilung der Nutzungstypen. Brachen und Grabenbrachen, aus denen prozentual die wenigsten Tiere ausgewandert sind, gab es in Gebiet C nicht. Dieses Phänomen alleine reicht aber wohl zur Erklärung der Unterschiede nicht aus. Zumindest die Männchen scheinen zusätzlich noch durch einen Biotopverbund in ihrer Wanderaktivität gefördert zu werden.

Barrierewirkungen

Bei der Untersuchung wurden mutmaßliche Barrieren und ihre Funktion in bezug auf die Veränderung des Bewegungsmusters berücksichtigt. Die verhältnismäßig geringe Anzahl gewandelter Individuen läßt einen beispielhaften zahlenmäßigen Nachweis nicht zu, so daß nur ganz allgemein die Anzahl der überwundenen Barrieren dargestellt werden kann. Für einen beispielhaften Nachweis wäre die Untersuchung mit Hilfe von Fensterfallen sinnvoll, wie sie in MÜHLENBERG (1988) dargestellt ist.

Schmetterlinge sind aufgrund ihrer guten Flugfähigkeit potentiell in der Lage, Barrieren zu überwinden; ob sie dies auch tatsächlich tun, bleibt im Einzelfall nachzuweisen.

Untersuchte „Barrieren“ waren im Untersuchungsgebiet folgende Strukturen, die mit der angegebenen Häufigkeit überquert wurden:

• Gräben	77	x
• Wiesenwege	32	x
• Straßen	10	x

Daneben gab es noch eine Erddeponie zwischen den Brachen 2 und 3 in Gebiet B, die 1987 noch eine zusammenhängende Fläche bildeten. Diese Barriere muß nicht unbedingt überflogen, sondern kann auch umflogen worden sein. Sie wurde 4 x überwunden.

Es zeigt sich, daß alle Strukturen zumindest keine absoluten Barrieren darstellen, wobei die Angaben aus den o.g. Gründen nicht quantifizierbar sind.

Die Gräben stellen überhaupt keine „Barriere“ dar. Sie wurden während der tagsüber durchgeführten Beobachtungen „ständig“ überflogen. Auch die Wiesenwege und sogar kleinere Straßen, von denen nur zwei durch die Gebiete führten, wurden vergleichsweise häufig überquert. Die 2 aus dem Gebiet A ausgewanderten und in Gebiet C wiedergefangenen Individuen müssen sogar eine vierspurige Bundesstraße (B 27) überquert haben.

Es gibt einige Hinweise darauf, daß vertikale Barrieren evtl. anders wirken als horizontale. Es konnte nie beobachtet werden, daß die Erdaufschüttung überflogen wurde; evtl. wurde sie nur umflogen. Ähnliche Beobachtungen gab es z.B. in bezug auf eine zwei Meter hohe Hecke (mdl. Mitt., FIEDLER) und ähnliche Untersuchungen am Oberrhein, bei denen ein 3 m hoher Heckenriegel nur äußerst selten überflogen wurde (SETTELE mdl. Mitt.). Hierzu wären ebenfalls gezielte weitere Untersuchungen sinnvoll.

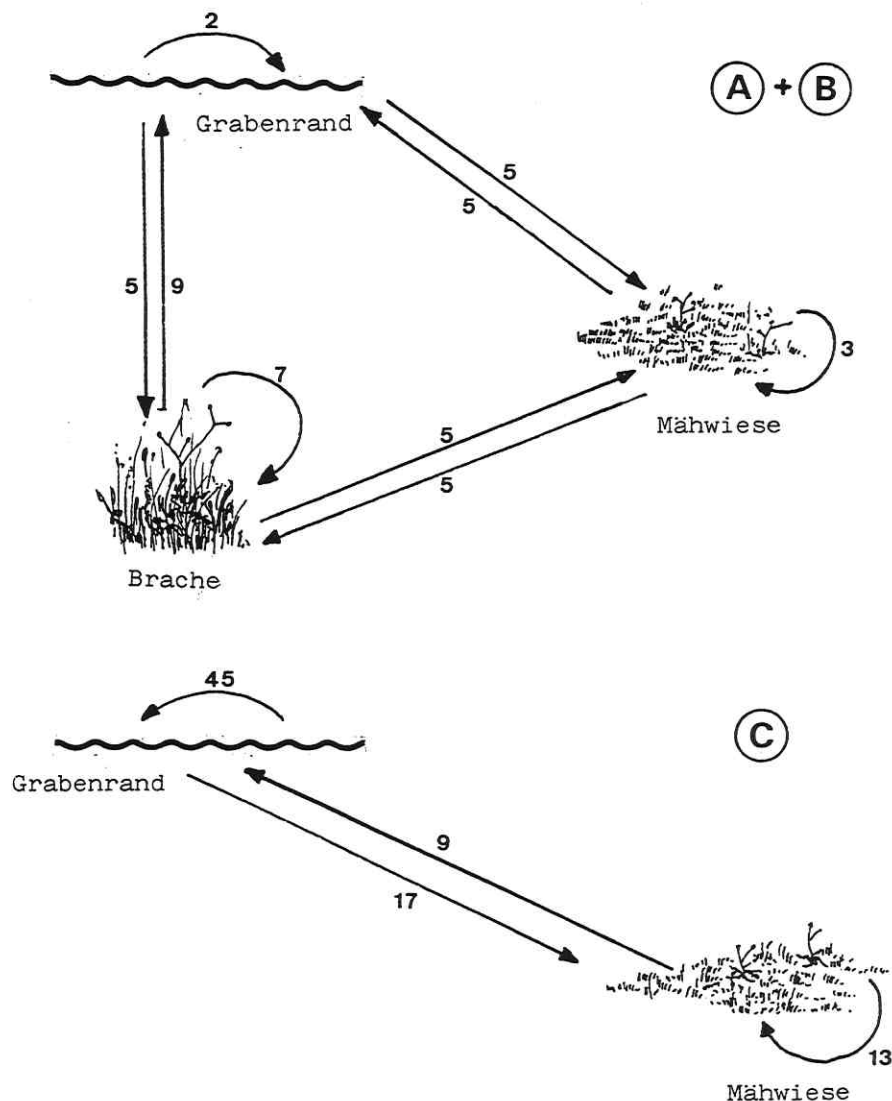


Abb. 20: Anzahl der festgestellten Flächenwechsel zwischen den unterschiedlichen Strukturtypen in den Gebieten A und B der Makrokartierung (gemeinsam ausgewertet) und in Gebiet C (der Mikrokartierung).

5.3.3 Untersuchung weiterer Populationsparameter

Geschlechterverhältnisse

Unter den 517 markierten Individuen waren 209 Weibchen und 290 Männchen. Von den restlichen 18 Tieren liegen keine Angaben vor. Es gibt einen signifikanten Unterschied ($\chi^2 = 9,2 > \chi^2_{(0,05; 2)} = 5,99$) zwischen der Anzahl Männchen und der Weibchen. Es wurden zudem auch weniger Weibchen als Männchen wiedergefangen (Weibchen 30,6 % und Männchen 46,5 %). Die Gründe hierfür wurden bereits in Kapitel 5.3.2.2 diskutiert.

Auch in bezug auf die Phänologie gab es deutliche Unterschiede zwischen Weibchen und Männchen. Die ersten Männchen traten bereits zwei Tage vor den ersten Weibchen auf. Au-

ßerdem wurden zu Anfang der Flugzeit mehr Männchen nachgewiesen, später wechselte dieses Verhältnis zugunsten der Weibchen. In der Zeit vom 13.7. - 23.7. lag der Weibchenanteil bei durchschnittlich 25,1 % $\pm$ 8,5 %, ab dem 25.7. dann bei 69,5 % $\pm$ 17,5 % (vgl. Abb. 21).

Lebenserwartung

Die Lebenserwartung der Imagines liegt für die meisten Tagfalter nach SCOTT (1973), der Untersuchungen zu 26 Arten anstellte, zwischen 7 und 12 Tagen. Eine Ausnahme bilden die Arten, die als Imagines überwintern oder eine adulte Diapause aufweisen, wie z.B. *Inachis io* (Tagpfauenauge) oder *Gonepteryx rhamni* (Zitronenfalter). Diese können Lebensspannen bis zu einem Jahr aufweisen.

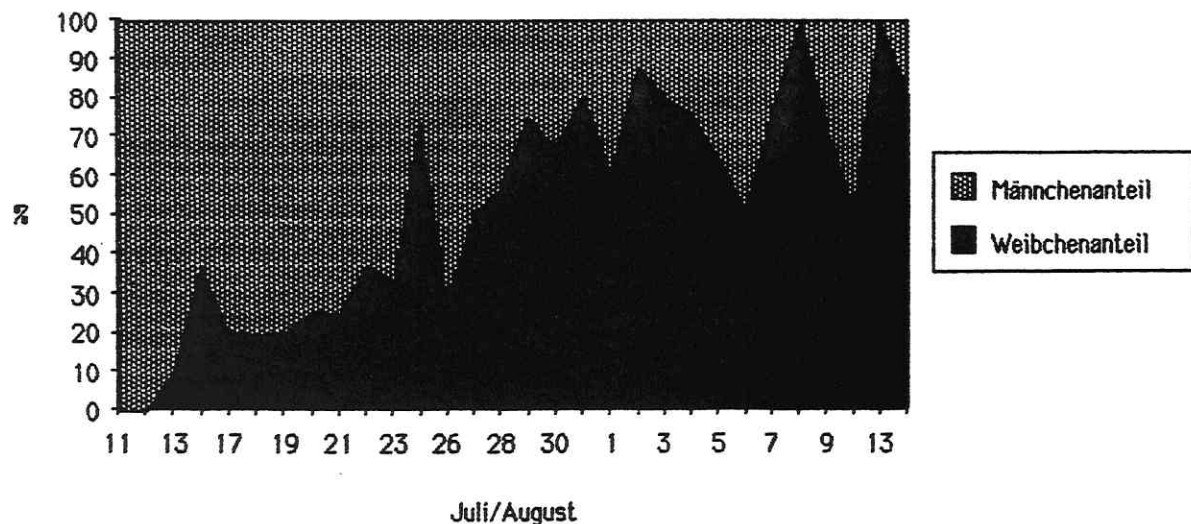


Abb. 21: Verteilung des Weibchen- und Männchenanteils an den Neumarkierten über den Untersuchungszeitraum (11.7. - 14.8.1988)

Da die kurzlebigen Falter nicht alle gleichzeitig schlüpfen, können zumindest bei großen Populationen an einem Ort oft über mehrere Wochen permanent Individuen beobachtet werden. Genaue Angaben zum durchschnittlichen Lebensalter lassen sich nur schwerlich machen; mit Hilfe von Markierungs- und Wiederfanguntersuchungen erhalten wir zumindest ein durchschnittliches Wiederfangalter. Die tatsächliche durchschnittliche Lebensdauer dürfte allerdings aus den folgenden Gründen länger sein:

1. Die Falter sind beim Markieren nicht unbedingt frisch geschlüpft. Es wurden immer wieder auch stark „abgeflogene“ Tiere gekennzeichnet.
2. Nach dem Schlüpfen sitzen die Tiere nach FISCHER & FORD (1947) meist einen Tag in der Vegetation ohne zu fliegen, weshalb diese Autoren vorschlagen, grundsätzlich noch einen Tag zu den errechneten Werten dazuzuzählen.
3. Der letzte Wiederfangtag ist nicht unbedingt auch der letzte Tag des Individuallebens.
4. Die Kontrollhäufigkeit dürfte sich auch auf das erhaltene durchschnittliche Wiederfangalter auswirken.

zu 1.: Bei den Untersuchungen wurde jeweils notiert, ob es sich um relativ „neue“ oder „alte“ Falter handelte. Bei den „alten“ Tieren fehlte bereits ein großer Teil der Flügelschuppen. Betrachtet man das durchschnittliche Wiederfangalter der „Neuen“ und „Alten“ ergeben sich jedoch überraschenderweise mit jeweils 5,4 Tagen keine Unterschiede.

zu 2.: Da die Falter abends auf den Pflanzen erfaßt und nicht tagsüber gefangen wurden, dürfte die verminderte Flugaktivität am ersten Tag nach dem Schlüpfen für die vorliegende Untersuchung keine Rolle spielen.

Dies sind alles Faktoren, die die durchschnittliche, abgeschätzte Lebenserwartung zu niedrig

erscheinen lassen. Es gibt aber auch einen wesentlichen Punkt, der in umgekehrter Richtung wirkt.

Der sehr große Anteil der Nicht-Wiedergefangenen Individuen (insgesamt rund 43 %) wird bei der Berechnung nicht berücksichtigt. Es gibt keinerlei Angaben über diesen Posten, der bei der Populationsabnahme (vgl. Abb. 22) überproportional ins Gewicht fällt. Zumindest ein Teil der Tiere dürfte innerhalb kurzer Zeit gestorben sein, welcher dann eigentlich mit 0 oder 1 in die Berechnung mit einfließen müßte. Ein weiterer Teil ist vermutlich ausgewandert und ein dritter Teil hat sich wahrscheinlich bei den Kontrollen erfolgreich „versteckt“.

Aufgrund der Komplexität und der Unfähigkeit, die einzelnen Faktoren geeignet zu berücksichtigen, müssen Rechenexempel zur Abschätzung der durchschnittlichen Lebenserwartung immer zu unbefriedigenden Ergebnissen führen. Deshalb soll hier auch nur eine grobe Übersicht über die erhaltenen Ergebnisse gegeben werden.

Das maximale Wiederfangalter betrug bei den Männchen 18 und bei den Weibchen 13 Tage. Im Durchschnitt erfolgte der letzte Wiederfang bei den Männchen nach $6,4 \pm 1,0$ Tagen und bei den Weibchen nach $4,3 \pm 1,0$ Tagen.

Nach BRUSSARD & EHRlich (1974) liegt die abgeschätzte Lebensspanne beim Median der Zeit zwischen erstem Entlassen und letztem Wiederfang; hier für die Weibchen bei 4 Tagen und für die Männchen bei 6 Tagen, was mit den errechneten Werten gut übereinstimmt. Auch ELMES & THOMAS (1987) gehen von einem durchschnittlichen Lebensalter von etwa 5 Tagen für die *Glaucopsyche (Maculinea)*-Arten aus.

Die Weibchen leben bei den von SCOTT (1973) untersuchten Arten meist etwas länger als die Männchen, die durch ihr auffälligeres Verhalten durch Prädatoren (z.B. Vögel) meist stärker gefährdet sind. Da die Weibchen sich jedoch schneller und weiter ausbreiten, wird nach demselben Autor das durchschnittliche Lebensalter

der Weibchen meist zu niedrig eingeschätzt. Auch in der vorliegenden Untersuchung wiesen die Weibchen eine höhere Ausbreitungstendenz und geringere Wiederfangquoten als die Männchen auf, was auf eine Unterschätzung des Weibchen-Lebensalters hindeutet.

Eine häufig festgestellte Todesursache waren Raubspinnen. Es konnten insgesamt 12 gefressene Tiere, bzw. deren Überreste, festgestellt

werden. 11 Beobachtungen erfolgten davon in Brachen und Grabenrandbrachen, in denen die Spinnendichte aufgrund der besseren Entwicklungsmöglichkeiten vermutlich höher sein dürfte als in regelmäßig genutzten Bereichen. 4 Individuen waren markiert. Ein Verlust durch Vögel konnte dagegen nie beobachtet werden, ist aber auch schwerer zu erfassen.

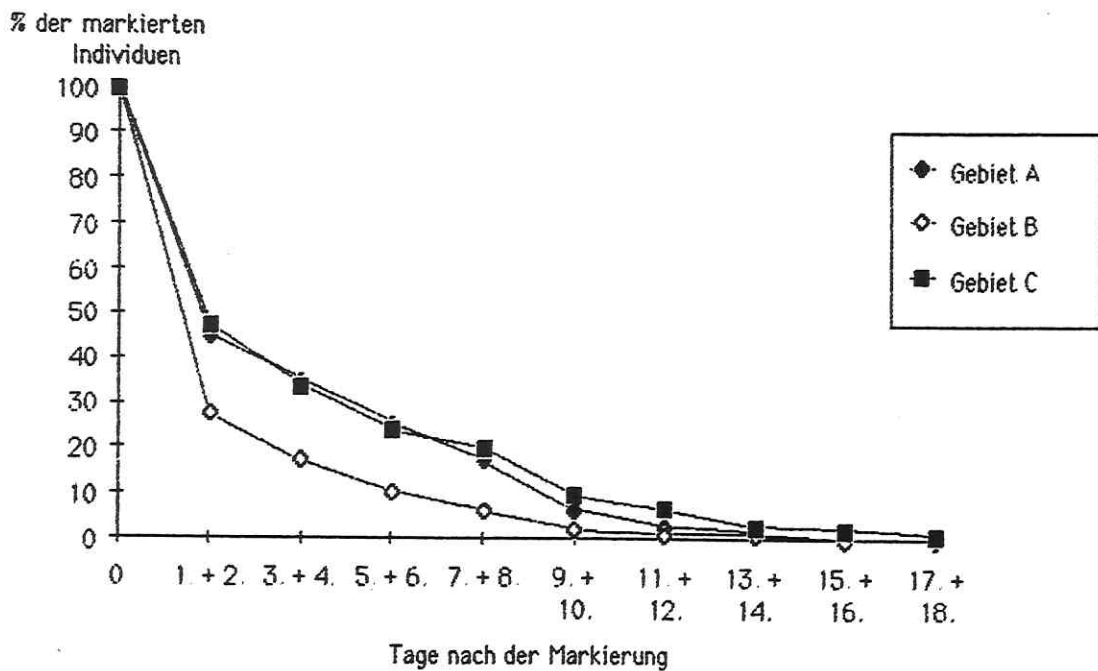


Abb. 22: „Populationsabnahme“ nach den Ergebnissen der Markierungs- und Wiederfanguntersuchungen (jedes Individuum wird bis zu seinem letzten Wiederfangtag als anwesend gerechnet)

Abschätzung der Populationsgröße

Zur Abschätzung der Populationsgröße und zur quantitativen Erfassung der Tagfalter sind zahlreiche Methoden entwickelt worden. Sinnvoll erscheinen genauere Berechnungen v.a. bei sehr großen Populationen. Dort läßt sich mit verhältnismäßig geringem Aufwand eine ungefähre Vorstellung der Populationsgröße zum Probenahmezeitpunkt erhalten. Nachteil derartiger Berechnungsmethoden ist, daß immer nur Populationsgrößen für einzelne Tage errechnet werden können, sofern die Erhebungen nicht kontinuierlich über die gesamte Flugzeit erfolgen.

Ziel der vorliegenden Untersuchung waren keine Populationsgrößenschätzungen, sondern möglichst realitätsnahe Erkenntnisse über das Ausbreitungsverhalten, weshalb auch die Methodik entsprechend ausgerichtet wurde. Die markierten Individuen machten einen Großteil der Ge-

samtbeobachtungen aus. Es soll hier nur versucht werden, zu einer Abschätzung der Mindestpopulationsgröße, gültig für die gesamte Flugzeit, zu kommen. Hierzu wird das Verhältnis der Gesamtbeobachtungen zur durchschnittlichen Wiederfanghäufigkeit berechnet.

$$P = \frac{\text{Gesamtbeobachtungen}}{\text{durchschnittliche Wiederfanghäufigkeit}}$$

Für Gebiet A: 195
 Gebiet B: 382
 Gebiet C: 156

Aus Abb. 23 gehen die Schwankung der Gesamtbeobachtungen über die Flugzeit hervor. Hierfür sind vermutlich klimatische Faktoren verantwortlich, die jedoch nicht näher untersucht werden konnten.

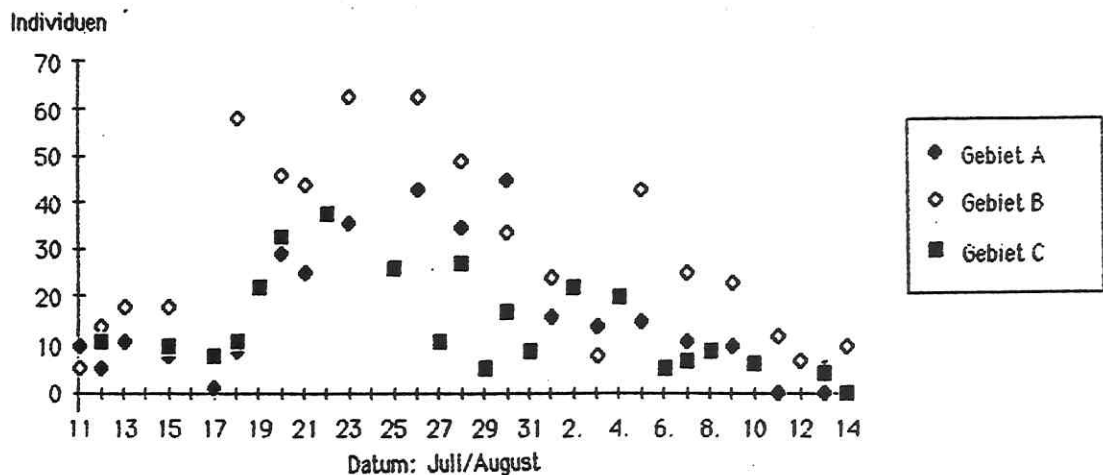


Abb. 23: Verteilungen der Gesamtbeobachtungen über den Untersuchungszeitraum (11.7. - 14.8.1988). für die Gebiete A, B und C.

5.4 „Bestandsentwicklung“

5.4.1 Übersicht

Populationsdynamische Entwicklungen lassen sich nur über Zeiträume von mehreren Jahren, möglichst Jahrzehnten, beurteilen. Es gibt bei vielen (allen?) Arten natürlich bedingte Schwankungen zwischen den in einzelnen Jahren festgestellten Populationsgrößen. Diese lassen sich nur auf Grundlage langjähriger Studien von anthropogen beeinflussten Veränderungen unterscheiden. Einen Überblick über dieses Phänomen gibt KUDRNA (1986). Studien dieser Art lagen zum Zeitpunkt der Untersuchung nur aus

Großbritannien vor (vgl. POLLARD et al. 1986); in der Bundesrepublik Deutschland wurden derartige Untersuchungen bisher nicht durchgeführt, was aus naturschützerischer Sicht sehr zu bedauern ist. Hier besteht noch ein erheblicher Forschungsbedarf.

Auch wenn sich keine Angaben zu einer tendenziellen Bestandsentwicklung ableiten lassen, erscheint es zulässig und sinnvoll die Veränderung der Habitate und der Besiedlung durch *Glaucomys nausithous* zu dokumentieren. Eine Übersicht über die Besiedlung der 146 untersuchten Standorte bei den drei durchgeführten Begehungen geben Tabelle 5 und Karte 6.

Legende zu Karte 6

- - *Sanguisorba officinalis* Bestände ohne Vorkommen von *Maculinea nausithous* (bei allen drei Kartierungen)
- - *Maculinea nausithous* konnte 1987 und 1988 (bei mindestens einer Begehung) nachgewiesen werden
- ▽ - *Maculinea nausithous* konnte nur 1987 festgestellt werden
- - *Maculinea nausithous* konnte nur 1988 (bei mindestens einer, der beiden durchgeführten Begehungen) beobachtet werden

Hierbei steht die Größe der Symbole für die Anzahl der festgestellten Individuen. Lagen von 1988 Nachweise vor, so wurde die dabei maximal pro Begehung festgestellte Individuenzahl zugrunde gelegt.

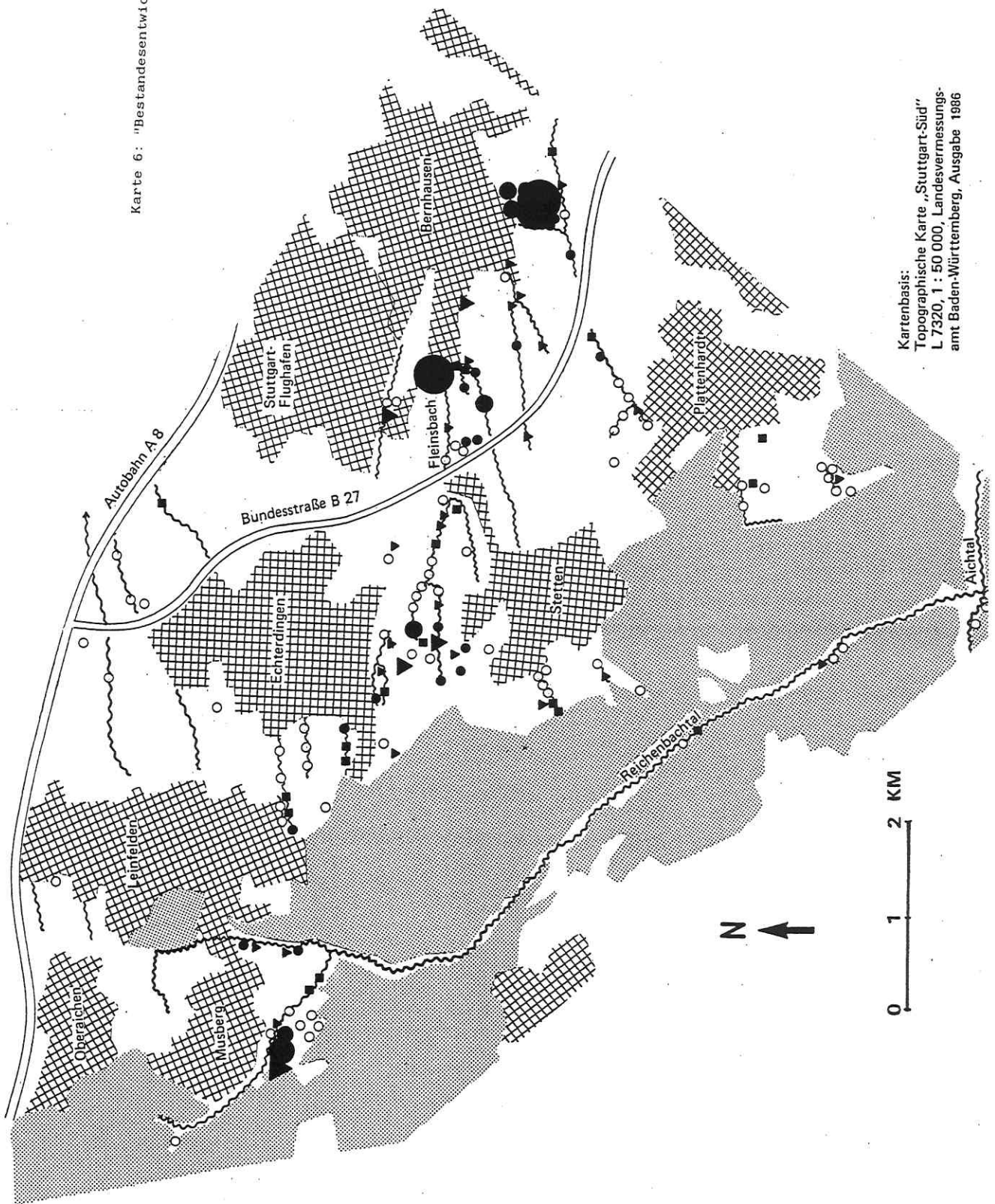
Es bedeutet:

- ▽ ■ 1 Individuum
- ▽ 2 - 4 Individuen
- ▽ 5 - 8 Individuen
- 12 - 18 Individuen

- ~ Graben
- ▨ Waldgebiet
- ▩ Siedlung
- == mehrspurige Straße

Karte, verändert nach SETTELE & GEISSLER (1988).

Karte 6: "Bestandesentwicklung"



Kartenbasis:
Topographische Karte „Stuttgart-Süd“
L 7320, 1 : 50 000, Landesvermessungs-
amt Baden-Württemberg, Ausgabe 1986

Tab. 5: Besiedlungsverteilung bei den drei Begehungen:

Anzahl der Standorte	1987	1988/1	1988/2
69	-	-	-
9	-	+	-
8	-	-	+
3	-	+	+
29	+	-	-
10	+	+	-
6	+	-	+
12	+	+	+
Summe: 146			
besiedelte Standorte	57	34	29
		48	
% von 77 besiedelten	74%	44,2%	37,7%
		62,3%	
% von 146 Standorten	39%	32,9%	
festgestellte Ind.	178	130	68

Von den 146 *Sanguisorba-officinalis*-Standorten, die 1987 einmal im Zeitraum vom 23.7.-12.8 und 1988 zweimal vom 12.7.-23.7 und vom 2.8.-9.8. auf *Glaucomyza-nausithous*-Vorkommen untersucht wurden, waren 69 (47,3 %) nie besiedelt. Bei den besiedelten Standorten fand eine starke Fluktuation statt, wie auch aus Karte 6 hervorgeht.

5.4.2 Zuverlässigkeit einer einmaligen Kartierung

Wie aus Kap. 5.3.3 hervorgeht, haben die einzelnen Individuen nur eine relativ kurze Lebensdauer. Bei niedrigen Populationsdichten (an den meisten Standorten konnten nur zwischen 1 und 3 Individuen festgestellt werden) ist deshalb bei einer einmaligen Kartierung die Gefahr, auf eine „Populationslücke“ zu treffen, sehr groß. Größere Populationen werden aber zuverlässig erfaßt. Daher können solche Kartierungen einen wichtigen Überblick geben, auch ohne 100 % zuverlässig zu sein.

Aus Abb. 23 in Kap. 5.3.3 geht hervor, daß die höchsten Abundanzen nur während einer kurzen Zeitspanne aufrecht erhalten werden können, weshalb der Kartierungszeitpunkt eine wesentliche Rolle für die „Treffsicherheit“ spielt. Hiermit ist vermutlich auch die geringere Besiedlungsrate bei der zweiten, 1988 durchgeführten Begehung gegen Ende der Flugzeit gegenüber der ersten Begehung zu begründen.

5.4.3 Ursachen der starken Fluktuation

Die starke Fluktuation zwischen den einzelnen Standorten ist zum Teil auf kurzfristige Nutzungsänderungen zurückzuführen (früherer Mähzeitpunkt), ist zum Teil wohl aber auch Zufall, da viele Standorte nur wenige Meter voneinander entfernt sind (vgl. Karte 6) und die Individuen daher häufiger zwischen ihnen wechseln dürften. Die einzelnen Standorte sind keinesfalls als getrennte Populationen aufzufassen.

Der geringere Prozentsatz an 1988 gegenüber 1987 besiedelten Biotopen ist u.a. auf die unten

aufgeführten negativen Veränderungen einzelner Habitats zurückzuführen, zumindest teilweise aber auch methodisch bedingt. 1987 wurden nur die geeignet erscheinenden Standorte kartiert, d.h. nur die, die während der Kartierungszeit blühende *Sanguisorba*-Bestände aufwiesen. Da 1988 nur die bereits 1987 bearbeiteten Standorte erneut erfaßt wurden, diese jedoch zum Teil die Voraussetzungen durch die bereits erwähnte frühere Mahd (21 Standorte) nicht mehr erfüllten, ist der geringere Prozentsatz der Besiedlung hiermit erklärbar. Demgegenüber standen vereinzelt andere Mähwiesen, die im letzten Jahr nicht geeignet waren, zur Verfügung, die aber nicht zusätzlich berücksichtigt wurden.

5.4.4 Nachweis von Entwicklungsstadien

Im September wurden noch einmal 60 Flächen auf das Vorhandensein von Entwicklungsstadien untersucht. Da sich die Blütenköpfe charakteristisch verfärben und z.T. auch verformen, konnten solche Pflanzen gezielt aufgesucht werden. Es wurden Proben von verblühten Köpfen mitgenommen und unter dem Binokular auf das Vorhandensein von Eiern und Kopfkapseln der geschlüpften und ausgewanderten Raupen untersucht.

An 8 von 35 1988 besiedelten Standorten war keine erfolgreiche Entwicklung nachweisbar. Eine erfolgreiche Entwicklung kann jedoch nur auf 5 dieser Flächen aufgrund einer verfrühten Mahd, ausgeschlossen werden. Da aus Gründen der Schonung der Bestände nur verblühte Köpfe mitgenommen wurden, z.T. aber noch blühende Pflanzen mit scheinbarer Belegung vorhanden waren, läßt sich die erfolgreiche Entwicklung für die übrigen Biotope nicht mit Sicherheit ausschließen.

Viel interessanter erscheinen jedoch die Ergebnisse der 1988 nicht nachweisbar durch Imagines besiedelten Standorte. Hier konnten auf 14 von 25 untersuchten Flächen sowohl Eier als auch Larvalreste gefunden werden. Dies kann einerseits darauf zurückzuführen sein, daß bei den Kartierungen zweimal eine „Populationslücke“ erwischt wurde, tatsächlich aber der

Standort zumindest mit geringen Abundanzen besiedelt war. Möglich ist aber auch, daß Weibchen aus benachbarten Standorten hier ihre Eier abgelegt haben. V.a. für Flächen, die in der Nähe anderer besiedelter Habitats lagen, erscheint diese Erklärung aufgrund der Ergebnisse der Markierungs- und Wiederfanguntersuchungen ebenfalls plausibel. Überraschend scheint dieser Nachweis für eine verhältnismäßig isolierte Fläche, auf der weder 1987 noch 1988 Imagines festgestellt werden konnten und die ca. 700 m vom nächsten Wiesenknopf-Vorkommen entfernt ist. Auch hierfür geben die Ergebnisse der Markierungs- und Wiederfanguntersuchungen wichtige Erklärungshinweise, da sich gezeigt hat, daß es vereinzelt auch weitere Wanderungen einzelner Individuen gibt, was auch hier zuzutreffen scheint.

5.4.5 Veränderungen

Die schwerwiegendsten Veränderungen standen zum Zeitpunkt der Untersuchung mit dem Verlust der drei als Neubaugebiete ausgewiesenen Brachen erst noch bevor. Aber auch schon im Zeitraum von 1987 bis 1988 erfolgten an einigen Standorten z.T. unwiderrufliche Eingriffe, von denen sich zumindest einige negativ auf die Populationen auswirkten. Die Änderung der Nutzungszeitpunkte der Mähwiesen unterliegen je nach Witterungsbedingungen seit jeher jährlichen Schwankungen und wurden deshalb hierbei nicht berücksichtigt. Die anderen Veränderungen sollen im folgenden kurz erläutert werden:

Eine Extensiv-Weide, die 1987 noch die drittgrößte Population beherbergte, wurde im selben Jahr im August gemäht. 1988 konnten trotz häufiger Kontrollen (7x) zunächst keine Individuen mehr festgestellt werden. Erst am 2.8. befanden sich 3 Ex. auf der Fläche, die vermutlich aus angrenzenden Mähwiesen eingewandert sind. Hier zeigt sich wie wichtig das Vorkommen mehrerer potentieller Habitats in einem Gebiet ist. Solange in der näheren Umgebung Bestände vorhanden sind, können solche Flächen innerhalb kürzester Zeit mit hoher Wahrscheinlichkeit wiederbesiedelt werden.

In einer nährstoffreichen Hochstaudenbrache gelangte *Sanguisorba officinalis* 1988 nicht mehr zur Blüte.

Aus einer Kohldistel-Glatthaferwiese entstand nach Auffüllung und Neuansaat eine an Pflanzenarten verarmte Wirtschaftswiese ohne *Sanguisorba officinalis*.

An einem Graben wurde der angrenzende Wiesenweg mit guten Beständen von *Sanguisorba officinalis* geteert. Danach wurde dort 1988 nur noch eine Pflanze nachgewiesen.

An einem Graben wurde die angrenzende Mähwiese zur Hälfte umgebrochen und in einen Acker verwandelt.

6 Zusammenfassende Diskussion der Ergebnisse

6.1 Schlußfolgerungen

Ziel dieser Arbeit war die Beantwortung der eingangs formulierten Frage nach

- der Bedeutung der drei als Neubaugebiete ausgewiesenen Brachen für den Erhalt dieser als extrem standortstreu eingestuften Art im Untersuchungsgebiet,
- der Ausbreitungs- und/oder Habitatfunktion der zahlreichen Grabenränder im Untersuchungsgebiet und
- der Eingrenzung der Faktoren, die für die Besiedlung bzw. Nichtbesiedlung einer potentiell geeignet erscheinenden Fläche entscheidend sind.

Die einzelnen Faktoren wurden in Kap. 5 bereits diskutiert, weshalb hier nur noch eine Zusammenschau erfolgen soll.

Besiedlungsrelevante Parameter

Für die Besiedlung bzw. Nichtbesiedlung einer Fläche können die Flächengröße, Habitatqualität und/oder ihre Erreichbarkeit ausschlaggebend sein.

Die Flächengröße dürfte nach den vorliegenden Ergebnissen für *Glaucopsyche nautithous* höchstens von untergeordneter Bedeutung, da sie in der Lage ist, selbst auf extrem kleinen Flächen von weniger als 100m², sehr große Populationen aufzubauen.

Auch die Erreichbarkeit dürfte im Untersuchungsgebiet für die Besiedlung bzw. Nichtbesiedlung kaum entscheidend sein, wenn einzelne Tiere bis zu 3740 m nachweislich gewandert sind und auch innerhalb der jeweiligen Gebiete zahlreiche Flächenwechsel registriert werden konnten. Die Art ist also längst nicht so standorttreu, wie vermutet (vgl. Kap. 5.3). Aufgrund der vorgefundenen Ergebnisse kann deshalb davon ausgegangen werden, daß im Gebiet alle geeigneten Flächen, zumindest mittelfristig, erreichbar sind.

Entscheidend für die Besiedlung bzw. Nichtbesiedlung einer Fläche ist aber die Habitatqualität. Diese hängt wiederum eng mit der Flächennutzung zusammen (vgl. Kap. 5.1.1 und SETTELE & GEISLER 1988). Nur für Brachestadien, Extensivweiden und in selten gemähten Lebensräumen mit angepaßten Mahdterminen ergaben sich hohe Habitatqualitäten. Die zahlreichen im Gebiet vorkommenden zweischürigen Mähwiesen sind dagegen meist bereits aufgrund der nicht an den Entwicklungszyklus angepaßten Mahdzeitpunkte als Entwicklungshabitate ungeeignet. *Glaucopsyche nautithous* benötigt während der gesamten Flug- und Eiablagezeit und während der Entwicklung der Raupen in den Fruchtknoten der Pflanzen blühende *Sanguisorba*-Bestände. Dies bedeutet, daß von Mitte Juli bis mindestens Ende August/Anfang September, besser noch bis Ende September geeignete Pflanzenstadien zur Verfügung stehen müssen. Aber selbst bei günstigen Mahdzeitpunkten dürfte die Überlebenschance der Raupen in den Mähwiesen geringer sein als in den extensiv und ungenutzten Flächen (vgl. Kap. 5.2.), da die Untersuchung der Ameisenfauna gezeigt hat, daß die Besatzdichte der Fallen mit *Myrmica rubra* in den Mähwiesen signifikant niedriger lag.

Bedeutung der Grabenränder

Zur Beantwortung der Eingangshypothese, daß die Tiere sich entlang der Gräben ausbreiten, wie das Verbreitungsmuster zu zeigen schien (vgl. SETTELE & GEISLER 1988), läßt sich sagen, daß dies für die meisten Grabenränder nicht zutreffen dürfte. Abschnitte mit Wiesenknopf-Vorkommen sind in der Regel durch Abschnitte ohne das Vorkommen der Raupenfrazpflanze unterbrochen. Eine Orientierung der Wanderbewegung und eine erhöhte Wanderaktivität der Männchen konnte aber nur bei einem kontinuierlichen Biotopverbund in Form einer durchgehenden Verbreitung von *Sanguisorba officinalis* entlang des Grabens festgestellt werden. Ansonsten wanderten die Tiere trotz der vorhandenen Gräben in eine zufällig gewählte Richtung.

Von großer Bedeutung sind die zahlreichen Grabenabschnitte mit *Sanguisorba officinalis* im Untersuchungsgebiet (vgl. Karte 6) aber als eigenständige Lebensräume für *Glaucopsyche nautithous*.

Für die Verbreitung von *Sanguisorba officinalis* entlang der Grabenränder ist nach den Ergebnissen wiederum die angrenzende Nutzung entscheidend. Bei angrenzender Ackernutzung werden die Wiesenknopf-Pflanzen nach wenigen Jahren durch hochwüchsige nitrophile Arten, v.a. *Urtica dioica* verdrängt. Entsprechendes wurde auch dort beobachtet, wo Gehölze den Grabenrand stark beschatten. Diese Grabenrandabschnitte eignen sich mittelfristig nicht als Lebensraum für *Glaucopsyche nautithous*.

Bedeutung der drei Neubaugebietsbrachen

In den drei als Neubaugebiete ausgewiesenen Brachen konnten gemeinsam mit den drei Grabenrandbrachen in Gebiet B, die ebenfalls durch die Bebauung zumindest indirekt betroffen waren, fast 50 % der Gesamtbeobachtungen der 146 kartierten Standorte registriert werden. Diese Habitate sollten durch die geplante Bebauung vernichtet (Brachen) oder zumindest stark beeinträchtigt (Grabenrandbrachen) werden.

Diese Nutzungstypen sind optimale Habitate, in denen *Glaucopsyche nautithous* auf kleinsten Flächen riesige „Reservoirpopulationen“ aufbauen kann. Sie wirken als Ausbreitungszentren, von denen aus nur kurzfristig geeignete Habitate immer wieder besiedelt werden können. Allerdings geschieht dies in geringerem Umfang als erwartet, da die Auswanderungsraten aus den Brachen und Grabenrandbrachen im Vergleich zu anderen Nutzungsformen sehr niedrig sind. Trotzdem sind aus ihnen absolut die meisten Tiere ausgewandert.

Auswirkung der geplanten Bebauung

Obwohl durch die geplante Bebauung sehr hohe Populationsanteile betroffen waren, wurde auf Basis der vorliegenden Ergebnisse davon ausgegangen, daß die Bebauung der drei Neubaugebietsbrachen ausgleichbar sei, sofern es gelänge an anderer Stelle neue Reservoirpopulationen aufzubauen. Die Voraussetzungen hierfür erschienen denkbar günstig:

Auch die Populationen in den Neubaugebietsbrachen haben sich vermutlich erst nach Ausweisung der Neubaugebiete durch Nutzungsaufgabe entwickelt. Außerdem gab es sowohl in Gebiet A als auch in Gebiet B weitere nicht durch die Bebauung tangierte Mähwiesen mit individuenreichen *Sanguisorba-officinalis*-Beständen und die Erreichbarkeit potentieller Ausgleichsflächen schien nach den Ergebnissen der Markierungs- und Wiederfanguntersuchungen ausreichend gewährleistet. Es wurde deshalb vorgeschlagen, durch Extensivierung einzelner Mähwiesenparzellen neue Habitate zu entwickeln, in denen sich Reservoirpopulationen aufbauen können. *Glaucopsyche nautithous* ist eine der wenigen Arten, die schon allein aufgrund ihres geringen Flächenanspruchs für ein solches Biotopmanagement ideal geeignet erscheint.

Ob diese Reservoirpopulationen auch in sehr kleinflächigen Brachestadien mit wenigen Raupenfutterpflanzen langfristig stabil bleiben, kann noch nicht beurteilt werden; es wäre aufgrund einer möglichen Übernutzung der Wirtsameisen-Bestände denkbar, daß diese gelegentlich zu-

sammenbrechen. Welche Regulationsmechanismen hier greifen, ist bislang noch unbekannt, wäre aber ein wichtiger Forschungsansatz für Langzeitstudien. Es scheint allerdings erst bei extremem Saugpflanzenmangel ein „Populationsdruck“ zu entstehen, der zu höheren Auswanderungsraten führt. Dies läßt sich allerdings wegen des geringen Datenumfanges nicht beweisen.

Weitere negative Entwicklungen im Untersuchungsgebiet

Neben der Zerstörung der Brachen (die Bebauungspläne „standen“ bereits zum Zeitpunkt der Untersuchung) gab es zahlreiche kleinere „negative Entwicklungen“. Hierzu gehörten z.B. die Zerstörung von Grabenrandstreifen durch das Teeren der Feldwege, das Auffüllen von feuchten Kohldistel-Glatthafer-Wiesen, der Umbruch derselben, bzw. der Umbruch der an die Grabenränder stoßenden Mähwiesenparzellen, und mittelfristig damit das Verschwinden der Futterpflanzen *Sanguisorba officinalis* entlang der Grabenränder. Diese Veränderungen stellten eine weitere Bedrohung der Lebensräume von *Glaucopsyche nausithous* dar.

Allgemeine Maßnahmen zur Förderung von Glaucopsyche nausithous

Die Kenntnis, daß eine Population bereits durch einen einmaligen ungünstigen Mahdzeitpunkt vernichtet werden kann, bedingt die Notwendigkeit, möglichst zahlreiche Habitate in einem Gebiet zu haben, um eine Wiederbesiedlung nach solchen „Katastrophenfällen“ zu gewährleisten. Deshalb wurde vorgeschlagen, im Gebiet neue Habitate, in denen sich Reservoirpopulationen aufbauen können, zu entwickeln! Es sollte versucht werden, einzelne Parzellen zu extensivieren und nur noch 1x spät im Jahr, bzw. besser noch, nur alle zwei Jahre zur Hälfte alternierend zu mähen.

Aufgrund der 1987 durchgeführten Arbeiten (SETTELE & GEISSLER 1987; GEISSLER & SETTELE 1987) konnte außerdem erreicht werden, daß die städtischen Grabenränder in Filderstadt und Leinfelden-Echterdingen bereits 1988

nicht mehr vor Anfang September gemäht wurden. Positive Auswirkungen waren aber frühestens im Jahr nach der hier vorgestellten Untersuchung zu erwarten.

6.2 Stand der Entwicklung

Auf Basis der oben vorgeschlagenen Maßnahmen wurde inzwischen auf den Fildern unter Leitung der „Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege“, Stuttgart ein Artenhilfsprogramm (AHP) für *Glaucopsyche nausithous* umgesetzt (vgl. auch GEISSLER 1990 b). Allerdings fanden sich für die vorgeschlagene Bewirtschaftung von Spätmahdflächen oder Wechselbrachen keine interessierten Landwirte, da diese auf zumindest geringe Erträge aus den Flächen nicht verzichten konnten oder wollten. Erst eine Kompromißlösung mit einer an den Entwicklungszyklus angepaßten zweischürigen Mähwiesennutzung (erste Mahd bis 7. Juni, 2. Mahd nicht vor 1. September) ohne Düngung in Kombination mit angrenzenden 2-10 m breiten Wechselbrachestreifen (jährlich alternierende Mahd der Hälfte der Fläche ab dem 1. Oktober mit Abtransport des Mähguts) fand ausreichend Interessenten. Diese Kompromißlösung hat sich im Nachhinein als optimal herausgestellt, um witterungsbedingte Nutzungsschwankungen abzpuffern wie die Ergebnisse einer Erfolgskontrolle gezeigt haben (vgl. GEISSLER-STROBEL 1999). Bereits zwei Jahre nach Beginn der Umsetzung hatten sich 1995 die fünf am AHP beteiligten Wiesengebiete zum Verbreitungsschwerpunkt auf den Fildern entwickelt. Bemerkenswert war v.a. auch die schnelle Besiedlung vieler vor der Umnutzung unbesiedelter Flächen (79% gegenüber 29% nach nur 2 Jahren). Die aufgrund der vorliegenden Untersuchung prognostizierte mittelfristige Erreichbarkeit hat sich damit auch im Praxistest bestätigt. Nach den ersten Ergebnissen scheint sich auch die Annahme zu bestätigen, daß die Mähwiesen selbst bei angepaßten Mahdterminen, vermutlich aufgrund der suboptimalen Bedingungen für die Wirtsameisen, geringere Kapazitäten aufweisen als die Wechselbrachen (vgl. GEISSLER-STROBEL 1999).

Die späte Mahd der Grabenränder hat von 1988 bis 1995 zu einer Verdoppelung der betroffenen Populationen in der Stadt Leinfelden-Echterdingen geführt (Gemeinden Musberg, Leinfelden, Echterdingen und Stetten, vgl. Karte 6). Außerdem hat sich der Besiedlungsgrad der Grabenränder dort um 30% erhöht.

In Filderstadt (Gemeinden Plattenhardt und Bernhausen, vgl. Karte 6) erfolgten dagegen kurz nach Beginn der Umnutzung nahezu flächendeckende Gehölzpflanzungen entlang der Grabenränder im Rahmen eines Gewässersanierungsprogramms. Durch diese Maßnahme waren dort bis 1995 17 von ursprünglich 62 potentiell geeigneten Lebensräumen durch Verlust der *Sanguisorba-officinalis*-Vorkommen vernichtet worden. Hauptursache war die Beschattung durch die aufwachsenden Gehölze, aber auch in den dazwischen liegenden noch offenen Grabenabschnitten wurde *Sanguisorba officinalis* an vielen Stellen nach mehrjähriger Nutzungsaufgabe durch höherwüchsige Arten (v.a. *Urtica dioica* und *Filipendula ulmaria*) verdrängt. Auch die vorgeschlagenen Ausgleichsmaßnahmen für die Bebauung der Neubaugebietsbrachen wurden dort nicht adäquat umgesetzt. Insgesamt hat sich auf dieser Gemarkung die Zahl der Lebensräume von 62 auf 30 reduziert und die Populationsgröße etwa halbiert. Auch der Besiedlungsgrad der einzelnen Wiesengebiete hat von 85% auf 38% abgenommen. Da diese Entwicklung 1995 noch nicht abgeschlossen war, muß ohne geeignete Maßnahmen mittelfristig mit dem Aussterben der Filderstädter Populationen gerechnet werden. Die Ergebnisse des AHPs und einer durchgeführten Langzeitstudie haben aber gezeigt, daß der Verlust der drei Neubaugebietsbrachen bei Umsetzung der hier vorgeschlagenen Ausgleichsmaßnahmen in vollem Umfang ausgleichbar gewesen wäre (vgl. GEISLER-STROBEL 1999).

7 Dank

Mein Dank gilt meinen Eltern für ihre immerwährende Unterstützung während meiner Ausbildungsjahre.

Die Idee zur Diplomarbeit entstand während vieler Gespräche mit PD Dr. Josef Settele bei unserer Geländearbeit 1987, dem ich, auch für die weiteren kritischen Anmerkungen, ganz besonders danken möchte.

Ganz besonders möchte ich mich auch bei Herrn Prof. G. Kaule für die Betreuung und für die vielen „Vermittlungen“, die diese Arbeit durch Anregungen verschiedener Fachleute in dieser Form erst ermöglicht hat, sowie für die enorme Gesprächsbereitschaft, trotz seines immer übervollen Terminkalenders, bedanken.

Wertvolle Tips für die Markierungsmethode erhielt ich von Herrn Erwin Rennwald. Für die Beratung bei der Methodik zur Bearbeitung der Ameisen und für zahlreiche Literaturhinweise danke ich Herrn Prof. Konrad Fiedler und Herrn Prof. Maschwitz, Zoologisches Institut der Universität Frankfurt.

Für die Bestimmung der unzähligen Ameisen danke ich ganz herzlich Herrn Gerd Bauschmann, Naturschutzzentrum Hessen. Die Nachbestimmung einiger Pflanzen übernahm freundlicherweise Herr Prof. Michael Kleyer. Für die Bestimmung des Mehltau Pilzes danke ich Herrn Dr. W. D. Phillip.

Auch Herrn Prof. M. Mühlenberg gilt mein besonderer Dank für die vielen „offenen Ohren“ und Anregungen.

Als unermüdlicher Gesprächspartner und Berater bei der statistischen Auswertung, stand mir Winfried Ederer mit konstruktiver Kritik zur Seite.

Last but not least möchte ich meinem Mann Thomas Strobel für die häufige Geländebegleitung und seine Geduld während der Fertigstellung der Arbeit meinen ganz besonderen Dank aussprechen.

8 Literaturverzeichnis

- BAUSCHMANN, G. (1987): Vorkommen von Ameisen (Hymenoptera, Formicidae) in unterschiedlichen Lebensraumtypen des Vogelsberges/Hessen unter besonderer Berücksichtigung der Rote-Liste-Arten. – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie. Band XVI: 465-468.
- BINZINHÖFER, B. (1997): Vergleichende autökologische Untersuchungen an *Maculinea nausithous* BERGSTR. und *Maculinea teleius* BERGSTR. (Lepidoptera: Lycaenidae) im nördlichen Steigerwald. – Unveröffentlichte Diplomarbeit. Fachrichtung Biogeographie der Universität des Saarlandes.
- BLAB, J. & O. KUDRNA (1982): Hilfsprogramm für Schmetterlinge. – Greven.
- BLAB, J., T. RUCKSTUHL, T. ESCHÉ & R. HOLZBERGER (1987): Aktion Schmetterling. – Ravensburg.
- BRUSSARD, P. F., P. R. EHRLICH & M. C. SINGER (1974): Adult movements and population structure in *Euphydryas editha*. – *Evolution* 28: 408-415.
- COTTRELL, C. B. (1984): Aphytophagy in butterflies: its relationship to myrmecophily. – *Zoological Journal Linnean Society* 79: 1-57.
- DOUWES, P. (1975): Distribution of a population of the butterfly *Heodes virgaureae*. Copenhagen. – *OIKOS* 26: 332-334.
- EBERT, G. & H. FALKNER (1986): Rote Liste der in Baden-Württemberg gefährdeten Schmetterlingsarten (Macrolepidoptera). (Erste Fassung, Stand: 1.11.1977). – Beihefte Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 11: 323-365.
- EHRLICH, P., D. MURPHY & D. DENNIS (1987): Conservation lessons from long term studies of chequerspot butterflies. – *Conservation Biology* 122-131.
- ELLENBERG, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. – *Scripta Geobotanica*. Bd. 9. Göttingen.
- ELLENBERG, H., H. WEBER, R. DÜLL, V. WERNER, W. & D. PAULISSEN (1991): Zeigerwerte von Pflanzen Mitteleuropas. – *Scripta Geobotanica*. Bd. 18. Göttingen.
- ELMES, G. W. & J. A. THOMAS (1987): Die Gattung *Maculinea*. In: SCHWEIZERISCHER BUND FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Tagfalter und ihre Lebensräume. Arten – Gefährdung – Schutz. – Basel.
- ERHARDT, A. (1985): Wiesen und Brachland als Lebensraum für Schmetterlinge. – Basel.
- FEUCHT, U., S. GEISSLER & H. RECK (1989): Artenhilfsprogramm für Tagfalter und Widderchen in Filderstadt. – Unveröffentlichter Abschlußbericht.
- Erstellt im Auftrag des Umweltreferates der Stadt Filderstadt.
- FIEDLER, K. (1988): Die Beziehungen von Bläulingspuppen (Lepidoptera, Lycaenidae) zu Ameisen (Hymenoptera, Formicidae). – *Nachrichten des entomologischen Vereins Apollo* 1: 33-58.
- FIEDLER, K. (1990): New information on the biology of *Maculinea nausithous* and *Maculinea teleius* (Lepidoptera: Lycaenidae). – *Nota lepidopterologica*. 4: 246-256.
- FISCHER, R. A. & E. B. FORD (1947): The spread of a gene in natural conditions in a colony of the moth *Panaxia dominula* L. – *Heredity* 1: 143-174.
- GARBE, H. (1993): Hinweise zum Schutz des gefährdeten „Dunklen Ameisenbläulings“ *Maculinea nausithous* BERGSTR. 1779 (Lepidoptera: Lycaenidae). – *Nachrichten des entomologischen Vereins Apollo*. N.F. 1: 33-39.
- GEISSLER, S. & J. SETTELE (1987): Tagaktive Schmetterlinge – Biotopkartierung 1987 – Leinfelden-Echterdingen. – Unveröffentlichter Abschlußbericht. Erstellt im Auftrag des Grünflächenamtes Leinfelden-Echterdingen.
- GEISSLER, S. (1990a): Autökologische Untersuchungen zu *Maculinea nausithous*. – Unveröffentlichte Diplomarbeit. Institut für Landschaftsplanung der Universität Stuttgart.
- GEISSLER, S. (1990b): Wissenschaftliche Begleituntersuchung zu einem Artenhilfsprogramm für *Maculinea nausithous* im Filderraum. – Unveröffentlichter Abschlußbericht. Erstellt im Auftrag der BNL Stuttgart.
- GEISSLER, S. & J. SETTELE (1990): Zur Ökologie und zum Ausbreitungsverhalten von *Maculinea nausithous*, BERGSTRÄSSER 1779 (Lepidoptera, Lycaenidae). – *Verhandlungen Westdeutscher Entomologen-Tag 1989*. Düsseldorf: 187-193.
- GEISSLER-STROBEL, S. (1999): Landschaftsplanungsorientierte Studien zu Ökologie, Verbreitung, Gefährdung und Schutz der Wiesenknopf-Ameisen-Bläulinge *Glaucopsyche* (*Maculinea*) *nausithous* und *Glaucopsyche* (*Maculinea*) *teleius*. – *Neue Entomologische Nachrichten Markt-leuthen*.
- GEYER, O. F. & M. P. GWINNER (1986): Geologie von Baden-Württemberg. – Stuttgart.
- GÖSSWALD, K. (1985): Organisation und Leben der Ameisen. – Stuttgart.
- HAEUPLER, H. & P. SCHÖNFELDER (1988): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. – Stuttgart.

- HEATH, J. (1981): Threatened Rhopalocera (Butterflies) in Europe. - Beihefte Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 21: 217-218.
- HUTTENLOCHER, F. (1934): Filder, Glems und Schönbuch. - Öhringen.
- KAULE, G. (1983): Konkrete Beispiele von Nutzungskonflikten in Freiräumen des Mittleren Neckar. In: Aktuelle Probleme der Landesplanung in BW. - Beiträge Akademie für Raumforschung 52: 40-71.
- KAULE, G. (1986): Biotop- und Artenschutz. - Stuttgart.
- KRISTAL, P. M. & E. BROCKMANN (1989): „Rote Liste“ der hessischen Tagfalter Papilionoidea und Hesperioidea (Erste Fassung, Stand 1. 4. 1989). - Nachrichten des entomologischen Vereins Apollo. N.F. 10 (2): 103-124.
- KUDRNA, O. (1987): Grundlagen zu einem Artenschutzprogramm für die Tagschmetterlingsfauna in Bayern und Analyse der Schutzproblematik in der Bundesrepublik Deutschland. - Nachrichten des entomologischen Vereins Apollo. Suppl. 6.
- KUDRNA, O. (1988): Die Tagschmetterlinge der nördlichen Hohen Rhön. - Bonn.
- KUTTER, H. (1977): Hymenoptera, Formicidae. - Bände 6 und 6a der INSECTA HELVETICA. Zürich.
- LAUX, P. (1995): Populationsbiologische und ethologische Untersuchungen an *Maculinea nausithous* und *Maculinea teleius* (Insecta, Lepidoptera, Lycaenidae) im Naturschutzgebiet „Feuchtgebiet Dreisel“ / Sieg. - Unveröffentlichte Diplomarbeit. Universität Bonn.
- MALLET, J., J. T. LONGINO, D. MURAWSKI & A. SIMPSON DE GAMBOA (1987): Handling effects in *Heliconius*: where do all the butterflies go? - Journal of Animal Ecology. 56: 377-386.
- MASCHWITZ, U. & K. FIEDLER (1988): Koexistenz, Symbiose, Parasitismus: Erfolgsstrategien der Bläulinge. - Spektrum der Wissenschaft. 5: 56-66.
- MOORE, N. W. (1975): Butterfly transects in a linear habitat 1964-1973. - Entomologist's Gazette 26: 71-78.
- MÜHLENBERG, M. (1976): Freilandökologie. - Berlin.
- MÜHLENBERG, M. (1988): Konzeptentwicklung und Möglichkeiten praktischer Umsetzung von Biotopverbundsystemen. In: Biotopvernetzung in der Kulturlandschaft II. - Naturlandstiftung Hessen (Hrsg.) EV: 14-31.
- POLLARD, E., E. HALL, M. L. & T. J. BIBBY (1986): Monitoring the abundance of butterflies 1976-1985. - Research & Survey in Nature Conservation Series. No 2. Nature Conservancy Council. Peterborough.
- PRETSCHER, P. (1984): Rote Liste der Großschmetterlinge. In: BLAB, J., E. NOWAK, W. TRAUTMANN & H. SUKOPP (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. - Naturschutz aktuell 1. Greven.
- RAQUÉ, K.-F. (1989): Faunistik und Ökologie der Ameisenarten Baden-Württembergs. Ein Beitrag zum Artenschutzprogramm und zur Erstellung einer vorläufigen Roten Liste. - Inaugural-Dissertation an der naturwissenschaftlich-mathematischen Gesamtfakultät der Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg.
- RECK, H. (1986): Hinweise für den Artenschutz in der Kulturlandschaft in Abhängigkeit von Strukturangebot, Trophie und Feuchte am Beispiel der Verteilung ausgewählter Tiergruppen bei Neuffen. - Unveröffentlichte Diplomarbeit. Universität Hohenheim. Institut für Landschaftsplanung.
- RENNWALD, E. (1986): Wiesengraben und andere Sonderstrukturen im landwirtschaftlich genutzten Bereich - ihre Bedeutung für Flora und tagfliegende Schmetterlinge, untersucht am Beispiel der Elz- und Glotterniederung. - Unveröffentlichte Diplomarbeit. Fakultät für Biologie. Universität Freiburg.
- ROER, H. (1961): Ergebnisse mehrjähriger Markierungsversuche zur Erforschung der Flug- und Wandergewohnheiten europäischer Schmetterlinge. - Zoologischer Anzeiger 167: 456-463.
- ROTHMALER, W. (1987): Exkursionsflora Bd. 3 - Atlas der Gefäßpflanzen. - Berlin.
- ROTHMALER, W. (1988): Exkursionsflora Bd. 2 - Gefäßpflanzen. - Berlin.
- SCHADEWALD, G. (1986): Zum Rückgang von *Maculinea teleius* BERGSTR. und *Maculinea nausithous* BERGSTR. (Lepidoptera, Lycaenidae). - Mitteilungen des internationalen entomologischen Vereins Frankfurt a. M. 11(1): 17-19.
- SCHÄFER, W. (1980): Die Gropsschmetterlinge von Stuttgart und der näheren Umgebung. - Mitteilungen des entomologischen Vereins Stuttgart 15: 17-178.
- SCHROTH, M. & U. MASCHWITZ (1984): Zur Larvalökologie und Wirtsfindung von *Maculinea teleius* (Lepidoptera, Lycaenidae) einem Parasiten von *Myrmica laevinodis* (Hymenoptera, Formicidae). - Entomologia Generalis 9: 225-230.
- SCHURIAN, K. G. (1984): Das Problem des Rückgangs der beiden Bläulingsarten *Maculinea teleius* BERGSTR. und *Maculinea nausithous* BERGSTR. (Lepidoptera: Lycaenidae). - Mitteilungen des

- internationalen entomologischen Frankfurt a. M. 9(1): 10-12.
- SCOTT, J. A. (1973): Life span of butterflies. – Journal of Research on the Lepidoptera 12(4): 225-230.
- SETTELE, J. (1990): Zur Hypothese des Bestandsrückgangs von Insekten in der Bundesrepublik Deutschland: Untersuchungen zu Tagfaltern in der Pfalz und die Darstellung der Ergebnisse auf Verbreitungskarten. – Landschaft + Stadt 3: 88-96.
- SETTELE, J. & S. GEISSLER (1987): Ökologisch sinnvolle Grabenpflege in Filderstadt: Auswirkungen auf die vom Aussterben bedrohte Schmetterlingsart *Maculinea nausithous* - der Blauschwarze Moorbläuling. – Unveröffentlichte Dokumentation. Erstellt im Auftrag des Umweltschutzreferates Filderstadt.
- SETTELE, J. & S. GEISSLER (1988): Schutz des vom Aussterben bedrohten Blauschwarzen Moorbläulings durch Brachenerhalt, Grabenpflege und Biotopverbund im Filderraum. – Natur und Landschaft 11: 467-470.
- SEYBOLD, S. (1977): Die aktuelle Verbreitung der höheren Pflanzen im Raum Württemberg. – Beihefte Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 9: -20.
- THOMAS, J. A. (1976): The ecology of the large blue butterfly. – Annual Report, Institute of Terrestrial Ecology 1976: 25-27.
- THOMAS, J. A., G. W. ELMES, J. C. WARDLAW & M. WOYCIECHOWSKI (1989): Host specificity among *Maculinea* butterflies in *Myrmica* ant nests. – Oecologia 79: 452-458.
- VENNEMANN, B. (1996): Wissenschaftliche Begleituntersuchung zu dem Hilfsprogramm für *Maculinea nausithous* BERGSTR. (Lepidoptera, Lycaenidae) im Filderraum unter Einbeziehung von Habitatsprüchen der Formiciden *Myrmica scabrinodis* NYL. und *Myrmica rubra* L. – Unveröffentlichte Diplomarbeit. Institut für Landschaftsplanung und Ökologie. Universität Stuttgart.
- WEIDEMANN, H.-J. (1986): Tagfalter. Band 1. Entwicklung -Lebensweise. – Melsungen.

9 Anhang 1: Vegetation

Tab. 1: Überblick über die im Untersuchungsgebiet festgestellten Vegetationstypen in Abhängigkeit vom Nutzungstyp

Die Begriffe Magerkeits-, Stickstoff-, Trockenheits- und Nässezeiger werden in Anlehnung an ELLENBERG (1979) verwandt. Die Einstufung der Pflanzenarten erfolgt nach den ökologischen Zeigerwerten von ELLENBERG (1979). Hierbei wurden die im Text verwendeten Zeigerarten folgendermaßen definiert:

1. Nässezeiger: Arten mit F-Werten ≥ 7
2. Trockenheitszeiger: Arten mit F-Werten ≤ 3
3. Stickstoffzeiger: Arten mit N-Werten ≥ 8
4. Magerkeitszeiger: Arten mit N-Werten ≤ 2

Die Nomenklatur der Pflanzen richtet sich nach ROTHMALER (1988).

Brachen: Aufgrund der extremen Variabilität und der geringen Anzahl untersuchter Brachen konnte keine Einteilung, sondern nur eine Beschreibung der vorgefundenen Bestände erfolgen.		
BHP	Hochstauden/ <i>Polygonum</i> -dominiert	Relativ nährstoffreicher Typ mit hoher Dominanz von Feuchte- und Wechselfeuchtezeigern wie <i>Polygonum bistorta</i> und <i>Scirpus sylvaticus</i> . Außerdem sind Hochstauden, wie <i>Filipendula ulmaria</i> und <i>Cirsium oleraceum</i> vertreten.
BG	Gras-dominiert	Stark gestörter, nährstoffreicher, frischer Typ mit hoher Gräserdominanz und zahlreichen Ruderalisierungszeigern wie <i>Cirsium arvense</i> , <i>Rumex obtusifolius</i> , <i>Galeopsis tetrahit</i> und <i>Elymus repens</i> .
BW	Wiesen-Storachschnabel-dominiert	Diese frische, relativ nährstoffreiche Form hat sich aus einer Glatthaferwiese entwickelt und ist durch extrem hohe Deckungsgrade von <i>Geranium pratense</i> (Deckungsgrad: 4) charakterisiert.
BH	Hochstauden-dominiert	Neben den vier erstgenannten Varianten kam im Untersuchungsgebiet noch ein Hochstauden-dominiertes Typ mit <i>Valeriana dioica</i> , <i>Angelica sylvestris</i> , <i>Hypericum maculatum</i> , <i>Lysimachia vulgaris</i> und <i>Heracleum sphondylium</i> vor. In diesem Bereich war <i>Sanguisorba officinalis</i> mit 1 vertreten, kam jedoch hier in keinem einzigen Exemplar zur Blüte.
Weiden: Von diesem Nutzungstyp gibt es im Untersuchungsgebiet nur fünf Flächen, die alle extensiv von Pferden beweidet werden. Die Pferde scheinen den Großen Wiesenknopf nicht zu fressen; nur bei höherem Besatz waren die Pflanzen zum großen Teil niedergetreten. Die kartierten Bereiche befanden sich alle in der Schönbuchrandzone an nord-nordost exponierten Hängen. Bei diesen mäßig nährstoffreichen Flächen ließen sich eine frische und eine feuchte Variante abgrenzen:		
WeF	<i>Festuca rubra</i> -dominiert	In diesen frischen, artenreichen Beständen fehlen die meisten Hochstauden und Nässezeiger; dafür sind mit <i>Luzula campestris</i> , <i>Saxifraga granulata</i> , <i>Veronica chamaedrys</i> und <i>Veronica serpyllifolia</i> Arten mit niedrigen Feuchtezahlen stärker vertreten. <i>Festuca rubra</i> ist mindestens mit Deckungsgraden von 2 vorhanden.
WeHP	Hochstauden/ <i>Polygonum</i> -dominiert	Diese feuchte Ausprägung erreicht hohe Dominanzen von Nässezeigern, wie <i>Polygonum bistorta</i> und <i>Filipendula ulmaria</i> . Daneben war auch hier <i>Festuca rubra</i> mit einem Deckungsgrad von 2 vertreten.

Grabenränder In den vorliegenden Vegetationsaufnahmen war <i>Filipendula ulmaria</i> mit einer Stetigkeit von 85% und Deckungsgraden zwischen 1 und 3 vertreten. Die Unterteilung dieser Hochstaudenfluren erfolgt nach weiteren dominanten Arten. Neben den durch Aufnahmen belegten Vegetationstypen gab es noch zwei weitere, die nur im Gelände angesprochen wurden: eine Hochstauden/Gras-dominierte Ausprägung GHG, in der an Hochstauden nur noch <i>Filipendula ulmaria</i> vertreten war und eine seltene, artenarme Schilf-dominierte Variante GS, in der außer Schilf und <i>Sanguisorba officinalis</i> kaum noch andere Arten vertreten waren.		
GHB	Hochstauden/ Brennessel- dominiert	In nährstoffreichen feuchten Varianten gelangt die Brennessel zu hohen Dominanzwerten (Deckungsgrad von mindestens 2). Daneben treten noch andere Stickstoffzeiger, wie <i>Galium aparine</i> und <i>Heracleum sphondylium</i> auf. Diese Flächen grenzen fast alle an Äcker (vgl. Kap. 5.1.5.) und sind relativ artenarm.
GH	Hochstauden- dominiert	Dieser Hochstaudentyp im engeren Sinne ist mit Abstand am häufigsten vertreten. Es handelt sich um feuchte, mäßig bis relativ nährstoffreiche Standorte. Charakterisiert sind sie durch das Vorkommen zahlreicher Hochstauden wie z.B. <i>Lythrum salicaria</i> , <i>Cirsium oleraceum</i> , <i>Angelica sylvestris</i> , <i>Valeriana dioica</i> , <i>Hypericum maculatum</i> und <i>Epilobium parviflorum</i> . <i>Filipendula ulmaria</i> ist in den Aufnahmen mit einer Stetigkeit von 100 % und Deckungsgraden von mindestens 2 vertreten. Daneben treten weitere Nässe- und Wechselfeuchtezeiger, wie <i>Carex acutiformis</i> und <i>Geum rivale</i> , meist mit höheren Deckungsgraden auf.
GHF	Hochstauden/ <i>Festuca rubra</i> dominiert	Hier handelt es sich um eine frische bis mäßig feuchte und mäßig bis relativ nährstoffreiche Ausprägung, in der Feuchtezeiger nur noch vereinzelt und mit geringen Deckungsgraden vertreten sind. <i>Festuca rubra</i> trat in allen drei Aufnahmen mit Deckungsgraden von 2 auf. Dieser Typ leitet zu GA über, trockenheitszeigende Arten fehlen aber noch.
GA	<i>Agrimonia</i> -Typ	Diese seltene, wechsellückige, relativ nährstoffarme bis mäßig nährstoffreiche Variante konnte nur entlang von Gräben gefunden werden, die ganzjährig kein Wasser mehr führen. Es handelt sich bei beiden untersuchten Flächen um Grabenrandbrachen. Die echten Nässezeiger fehlen mit Ausnahme von <i>Filipendula ulmaria</i> . Dafür konnten einige Trockenheits- bzw. Wechsellückigkeitszeiger, wie <i>Medicago sativa</i> , <i>Sanguisorba minor</i> , <i>Centaurea scabiosa</i> und <i>Senecio erucifolius</i> erfaßt werden. Daneben kamen in beiden Aufnahmen zahlreiche Arten mit relativ niedrigen Feuchte- (4) und Stickstoffzahlen (3, 4) mit z.T. hohen Deckungsgraden vor (z.B. <i>Brachypodium pinnatum</i> , <i>Agrimonia eupatoria</i> , <i>Galium verum</i> und <i>Salvia pratensis</i>). Nach dieser charakteristischen Artengruppe wurde der Vegetationstyp benannt.

Mähwiesen: Dieser Nutzungstyp umfaßt die meisten *Sanguisorba*-Bestände im Untersuchungsgebiet, von denen jedoch, wie bereits oben erwähnt, aufgrund der meist ungünstigen Mahdzeitpunkte nur vereinzelt Flächen als Entwicklungsbiotop für *Glaucopsyche nautica* geeignet sind. Auf den Fildern kommt *Sanguisorba officinalis* fast ausschließlich in Glatthaferwiesen unterschiedlicher Trophie und Feuchte vor (vgl. MW und MK). Im Schönbuchrandbereich dagegen gibt es, je nach Hangneigung und geologischem Untergrund, zahlreiche Varianten, die hier nur zum Teil genauer charakterisiert werden können. Die Unterteilung der Mähwiesen muß wegen der zahllosen Übergänge und der geringen Aufnahmezahl als grobe Einteilung betrachtet werden.

MW	Wiesen-Storachschnabel-dominiert	Diese frischen bis mäßig feuchten, relativ nährstoffreichen Glatthaferwiesen zeichnen sich durch hohe Deckungsgrade von <i>Geranium pratense</i> und meist auch von <i>Crepis biennis</i> aus. Feuchte- bzw. Wechselfeuchtezeiger wie <i>Geum rivale</i> , <i>Cirsium oleraceum</i> und <i>Polygonum bistorta</i> fehlen oder kommen nur vereinzelt vor.
MK	Kohldistel-Typ	Auch in den frischen bis mäßig feuchten, relativ nährstoffreichen Kohldistel-Glatthaferwiesen ist <i>Geranium pratense</i> fast immer in höheren Deckungsgraden vertreten. Sie unterscheiden sich vom Typ MW durch das gehäufte Vorkommen der oben genannten Feuchtezeiger; die Kohldistel muß nicht immer vertreten sein.
MF	<i>Festuca-rubra</i> -dominiert	Dieser <i>Festuca-rubra</i> -dominierte, frische bis mäßig feuchte Typ zeichnet sich auch durch das Fehlen von <i>Geranium pratense</i> aus. Er kommt fast ausschließlich im Schönbuchrandbereich vor. In der Trophie reicht er von relativ nährstoffarm bis relativ nährstoffreich. Die Feuchtegrade reichen von frischen bis zu mäßig feuchten Varianten.
MC	<i>Carex</i> -dominiert	Hier handelt es sich um einen selten vorkommenden, feuchten, relativ nährstoffarmen Kleinseggen-dominierten Typ mit <i>Carex pallescens</i> und <i>Carex leporina</i> , der im Markierungsgebiet C (vgl. Karte 1) gefunden wurde.

Böschungen und Wegsäume: Von dieser Nutzungsform wurden auf Grund der geringen Bedeutung (10,3 % der untersuchten Flächen und nur 3,1 % der Gesamtbeobachtungen, vgl. Abb. 2, keine Vegetationsaufnahmen angefertigt. Im Gelände wurden folgende Einteilungen getroffen.

BÖA	<i>Agrimonia</i> -Typ	Trockene, relativ magere Bereiche in denen <i>Agrimonia eupatoria</i> stets vertreten war.
BÖH	Hochstauden-dominiert	Hochstaudendominierte, mäßig feuchte Säume
BÖW	Wiesen-Storachschnabel-dominiert	Frische, relativ nährstoffreiche Bestände, in denen <i>Geranium pratense</i> mit Deckungsgraden von mindestens 3 vertreten war.
BÖG	Böschung, Gras-dominiert	artenarme Säume mit Gräserdominanz

Tab. 2: Vegetationstabelle: Grabenränder

F	N	Pflanzenarten	A 1	A 2
7*		<i>Sanguisorba officinalis</i>	+	2
8		<i>Filipendula ulmaria</i>	2	2
9*		<i>Carex acutiformis</i>	3	1
7*		<i>Polygonum bistorta</i>	1	1
8		<i>Phalaris arundinacea</i>	2	+
8		<i>Angelica sylvestris</i>	1	1
9*		<i>Scirpus sylvaticus</i>	1	1
8		<i>Heracleum sphondylium</i>	r	r
		<i>Arrhenatherum elatius</i>	2	2
		<i>Holcus lanatus</i>	1	2
		<i>Alopecurus pratensis</i>	1	1
		<i>Poa pratensis</i>	1	1
		<i>Geranium pratense</i>	2	1
		<i>Dactylis glomerata</i>	+	1
		<i>Vicia sepium</i>	+	1
		<i>Galium molugo</i>	+	1
		<i>Agrostis stolonifera</i>	+	+
8		<i>Urtica dioica</i>	2	
8		<i>Galium aparine</i>	1	
8		<i>Geum rivale</i>		2
7		<i>Cardamine pratensis</i>		1
7*		<i>Ranunculus repens</i>		+
7*		<i>Juncus effusus</i>		+
7		<i>Cirsium oleraceum</i>	r	
9		<i>Mentha aquatica</i>	r	
8		<i>Caltha palustris</i>	r	
8	2	<i>Valeriana dioica</i>	r	
2		<i>Luzula campestris</i>		+

F	N	Pflanzenarten	A1	A 2
		<i>Carex pallescens</i>		2
		<i>Festuca pratensis</i>		1
		<i>Festuca rubra</i>		1
		<i>Anthoxanthum odoratum</i>		1
		<i>Avenula pubescens</i>		1
		<i>Trisetum flavescens</i>		+
		<i>Cynosurus cristatus</i>		+
		<i>Bromus mollis</i>		+
		<i>Alchemilla vulgaris</i>		2
		<i>Saxifraga granulata</i>		1
		<i>Ranunculus acris</i>		1
		<i>Lysimachia nummularia</i>		1
		<i>Crepis biennis</i>		1
		<i>Plantago lanceolata</i>		1
		<i>Ajuga reptans</i>		1
		<i>Rumex acetosa</i>		1
		<i>Lotus corniculatus</i>		+
		<i>Taraxacum officinale</i>		+
		<i>Trifolium pratense</i>		+
		<i>Trifolium dubium</i>		+
		<i>Trifolium repens</i>		+
		<i>Colchicum autumnale</i>		r
		<i>Plantago media</i>		r
		<i>Bellis perennis</i>		r
7		<i>Equisetum palustre</i>	r	
		<i>Phleum pratense</i>	+	
		<i>Metha c.f. piperita</i>	+	

Legende:

A1: Aufnahme 1 von südexponierter Grabenseite mit angrenzendem Acker und dazwischen liegendem Wiesenweg

A2: Aufnahme 2 von nordexponiertem Grabenrand mit angrenzender schwach gedüngter Mähwiese

F: Feuchtezahlen nach ELLENBERG (1979); * Wechselfeuchte zeigende Art;

N: Stickstoffzahlen nach ELLENBERG (1979); angegeben sind diese nur für die verwendeten Zeigerarten

10 Anhang 2: Markierungsdaten

Legende zu den folgenden Tabellen:

Gebiet A/B/C, vgl. Karte 1 (Übersicht) und die Karten 2, 3 und 4 in Kap. 5.3.1.

Angegeben sind jeweils

- Gesamtbeobachtungen
- unmarkierte Beobachtungen
- markierte Beobachtungen
- Individuen markiert
- Individuen wiedergefangen
- Individuen gewandert
- Nutzungsform (B = Brache, Gb = Grabenrandbrache, Gs = Grabenrand spät gemäht (nicht vor dem 30.8.), Gf = Grabenrand früh gemäht (vor dem 30.8.), M = Mähwiese, Bö = Böschung)

Genaue Erläuterungen zu den einzelnen Begriffen sind Kap. 5.3.1 zu entnehmen. Die Daten beziehen sich auf den gesamten Untersuchungszeitraum und werden pro Fläche angeführt.

Gesamtbeobachtungen pro Tag:

Dies sind für jeden Untersuchungstag die Gesamtzahl Beobachtungen markierter und unmarkierter Tiere pro Fläche.

Während des umrahmten Zeitraumes standen geeignete *Sanguisorba-officinalis*-Pflanzen zur Verfügung. Wurden keine Tiere beobachtet ist dies mit „-“ vermerkt. An Tagen ohne Kontrollen bleiben die entsprechenden Felder leer.

Max. Anzahl bl. *Sang.*-Pfl.:

Dies ist die maximale Anzahl an blühenden *Sanguisorba-officinalis*-Pflanzen, die bei unregelmäßig stattfindenden Zählungen festgestellt werden konnte. # bedeutet mehr als 2000 blühende Pflanzen.

Dominanter Gesundheitsgrad:

Bei den meisten Flächen wurde der dominante Gesundheitsgrad der Pflanzen erfasst, um einen ersten Überblick zu erhalten. Die Definition der Boniturstufen sind Kap. 4.1. zu entnehmen. „=“ bedeutet, daß alle 4 Boniturstufen annähernd gleichhäufig vertreten waren

Entwicklungspotential:

Die Bewertung des Entwicklungspotentials einer Fläche erfolgte aufgrund des Mahdzeitpunktes und der Exuvienfunde.

Wurde die Fläche vor dem 30.8. gemäht, scheint eine Entwicklung weitgehend ausgeschlossen (-). Bei gefundenen Kopfkapseln der L 3 besteht ein Entwicklungspotential (+), zumindest für die Raupen bis zum 4. Larvenstadium; über die Entwicklungsmöglichkeit in den Ameisenbauten kann hiermit nichts ausgesagt werden. Mit (?) wurden die Flächen bewertet, die nach dem 30.8. gemäht wurden, bei denen aber keine Kopfkapseln nachgewiesen werden konnten, oder die nicht weiter untersucht wurden. Bei Leerfeldern liegen keine Angaben vor.

Besonderheiten zu Gebiet C:

Max. Anz. bl. Pfl.: ----100---- bedeutet Summe der maximal vorgefundenen blühenden *Sanguisorba-officinalis*-Pflanzen für diese (mehrere) Flächen.

Fläche *1: Daten für das Gebiet für den Untersuchungszeitraum vor dem 20.7.1988 (vgl. Kap. 4.3).

Gebiet A Übersicht

Flächennummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	Summe
Gesamtbeobachtungen	2	8	10	208	12	25	4	-	-	26	37	5	3	5	11	5	361
unmarkierte Beobachtungen	1	7	6	127	5	17	3	-	-	18	22	5	3	5	11	5	235
markierte Beobachtungen	1	1	4	81	7	8	1	-	-	8	15	-	-	-	-	-	126
Individuen markiert	1	5	5	76	3	8	2	-	-	10	15	4	-	2	6	1	138
Individuen wiedergefangen	1	1	3	40	1	6	-	-	-	6	10	-	-	-	-	-	68
Individuen gewandert	1	1	3	9	1	1				4	2						22
Nutzung	M	M	M	B	Gb	Gb	M	M	M	Gb	M	Gs	M	Gb	Bö	Bö	
Gesamtbeobachtungen/Tag																	
06.7.				-						-							
11.7.				10						-							
12.7. Tag				2						2							
12.7.				5						-							
13.7. Tag		-		-						2	2	-					
13.7.		-		7						4	-	-		-			
15.7.		-		2		6	-			-	-	-		-			
17.7.		-		1		-	-			-	-	-		-			
18.7.		-		6	-	1	-			-	2	-		-		-	
19.7. Tag		-										1			3	4	
20.7.		-		29	-	-	-			-	-	-	-	-	-	-	
21.7.		-		18	-	3	-			1	3	-	-	-	-	-	
23.7.		2		18	1	3	2			2	2	1	2	-	2	1	
26.7.		-		25	-	4	-			3	7	-	1	-	3	-	
28.7. Tag		2		16	-	1	-			-	-	1	-	1	1	-	
28.7.		-		22	-	-	1			4	8	-	-	-	-	-	
30.7.		4	1	19	4	3	1			2	4	2	-	4	1	-	
01.8. Tag		-	-	4	2	3	-			2	5	-	-	-	-	-	
03.8.	-	-	5	5	1	-	-			1	2	-	-	-	-	-	
05.8. Tag	1	-	2	5	3	1	-			1	1	-	-	-	1	-	
07.8.	1	-	1	5	1	-	-			2	1	-	-	-	-	-	
09.8.	-	-	1	9	-	-	-			-	-	-	-	-	-	-	
11.8.				-	-												
13.8.	-	-	-	-	-	-	-			-	-	-	-	-	-	-	
max. Anzahl bl. Sang.-Pfl.	200	100	50	50	20	20	50			50	30	2	#	4	100	8	
dominanter Gesundheitsgrad		+		+						2	2	+	+		+ / 3	+	
Entwicklungspotential	?	+	?	+	+	+	-	-	-	+	+	+	?	+	?	+	
Eier	-	+	+	+	+	+				+	+	+	-	+		+	
Raupen																	
Kopfkapseln	-	+	-	+	+	+				+	+	+	-	+		+	

Gebiet B Übersicht

Flächennummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	Summe
Gesamtbeobachtungen	157	76	225	7	10	12	5	5	92	1	-	1	8	2	30	631
unmarkierte Beobachtungen	107	70	177	6	7	12	5	5	79	1	-	1	8	2	30	510
markierte Beobachtungen	50	6	48	1	3	-	-	-	13	-	-	-	-	-	-	121
Individuen markiert	59	26	96	2	5	-	-	2	51	-	-	-	1	-	4	246
Individuen wiedergefangen	27	6	27	1	1	-	-	-	10	-	-	-	1	-	-	73
Individuen gewandert	2	3	6	1	1	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	15
Nutzung	Gb	B	B	M	M	Gs	M	M	Gb	Gs	Gs	Gs	Gf	Gs	Gb	
Gesamtbeobachtungen/Tag																
11.7.	3		2													
12.7. Tag	7		5						1		-				1	
12.7.	9		2						3		-				-	
13.7.	8	2	3						5		-				-	
15.7.	9	2	5						1		-				1	
18.7.	18	14	13						10		-				3	
19.7. Tag	3	-	-					-	-	-	-	-	-	-	-	
20.7.	11	11	24					-	-	-	-	-	-	-	-	
21.7.	13	6	13					-	10	-	-	-	-	-	2	
23.7.	9	3	16			2		4	18	-	-	-	3	2	6	
26.7.	7	4	29			-		-	18	1	-	-	3	-	1	
28.7.	13	5	21			-		-	8	-	-	-	-	-	2	
30.7.	8	6	11			2		1	4	-	-	-	2	-	-	
01.8.	5	2	9			5		-	2	-	-	-	-	-	1	
03.8.	4	1	1			1		-	1	-	-	-	-	-	-	
05.8. Tag	8	5	17	-	-		4		6	-	-	-	-	-	5	
05.8.	9	4	17	2	5	-	-	-	4	-	-	-	-	-	2	
07.8.	6	1	10	1	-	-	1	-	1	-	-	1	-	-	4	
09.8.	4	3	10	2	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
11.8.	-	2	4	2	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	
12.8.	-	1	6	-	-											
13.8.	-	1	4													
14.8.	3	3	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	
max. Anzahl bl. Sang.-Pfl.	30	8	50	50	50	15	40	30	100	10	2	4	50	4	20	
dominanter Gesundheitsgrad	+	+	1						+	2	2	2		2		
Entwicklungspotential	+	+	+	?	+	+	?	-	+	+	?	+	-	-	+	
Eier	+	+	+		+			-	+	+		+	-	-	+	
Raupen	+	+	+	+	+	+		-	+	+	-	+	-	-	+	
Kopfkapseln	+	+	+		+			-	+	+		+	-	-	+	

Zur Populationsbiologie von *Maculinea rebeli* HIRSCHKE, 1904 (Lep.: Lycaenidae) auf ostwestfälischen Kalkmagerrasen und Empfehlungen zum Schutz

Christiane MEYER-HOZAK

Vor den Klippen 1; 34385 Bad Karlshafen; Hozak-Meyer@t-online.de

Key words: Conservation, chalk grassland (*Gentiano-Koelerietum*), *Gentiana cruciata*, *Myrmica* ants, *Maculinea*, symbiosis

Summary

The population biology of *Maculinea rebeli* HIRSCHKE, 1904 on dry grassland biotypes in different successional stages was investigated in the summers of 1990 and 1991 in the district of Höxter (Northern Rhineland Westphalia, Germany). The population characteristics of *M. rebeli* were studied by mark-recapture method and eggshell counts on the larval host plant *Gentiana cruciata*. Pitfall traps, ant baits, excavating and counting of ant nests were used to examine the Formicidae community and the nest density of *Myrmica sabuleti*. Nests of *Myrmica schenki* were not discovered.

In 1990, the total population of *M. rebeli* was estimated as 528 individuals, with subpopulations varying from 2 to 273 individuals. Populations existed in areas differing in size and vegetation structure. However, the limiting factor for population size was the density of the host ant population. The differences in population size did not depend on the size of the habitat or the density of the larval food plant. The butterflies can switch their host. In the absence of *M. schenki*, the colonies of *M. sabuleti* can maintain *M. rebeli* populations.

Adult males and females have a maximum life expectancy of 13 days, with males reaching a slightly older average age than the females. The females prefer to oviposit on *G. cruciata* plants of

10-30 cm in height. Only plants which stuck out of the surrounding vegetation were oviposited on. The average number of eggs deposited per female was 100-150.

Although the number of individuals in the populations ranges from individual animals still up to several hundred, abandoning or further reduction of their habitats, will greatly endanger the existence of such populations.

Especially the low density populations are probably most threatened. Therefore, future protective measures should work towards further maintaining and optimising the habitats of the small populations, as well as creating the prerequisites so that dense stable populations of *M. rebeli* can develop.

Einleitung

Im Rahmen des Projektes "Pflege und Entwicklung der Kalkhalbtrockenrasen in Ostwestfalen"¹ wurde eine umfangreiche Studie zur Populationsbiologie des Kreuzenzian-Ameisenbläulings *Maculinea rebeli* und seinen Beziehungen zu Ameisen (MEYER 1992) erarbeitet. Die vorliegende Arbeit stellt eine gekürzte und überarbeitete Fassung der Studie dar.

M.-rebeli -Weibchen legen ihre Eier an Kreuzenzian (*Gentiana cruciata*) ab. Die ersten Raupenstadien fressen zunächst an den Enzian-Knospen und lassen sich dann von Ameisen der Gattung

¹ (PROJEKTGRUPPE HALBTROCKENRASEN 1993, Auftraggeber war der Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft Nordrhein-Westfalen)

Myrmica (Hauptwirtin ist *M. schenki*, Nebenwirtin ist *M. sabuleti*) in deren Nester eingetragen. Hier werden die Schmetterlingslarven von den Ameisen gefüttert und gepflegt. Die Raupen überwintern in den Nestern. Im Frühjahr wachsen sie zu ihrer vollen Größe heran, verpuppen sich und verlassen im Sommer als Imago das Ameisennest. Damit *M. rebeli* seinen Lebenszyklus erfolgreich durchlaufen kann, müssen die Raupen-Nahrungspflanzen in ausreichender Menge und Verteilung vorhanden und die ökologischen Ansprüche der Wirtsameisen erfüllt sein, damit sie in ausreichender Dichte und genügend großen Kolonien im Lebensraum vertreten sind. Denn *M. rebeli* kann seine Raupenentwicklung nur in den Nestern seiner Wirtsameisen abschließen.

In Ostwestfalen existiert das größte Vorkommen dieses Bläulings von Nordwestdeutschland (BLAB & KUDRNA 1982). Ziele der vorliegenden Arbeit waren (1) eine quantitative Erfassung der *M. rebeli*-Vorkommen in der Region und (2) zur Klärung der Ökologie der besonderen Lebensge-

meinschaft von Schmetterling und Ameise beizutragen. Aus den Ergebnissen können Pflegeempfehlungen zur gezielten Entwicklung von entsprechenden Lebensräumen sowie Grundlagen für ein Biomonitoring abgeleitet werden.

Untersuchungsgebiete: Geographische Lage, Klima, Geologie und Böden

Die untersuchten Gebiete (Kurzcharakteristik vgl. Tab. 1) liegen im Osten Nordrhein-Westfalens im Kreis Höxter. Ostwestfalen liegt im Übergangsbereich vom maritimen zum kontinentalen Klima. Die jährliche Niederschlagsmenge beträgt 750-800 mm. Die Niederschläge fallen vermehrt im Hochsommer und im Winter. Die mittlere Lufttemperatur liegt im Jahresdurchschnitt bei 8,5°C.

Auf drei ausgewählten Flächen (Sengenbergl, Schmandberg, Rieseler Berg) wurden detaillierte Untersuchungen zur Ökologie und Biologie der Lebensgemeinschaft durchgeführt.

Tab. 1: Kurzbeschreibung der Untersuchungsflächen

Name	Größe (ha)	Nutzung	Zustand	Umfeld	geologischer Untergrund	Pflanzengesellschaft
'Sengenbergl'	1,5	Pferdeweide	grasig, blütenreich	Ackerland, Weiden	Mittlerer Muschelkalk	<i>Gentiano-Koelerietum</i> , Trend zum <i>Cynosurium</i>
'Schmandberg'	2,0	Brache, Fichtenkultur, Pflege durch Schafbeweidung	vergrast, verbuscht	Ackerland, Wald	Muschelkalk	Abbaustadium des <i>Gentiano-Koelerietum</i> zu Enzian-Schillergraswiesen
'Rieseler Berg', Osthang	0,25	Brache, Naturdenkmal	+/- verbuscht	Ackerland, Wald, Aufforstung	Muschelkalk	<i>Gentiano-Koelerietum</i>
'Rieseler Berg', Westhang	0,5	Brache, Lärchenkultur	verbuscht	Wald, Ackerland, Brache	Muschelkalk	<i>Gentiano-Koelerietum</i>

Das Untersuchungsgebiet Rieseler Berg besteht aus zwei Hängen, die separat beschrieben sind.

Methodik

Fang-Markierung-Wiederfang von *Maculinea rebeli*

In den Sommern 1990 und 1991 wurden Fang-Markierung-Wiederfang-Untersuchungen an Populationen von *M. rebeli* über deren gesamte Flugzeit durchgeführt. Die Tiere wurden mit einem Filzstift (Staedler lumocolor 313/S) auf der Unterseite der Hinterflügel markiert, wodurch ein Ableasen der Markierung auf einem ruhenden Tier ohne Fang möglich war. Für jedes Tier wurden Fangdatum, vergebene Nummer, Geschlecht, Aktivität und Quadratnetz notiert.

Durch die Einrichtung eines Quadratnetzsystems (5 m x 5 m) auf den Flächen Sengenbergl, Schmandberg und Rieseler Berg war eine detaillierte Beschreibung und Charakterisierung der Untersuchungsflächen (Fangort der Schmetterlinge, Dichte der Wirtspflanzen und Vorkommen von Ameisennestern) sowie die Aufnahme von Kleinstrukturen möglich.

Zählung der Eihüllen von *M. rebeli* an *Gentiana cruciata*

Um die Vorkommen und die Populationsgrößen von *M. rebeli* an allen bekannten Flugorten in Ostwestfalen zu ermitteln, wurden im Sommer 1990 alle *G. cruciata*-Pflanzen und die an ihnen haftenden Eihüllen erfaßt. Im Sommer 1991 wurden die Eihüllen nur in den Untersuchungsgebieten Schmandberg, Rieseler Berg und Sengenbergl gezählt. Die Zählungen wurden so genau wie möglich vorgenommen, denn beim Auszählen von Stichproben hatte sich gezeigt, daß die Enziane sehr unterschiedlich stark belegt waren und eine stichprobenhafte Erfassung deshalb nur zu sehr ungenauen Ergebnissen geführt hätte. Auf den drei Hauptuntersuchungsflächen wurden 1990 und 1991 repräsentative 5 m x 5 m Quadrate ausgewählt, in denen zusätzlich zur Erfassung der Eihüllen weitere Merkmale der *G. cruciata*-Pflanzen und ihrer Standorte aufgenommen wurden (Anzahl und Höhe der Triebe, Anzahl der Knospen pro Trieb, Anzahl der Eihüllen pro Trieb,

Position der Eihüllen am Trieb). Durch diese Beobachtungen wurde untersucht, ob Präferenzen der *M. rebeli*-Weibchen bei der Wahl ihres Eiablageplatzes und der Eiablagepflanze bestehen.

Köderversuch an Ameisen

Um die Verteilung und Zusammensetzung der Ameisenvorkommen im Untersuchungsgebiet zu erfassen, wurde Ende August 1990 in zwei separaten 12 m² großen Untersuchungsbereichen am Sengenbergl ein Ameisen-Köderversuch durchgeführt. Da *Myrmica*-Nester unauffällig und im Gelände ohne Hilfsmittel schwer zu finden sind, wurden in Anlehnung an einen Versuch von ELMES & WARDLAW (1982), einzelne Tiere mit Kuchenkrümeln geködert und auf ihrem Rückweg zum Nest beobachtet, um so die Nester ausfindig zu machen. Die festgestellten Nester wurden als weitgehend zusammenhängende Probe ausgegraben und auf die Anzahl der Arbeiterinnen und Geschlechtstiere, die Anzahl der eingeschleppten Raupen von *M. rebeli* und das Vorhandensein von Ameisenbrut untersucht.

Aus jedem gefundenen Nest wurden einige Tiere entnommen und bestimmt. Durch diesen Versuch wurden die Nestdichte und -größe, der Aktionsradius und die Anzahl der Arbeiterinnen der festgestellten *Myrmica*-Arten pro Fläche festgestellt. Der Köderversuch wurde ganztägig durchgeführt, damit der gesamte Tagesaktivitäts-Rhythmus der Tiere Berücksichtigung finden konnte.

In beiden Untersuchungsbereichen wurden die Anzahl der *G. cruciata*-Pflanzen erfaßt und die an ihnen haftenden *M. rebeli*-Eihüllen gezählt. Außerdem wurden die Abstände zwischen den Enzianen und den Ameisennestern erfaßt.

Die Nestdichte der Wirtsameisen wurde über den Einsatz von Bodenfallen ermittelt. Die Ergebnisse wurden über den Rang-Korrelationstest von SPEARMAN (SACHS 1982) ausgewertet.

Ergebnisse

Populationsgröße und Phänologie von *Maculinea rebeli*

1990 und 1991 wurden in den drei Hauptuntersuchungsgebieten (Sengenberg, Schmandberg und Rieseler Berg) insgesamt 818 Individuen von *M. rebeli* gefangen und markiert. Hiervon waren 53% männlichen und 47% weiblichen Geschlechts. Von allen markierten Faltern wurden insgesamt 186 Wiederfänge nach 1 bis 13 Tagen registriert. Männchen und Weibchen wurden zu etwa gleichen Teilen markiert wiedergefangen, wobei das Geschlechterverhältnis dem der insgesamt markierten Tiere entsprach (52% Männchen, 48% Weibchen). Das bedeutet, daß die Männchen trotz ihrer auffälligeren Färbung nicht vermehrt gefangen wurden.

Die weiteren Ausführungen zur Phänologie, Populationsgröße und Lebenserwartung von *M. rebeli* beziehen sich auf die Untersuchungsfläche „Pferdeweide am Sengenberg“, auf der die größte Population von *M. rebeli* ermittelt wurde (Abb. 1).

Im Sommer 1990 wurden auf dieser Fläche insgesamt 238 *M. rebeli* gefangen und markiert (118 weibliche und 120 männliche Tiere). Von den markierten Individuen wurden 102 Tiere mindestens einmal wiedergefangen. Es wurden 54 weibliche und 47 männliche Wiederfänge notiert, davon 49 bzw. 35 mehrfach. Die Flugzeit dauerte 1990 24 Tage vom 18. Juni bis zum 12. Juli, mit einer viel kürzeren Hauptflugzeit. Das Populationswachstum zeigt deutlich zwei Maxima (27. Juni und 1. Juli, Abb. 1). Am 2. Juli begann eine Schlechtwetterperiode, die ca. 11 Tage dauerte. Parallel zu diesem Schlechtwettereinbruch brach die *M.-rebeli*-Population zusammen.

Mit nur 24 Tagen war die Flugzeit 1990 wesentlich kürzer als die Flugzeit im Sommer 1991, welche insgesamt 31 Tage, vom 22. Juni bis zum 23. Juli dauerte (Abb. 1).

Lebenserwartung

Maximales Wiederfangalter von *M. rebeli* war bei Weibchen und Männchen 13 Tage. Tiere, die älter als 5 Tage waren, wurden allerdings selten beobachtet. Aus den erhobenen Daten ergibt sich für die Weibchen eine durchschnittliche Lebenserwartung von 3,5 und für die Männchen von 3,7 Tagen.

Belegung von *Gentiana cruciata* mit Eiern von *Maculinea rebeli*

Im Untersuchungsjahr 1990 wurden auf der Pferdeweide am Sengenberg insgesamt 693 Pflanzen von *G. cruciata* registriert, die mit 16253 Eiern von *M. rebeli* belegt waren.

Das Enzianvorkommen war über die gesamte Fläche gestreut, allerdings standen an einigen Stellen viele Pflanzen auf kleinem Raum zusammen. Die Pflanzen und ihre einzelnen Triebe waren unterschiedlich stark mit Eiern belegt. Oft wurden kräftige Triebe einer Pflanze für die Eiablage bevorzugt. Nur 173 (1%) Eihüllen wurden an 240 Trieben gefunden, die keine Knospen ausgebildet hatten. Besonders hohe Eizahlen wurden an isoliert stehenden, kräftig entwickelten Pflanzen und an besonders vitalen Kreuzenzianen, die zwischen weniger vitalen Exemplaren standen, ermittelt. Meist waren nicht an allen Knospen eines Triebes Eihüllen vorhanden, allerdings wurden auch Mehrfachbelegungen (max. 8) von Knospen beobachtet. Auf der Fläche wurde bei der Messung von 121 zufällig ausgewählten Pflanzen kein Enzian gefunden, dessen Triebe höher als 21 cm waren. Auf der kurzrasigen Pferdeweide wurden die meisten Triebe für die Größenklasse bis 10 cm festgestellt (Tab. 2), hiervon waren 60% mindestens 5 cm hoch. Demgegenüber waren am Schmandberg und am Rieseler Berg die Mehrzahl der gemessenen Triebe höher als 20 cm.

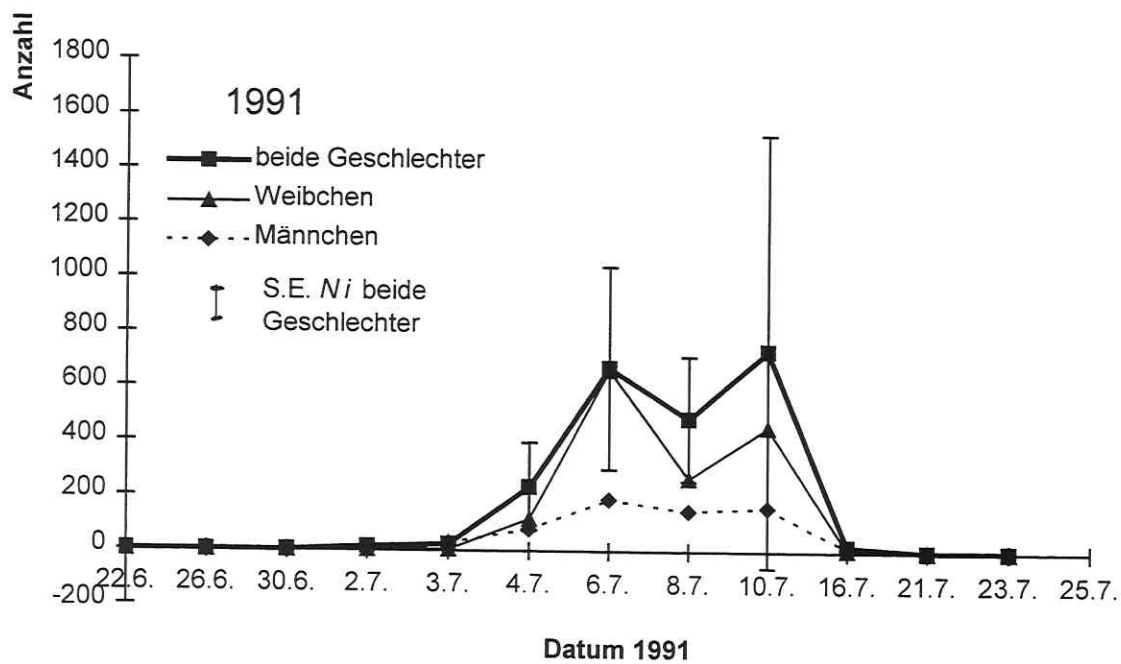
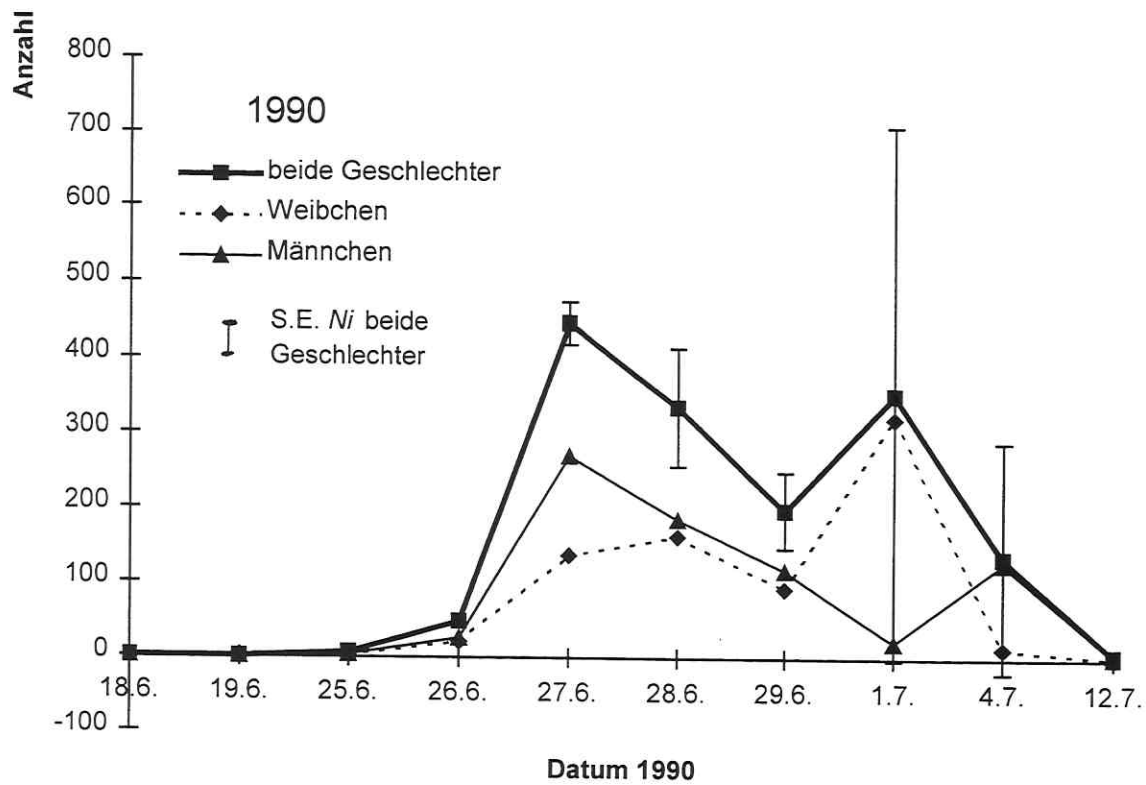


Abb.1: Phänologie von *M. rebeli* auf der Pferdeweide am Sengenbergr in den Sommern 1990 und 1991 (N_i = geschätzte Populationsgröße nach JOLLY 1965)

Tab 2: Triebhöhe, Knospenzahl und Belegung von *Gentiana-cruciata*-Pflanzen mit Eihüllen in den Untersuchungsgebieten Sengenbergl, Schmandbergl und Rieseler Bergl

'Sengenberg' Belegung von 121 Exemplaren von <i>Gentiana cruciata</i> mit Eihüllen von <i>Maculinea rebeli</i>				
Triebhöhe [cm]	<10	10-15	15-21	total
Anzahl der Triebe	157	81	27	265
Anzahl der Eihüllen	380	1052	295	1727
Anzahl Eihüllen pro Trieb	2,4	13,0	10,9	
Anzahl der Knospen	651	1541	784	2976
Anzahl der Knospen pro Eihülle	1,7	1,5	2,7	

'Schmandberg' Belegung von 63 Exemplaren von <i>Gentiana cruciata</i> mit Eihüllen von <i>Maculinea rebeli</i>						
Triebhöhe [cm]	<10	10-20	20-30	30-35	35-40	total
Anzahl der Triebe	17	19	68	72	10	186
Anzahl der Eihüllen	2	29	65	510	13	619
Anzahl Eihüllen pro Trieb	0,1	1,5	0,9	7,1	1,3	
Anzahl der Knospen	3	297	1330	1479	260	3369
Anzahl der Knospen pro Eihülle	1,5	10,2	20,5	2,9	20,0	

'Rieseler Berg', Osthang Belegung aller Exemplare von <i>Gentiana cruciata</i> mit Eihüllen von <i>Maculinea rebeli</i>						
Triebhöhe [cm]	<10	10-20	20-30	30-35	35-40	total
Anzahl der Triebe	26	90	103	22	4	245
Anzahl der Eihüllen	1	579	746	195	48	1569
Anzahl Eihüllen pro Trieb	0,03	6,4	7,2	8,9	12,0	
Anzahl der Knospen	20	2561	3407	698	166	6852
Anzahl der Knospen pro Eihülle	20	4,4	4,6	3,6	3,5	

'Rieseler Berg', Westhang Belegung aller Exemplare von <i>Gentiana cruciata</i> mit Eihüllen von <i>Maculinea rebeli</i>						
Triebhöhe [cm]	<10	10-20	20-30	30-35	35-40	total
Anzahl der Triebe	308	207	162	50	5	732
Anzahl der Eihüllen	72	346	329	120	13	880
Anzahl Eihüllen pro Trieb	0,2	1,7	2,0	2,4	2,6	
Anzahl der Knospen	564	3236	3670	1263	89	8822
Anzahl der Knospen pro Eihülle	7,8	9,4	11,2	10,5	6,8	

Am Schmandberg wurden im Sommer 1990 insgesamt 492 *G.-cruciata*-Pflanzen gezählt, die mit 5853 Eiern belegt waren. Die auf dieser Fläche stehenden Pflanzen waren zumeist kräftiger entwickelt als die Kreuzenziane auf der Pferdeweide. Dennoch war die durchschnittliche Eizahl pro Pflanze deutlich geringer als am Sengenbergl (Tab. 2). Auf den Flächen am Rieseler Berg wurden 1990 alle vorhandenen Kreuzenziane untersucht und deren Triebe gemessen (Tab. 2). Tabelle 4 gibt die Ergebnisse der Eihüllenzählung an allen weiteren Flugorten in Ostwestfalen (Abb. 2) wieder.

Schätzung der Populationsgröße von *Maculinea rebeli* anhand von Eizahlen

Anhand der im Sommer 1990 festgestellten Eizahlen und der über die Fang-Markierung-Wiederfang-Versuche ermittelten Weibchenanteile der *M.-rebeli*-Populationen wurde ein Schätzwert für die von einem Weibchen im Durchschnitt zu erwartende Eizahl errechnet (Tab. 3).

Nach den Ergebnissen in Tab. 3 wird eine durchschnittlich zu erwartende Eizahl von 121 Stück pro Weibchen angenommen. Daraus ergeben sich für die Untersuchungsflächen, auf denen 1990 Eihüllenzählungen vorgenommen wurden, die in Tab. 4 dargestellten Populationsgrößen.

Es wird deutlich, daß es sich bei den *M.-rebeli*-Populationen in der Mehrzahl um sehr kleine Vorkommen handelt. Für Ostwestfalen ergibt sich eine Metapopulation von ca. 528 Tieren. Das bedeutenste Vorkommen wurde für die Pferdeweide am Sengenbergl festgestellt. Diese Population beinhaltet 52% aller Individuen der ostwestfälischen Gesamtpopulation. Die über die Eihüllenzählung gewonnenen Populationsgrößen für die Untersuchungsflächen am Sengenbergl und am Schmandbergl stimmen gut mit den durchschnittlich geschätzten Populationsgrößen nach JOLLY (1965) überein.

Ameisen

Der Rang-Korrelationstest nach SPEARMAN (SACHS 1982) ergab einen starken Zusammenhang ($r^2 = 0,43$, $t = 1,17$) zwischen der Enziandichte und dem Vorkommen von *M. sabuleti*. In Flächenbereichen, in denen die Enziandichte hoch war, erreichte *M. sabuleti* im Schnitt höhere Dominanzwerte als in den enziärmeren Flächenabschnitten. Für *M. schenki* wurde dagegen keine Korrelation ($r^2 = 0,24$, $t = 0,66$) zwischen der Enziandichte und dem Auftreten dieser Art in bestimmten Flächenarealen festgestellt.

Tab. 3: Geschätzte Eizahl pro Weibchen im Untersuchungsjahr 1990

Untersuchungsgebiet	Größe (ha)	Anzahl Weibchen	Anzahl Eihüllen	Eier pro Weibchen
Sengenbergl, Weide	1,5	131	16235	124
Rieseler Berg, Osthang	2,0	11	1569	143
Rieseler Berg, Westhang	0,25	8	880	110
Schmandbergl	0,5	54	5853	108

Tab 4: Ergebnisse der Eihüllenzählung in allen bekannten Fluggebieten von *Maculinea rebeli* und geschätzte Populationsgrößen in 1990

(Zur Berechnung der Populationsgröße wurde die Anzahl Eihüllen durch 121 dividiert, um die Anzahl Weibchen zu erhalten; bei Werten unter 121 Eihüllen wurde davon ausgegangen, daß mindestens 1 Weibchen anwesend gewesen sein muß; die Anzahl Weibchen wurde dann, ausgehend von einem 1:1 Geschlechterverhältnis, mit 2 multipliziert, um zur Populationsgröße zu gelangen)

Untersuchungsgebiet	Größe [ha]	Anzahl <i>G. cruciata</i>	Anzahl Triebe	Anzahl Ei- hüllen	Populations- größe [N]
Schleusenberg, Willebadessen	12,0	90	273	1385	24
Mühlenberg, Ottbergen (Naturschutzgebiet)	9,5	1	1	30	2
Schwimekopf, Borgentreich	8,0	10	26	340	6
Stockberg, Ottbergen (Naturschutzgebiet)	6,0	41	86	19	2
Auf der Hausstelle, Brakel	3,0	18	124	200	2
Schmandberg, Bruchhausen	2,0	492	2496	5853	98
Am Ehrenmal, Bruchhausen	1,5	47	125	179	3
Sengenbergl, Willebadessen (Pferdeweide)	1,5	693	3851	16253	273
Sengenbergl, Willebadessen (Weide 2)	1,0	4	10	48	2
Sengenbergl, Willebadessen (Weide 3)	3,0	73	197	732	12
Sengenbergl, Willebadessen (Weide 4)	1,0	22	80	563	9
Viadukt, Willebadessen	1,0	247	854	477	8
Berg bei Dringenberg	0,8	1	9	408	7
Hoppenberg, Bohnenburg	0,6	39	52	645	11
Rieseler Berg, Westhang	0,5	185	732	880	15
Rieseler Berg, Osthang	0,25	255	306	1569	26
Lüttge Hüve, Bruchhausen	0,25	48	161	1645	28
Metapopulation	51,9	2266	9383	31226	528



Abb. 2: Vorkommen von *M. rebeli* in Ostwestfalen (aus PROJEKTGRUPPE HALBTROCKENRASSEN 1993); (schwarze Punkte: Falter-Vorkommen, vgl. Tab. 4; Kreise: Kalkmagerrasen-Flächen)

Die xerothermophile *M. sabuleti* wurde auf allen Untersuchungsflächen in hohen Dominanzen nachgewiesen, wogegen die Vorkommen von *M. schenki* empfindlicher auf die Standortgegebenheiten reagierten. Es wurde deutlich, daß *M. sabuleti* eine wesentlich weitere ökologische Amplitude als *M. schenki* hat und auch in stärker vergrasten Bereichen noch individuenstark auftreten kann. Möglicherweise kommt es hier sogar zu Konkurrenz zwischen den beiden *Myrmica*-Arten und zur Verdrängung der empfindlicheren *M. schenki* durch *M. sabuleti*.

Nestgrößen und Nestdichte von *M.-sabuleti*-Kolonien

Im Verlauf des Ameisen-Köderversuches wurden Ende August 1992 ausschließlich Nester von *M. sabuleti* und *Formica cunicularia* gefunden. Nester anderer *Myrmica*-Arten insbesondere von *M. schenki* wurden nicht ermittelt.

Beide Versuchsflächenabschnitte lagen dicht beieinander und waren in bezug auf ihre Vegetationsstruktur, Exposition und Hangneigung vergleichbar. Für beide Teilflächen wurde eine Nestdichte von einem *M. sabuleti*-Nest pro 3 m² festgestellt. Insgesamt wurden acht Nester von *M. sabuleti* ausgegraben. Die durchschnittliche Anzahl der Arbeiterinnen pro Nest betrug für den Versuchsflächenabschnitt I 327 Tiere (192-518 Tiere) und für Versuchsflächenabschnitt II 380 Tiere (137-813 Tiere, MEYER 1992).

Die zurückgelegten Wege vom Nesteingang zum Köderplatz betrugen für den Versuchsflächenabschnitt I im Durchschnitt $0,46 \pm 0,07$ m (SD) und für den Abschnitt II durchschnittlich $0,48 \pm 0,29$ m (SD). Wenn man diesen Wert als die Strecke annimmt, die die Arbeiterinnen maximal für die Nahrungssuche zurücklegen, dann beträgt das Nahrungssuchareal dieser Tiere etwa 0,7 m².

Wird dieser Wert in Zusammenhang mit der durchschnittlichen Arbeiterinnenzahl pro Kolonie gebracht, die auf einem m² vorkommen, ergibt sich eine durchschnittliche Futtersuchedichte von 82 Arbeiterinnen pro m². Da höchstens 10% der

Arbeiterinnen ständig mit der Futtersuche beschäftigt sind (ELMES & WARDLAW 1982), bedeutet dieses eine absolute Dichte von ca. 8 Arbeiterinnen pro m². Die Nester von *M. sabuleti* hatten durchschnittlich einen Abstand von 0,9 m zum nächsten Nachbarnest. Im Umkreis von 3 m um ein *M.-sabuleti*-Nest wurden bis zu fünf andere Kolonien von *M. sabuleti* gefunden.

Vorkommen von *Maculinea-rebeli*-Larven in Nestern von *Myrmica sabuleti*

In den ausgegrabenen Nestern von *M. sabuleti* befanden sich insgesamt 118 *M.-rebeli*-Larven. An den *G.-cruciata*-Pflanzen im Untersuchungsbereich wurden 455 Eihüllen gezählt. Die Zahl der pro Nest gefundenen Larven schwankte zwischen 5 und 26 Stück. Die *M.-rebeli*-Raupen variierten sehr stark in der Größe. Die Länge der Larven variierte zwischen 0,3 und 1,5 cm. Die durchschnittliche Raupenlänge betrug $0,7 \pm 0,3$ cm (SD). Möglicherweise sind diese Größenunterschiede auf eine mehrjährige Verweildauer (mind. zwei Jahre) der Larven in den Ameisenestern zurückzuführen.

Diskussion

Maculinea rebeli

Populationsdynamik

Nach ELMES & THOMAS (1987) gehören die *Maculinea*-Bläulinge zu den Schmetterlingen, bei denen die Männchen einige Tage vor den Weibchen schlüpfen. Auch in den Sommern 1990 und 1991 wurden auf allen Untersuchungsflächen zu Beginn der Flugzeit nur Männchen von *M. rebeli* beobachtet, außerdem stellten die Männchen in der frühen Flugzeit den größeren Anteil an der Gesamtpopulation (vgl. Abb. 1). Da die *M.-rebeli*-Männchen auffälliger gefärbt sind als die Weibchen, könnte diese Beobachtung durch ein erleichtertes Fangen der Männchen bedingt gewesen sein (GEISLER 1990, beobachtet für *Maculinea nausithous*). Diesen Überlegungen widerspricht jedoch die Tatsache, daß Weibchen und Männchen während der gesamten Unter-

suchungsdauer zu etwa gleichen Teilen gefangen und wiedergefangen wurden.

Die durch Fang-Markierung-Wiederauffang am Senneberg geschätzte Populationsgröße zeigt für beide Untersuchungszeiträume deutlich zwei Maxima (vgl. Abb. 1). Es ergibt sich die Frage, ob diese die Schlüpfphänologie der Falter wiedergeben, oder auf Meßungenauigkeiten der Methode zurückzuführen sind. Die nach JOLLY (1965) berechneten Werte für die zweiten Höhepunkte in der Populations-Entwicklung (1.7.1990 und 10.7.1991) sind mit einem hohen Fehler behaftet (Abb. 1). Dennoch geben sie die Schwankung in der Populationsdynamik wieder, denn an diesen Terminen wurden auch im Gelände mehr Falter beobachtet als an zwei früheren bzw. den späteren Fangterminen. Eine Einwanderung von Tieren auf die Fläche kann weitgehend ausgeschlossen werden, da kein Individuenaustausch mit der ca. 0,5 km entfernt vorkommenden Population im "Schlauch" beobachtet wurde. GRÜNWALD (1988) und SETTELE et al. (1995) ermittelten 250 m als weiteste Wanderstrecke für einzelne Individuen von *M. rebeli*. Einen weiteren Hinweis auf die Ortstreue von *M. rebeli* gibt die hohe Zahl an Wiederfängen (24%) von markierten Schmetterlingen.

Es ist anzunehmen, daß *M. rebeli* in mehreren Schüben schlüpft. Dieses ist möglicherweise eine Überlebensstrategie, da hierdurch ein vorübergehendes Auftreten von ungünstigen Lebensbedingungen zu Beginn der Flugzeit (z.B. Kälte und Regen) für die Gesamtpopulation des Lebensraumes nicht zur vernichtenden Katastrophe werden kann, die die Entwicklung einer neuen Generation im nächsten Jahr gefährdet.

Lebenserwartung

Viele *M.-rebeli*-Falter sterben nach dem Schlüpfen. Nach Angaben von ELMES & THOMAS (1987) haben *Maculinea*-Bläulinge im allgemeinen eine Lebenserwartung von durchschnittlich 5 Tagen. GEISSLER (1990) gibt für *Maculinea nausithous* eine maximale Lebenserwartung von 18 (Männ-

chen) bzw. 13 Tagen (Weibchen) an. Die durchschnittliche Lebenserwartung von *M. nausithous* lag für die Männchen bei 6,4 und für die Weibchen bei 4,3 Tagen (GEISSLER 1990).

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit mit einer durchschnittlichen Lebenserwartung von 3,5 Tagen für die Weibchen und 3,7 Tagen für die Männchen kommt den von SETTELE et al. (1995) ermittelten Werten von einer durchschnittlichen minimalen Lebenserwartung von 3,2 Tagen nahe.

Für *M. rebeli* wurde eine starke Ortstreue festgestellt und die untersuchten Flächen lagen z.T. isoliert, so daß die hohen Verluste von Tieren, die älter als zwei Tage waren, wahrscheinlich nicht Folge einer Abwanderung in andere Lebensräume waren.

Habitatgröße, Habitatbindung und Ausbreitungsverhalten

M. rebeli wird als Art mit lokalen, isolierten Populationen beschrieben (RETZLAFF 1973, MARKTANNER 1985, EBERT & RENNWALD 1991), deren Kolonien an optimal geeigneten Flugstellen aus bis zu mehreren tausend Faltern bestehen können (in der Schweiz beobachtet; SCHWEIZERISCHER BUND FÜR NATURSCHUTZ 1987). In der vorliegenden Untersuchung wurden Habitate von ganz unterschiedlichem Zustand und von verschiedener Größe untersucht. Es wurde festgestellt, daß die Größe einer Population nicht durch die Lebensraumgröße begrenzt wird und auch ein ausreichendes Vorhandensein der Raupen-Futterpflanze nicht maßgebend ist (z.B. am Schmandberg). Begrenzender Faktor ist in erster Linie das Vorhandensein der Wirtsameisen in ausreichender Dichte und Nähe um die Nahrungspflanzen der Raupen. Obwohl auf manchen Flächen hohe Eizahlen festgestellt wurden, entwickelten sich dort nur kleine Populationen (z.B. Rieseler Berg 2449 Eier 1990, Populationsgröße 1991 = 17; Schmandberg 5853 Eier 1990, Populationsgröße 1991 = 26). Auf diesen Flächen war *M. schenki* als Hauptwirtin der Bläulingsraupen überhaupt nicht oder nur in geringer Dominanz

vertreten (z.B. Rieseler Berg $d = 5\%$, Schmandberg $d = 3\%$, MEYER 1992). *M. sabuleti*, nach ELMES et al. (1991) Nebenwirtin von *M. rebeli*, war zwar vertreten (Rieseler Berg $d = 51\%$, Schmandberg $d = 18\%$), jedoch standen im Bereich der Nester nur einzelne mit Eiern belegte Enziane, so daß die Wahrscheinlichkeit eines Zusammentreffens von Wirtsameise und *M.-rebeli*-Raupe stark herabgesetzt war. An den Hängen des Rieseler Berges standen die *G.-cruciata*-Pflanzen an zwei Stellen so dicht zusammen, daß eine für das Überleben der Raupen notwendige Verteilung auf mehrere Nester ihrer Wirtsameisen nicht möglich war. Obwohl die Hauptwirtin *M. schenki* vertreten war und die Nebenwirtin *M. sabuleti* sehr hohe Dominanzen auf beiden Flächen hatte (MEYER 1992), entwickelten sich nur sehr individualschwache Populationen auf diesen Flächen. Dennoch ist bemerkenswert, daß sich diese kleinen Vorkommen am Rieseler Berg schon seit mindestens 10 Jahren halten.

Hecken haben auf *M.-rebeli*-Individuen keine Barrieren-Wirkung, wie unter anderem auf der Pferdeweide am Sengenbergrücken beobachtet wurde.

Insgesamt wiesen die Falter nur sehr geringe Ausbreitungstendenzen auf und der hohe Anteil an Wiederfängen mit mindestens 24% ist ein weiterer Hinweis auf die Ortstreue von *M. rebeli*. Dies bestätigt die Ergebnisse von GRÜNWALD (1988), die bei der Untersuchung von zwei kleinen *M. rebeli*-Populationen 250 m als weiteste Wanderungen einzelner Falter feststellte.

Vorkommen von *Gentiana cruciata* auf den Untersuchungsflächen und Belegung der Pflanzen mit *Maculinea-rebeli*-Eiern

Auf der Pferdeweide am Sengenbergrücken standen in fast allen Bereichen der Fläche *G.-cruciata*-Pflanzen. Dieses ist eine Folge der durch den Pferdetritt gegebenen offenen Bodenstellen, die günstige Keimbedingungen für den Enziansamen bedeuten (HEGI 1906 ff.). Für die *M.-rebeli*-Population waren durch das große Enzianvorkommen auf dieser Fläche beste Voraussetzungen für die

Eiablage gegeben. Da fast alle Kreuzenziane in nicht beschatteten Bereichen standen und die Falter auf der gesamten Fläche flogen, waren fast alle Pflanzen für die Eiablage gleich geeignet; dennoch wurden Triebe der Höhe von 10-15 cm bevorzugt belegt. Am Schmandberg bei Bruchhausen und an den Hängen am Rieseler Berg wurden dagegen Triebe mit einer Höhe von 30-35 cm für die Eiablage bevorzugt genutzt. Für die Auswahl von Trieben bestimmter Höhen für die Eiablage spielen mikroklimatische Aspekte eine große Rolle (THOMAS 1991). Da die Vegetation auf der Untersuchungsfläche am Schmandberg sehr hoch war, hätte eine Eiablage auf niedrigere Pflanzen eine verzögernde Wirkung auf die Raupenentwicklung, da die Eier durch den hohen Grasaufwuchs beschattet würden. Diese Ergebnisse stimmen mit denen von DOLEK et al. (1998) überein, der ebenfalls aufzeigte, daß höhere Pflanzentriebe und Triebe mit mehr Knospen, die in offenen Bereichen stehen mit mehr Eiern belegt sind als andere Pflanzen. Offensichtlich sind hohe Triebe mit vielen Knospen in offenen Flächenbereichen am attraktivsten für die Eiablage. Auch am Rieseler Berg, wo die Enziane in Gruppen in den Saumbereichen der Hecken standen, wurde durch die Eiablage an hohe *G. cruciata* eine Beschattung der abgelegten Eier vermieden. Da die visuelle Suche eine große Rolle beim Auffinden geeigneter Pflanzen für die Eiablage spielt (PORTER 1992, DOLEK et al. 1998) werden niedrige, überwachsene Enziane vielleicht einfach auch nicht wahrgenommen.

Auch von anderen *Maculinea*-Bläulingen werden bestimmte Präferenzen in bezug auf den Standort der Eiablagepflanze und die Eiablagestelle an der Pflanze berichtet (MARKTANNER 1985, THOMAS 1991, EBERT & RENNWALD 1991, GEISSLER 1990). Es wurden keine Eier von *M. rebeli* an *Gentiana germanica* gefunden, der auch als Eiablagepflanze in Frage kommt (SCHWEIZERISCHER BUND FÜR NATURSCHUTZ 1987). Möglicherweise liegt das daran, daß *G. germanica* wesentlich später blüht als *G. cruciata* und somit zur Flugzeit von *M.*

rebeli noch keine Knospen entwickelt hatte (EBERT & RENNWALD 1991).

Beziehungen der *M.-rebeli*-Raupen zu Ameisen

Nach Angaben von ELMES & THOMAS (1987) erreichen unter günstigen Bedingungen 30% der an einer großen Nahrungspflanze schlüpfenden Raupen das Adoptionsstadium. THOMAS et al. (1989) kamen zu dem Ergebnis, daß eine enge Wirtsbindung von *M. rebeli* an *M. schenki* herrsche. ELMES et al. (1991) beobachteten unter Laborbedingungen, daß Raupen von *M. rebeli* auch in den Nestern von fünf anderen *Myrmica*-Arten überleben können. Jedoch war der Prozentsatz der bis zur Verpuppung überlebenden Raupen in *M.-schenki*-Nestern mit 10% am höchsten und nahm bei den anderen *Myrmica*-Arten höchstens Werte um 5% an.

Mit den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit kann keine abschließende Aussage zur Wirtsspezifität der *M.-rebeli*-Raupen getroffen werden, da nur Nester von *M. sabuleti* ausgegraben wurden; es konnte ebenfalls nicht beobachtet werden, wieviele Raupen in *M.-sabuleti*-Nestern das Puppenstadium erreichen. Dennoch bleibt festzustellen, daß *M. sabuleti* die häufigste *Myrmica*-Art auf den Untersuchungsflächen war. Beim Ameisen-Köderversuch auf der Pferdeweide am Sengenbergr wurde festgestellt, daß die Raupen von 26% der im Versuchsareal gezählten Eier in die Nester von *M. sabuleti* eingeschleppt wurden (118 von 455 Eiern). Wenn man eine Überlebensrate von 5% annimmt (ELMES et al. 1991), heißt das, daß 6 der eingetragenen Raupen das Verpuppungsstadium erreichen.

Überträgt man den Wert von 26% für in *M.-sabuleti*-Nester eingetragene Raupen auf das Gesamtareal auf der Pferdeweide am Sengenbergr (1990 wurden 16253 Eihüllen an *G. cruciata* gezählt), dann wären 4226 *M.-rebeli*-Raupen in Nester von *M. sabuleti* eingetragen worden. Da nach THOMAS (1987) nur 30% der Raupen das Adoptionsstadium erreichen, bedeutet das, daß fast alle *M.-*

rebeli-Raupen von *M. sabuleti* eingetragen wurden. Nimmt man den im Laborversuch (ELMES et al. 1991) ermittelten Wert von 5% für die Raupen an, die das Verpuppungsstadium erreichen, dann stammten 211 oder 75% der Individuen der *M.-rebeli*-Generation von 1991 aus Nestern von *M. sabuleti*.

Diese Berechnung ist stark vereinfacht und von der Übertragbarkeit der Labordaten abhängig. Dennoch bleibt festzustellen, daß *M.-sabuleti*-Kolonien beim Fehlen von *M. schenki* sicherlich stark zum Erhalt von *M.-rebeli*-Populationen beitragen. Um genauere Daten zu ermitteln, wären jedoch Versuche notwendig, die sich stärker an Freilandbedingungen orientieren.

HOCHBERG et al. (1992) haben basierend auf der Abhängigkeit von *M. rebeli* von den zwei grundlegenden Ressourcen *G. cruciata* und *M. schenki* ein mathematisches Modell entwickelt. Alle Parameter des Modells basieren auf Teilen einer Datensammlung in einem 4 ha großen Untersuchungsgebiet in den Spanischen Pyrenäen, in dem eine der größten bekannten *M. rebeli*-Populationen existiert. Das Modell für das spanische Untersuchungsgebiet gibt einen klaren Hinweis darauf, daß das Überleben von *M. rebeli* in den Ameisennestern sehr viel wichtiger für die Population ist als die Konkurrenz der Schmetterlingsraupen an der Pflanze. Veränderungen an der beobachteten Enzian-Population hatten keinen Einfluß auf die *M.-rebeli*-Population im Modell von HOCHBERG et al. (1992).

Die unterschiedlichen *M.-rebeli*-Raupengrößen in den ausgegrabenen Ameisennestern von *M. sabuleti* können wahrscheinlich mit einer Verweildauer der Schmetterlingsraupen von mehreren Jahren (mindestens 2 Jahre) in den Ameisennestern erklärt werden. Kleine Raupen, die in der ersten Saison keine Metamorphose durchlaufen, überleben und bleiben für ein weiteres Jahr in den Ameisennestern (ELMES et al. 1991).

Weil die Wirtsameisen von *M. rebeli* grundlegende Voraussetzung für das Überleben der Schmetterlinge auf den Kalkmagerrasen sind, sind weitere Untersuchungen in bezug auf die Wirtsspezifität

von *M. rebeli* unbedingt notwendig. Möglicherweise werden dabei regionale Unterschiede in der Wirtsspezifität ermittelt, so wie für *Maculinea alcon* bereits festgestellt (JUTZELER & AGOSTI 1991, ELMES et al. 1994, THOMAS 1995).

Schlußfolgerungen und Schutzempfehlungen

Kalkmagerrasen sind in Nordrhein-Westfalen, mit Schwerpunkten in Ostwestfalen sowie in der Eifel, ökologisch und kulturhistorisch besonders bedeutsame Landschaftsbestandteile. Da die traditionelle Weidenutzung (mit Schafen und Ziegen) durch strukturelle Änderungen in der Landwirtschaft zunehmend unrentabel geworden ist, sind die meisten Kalkmagerrasen inzwischen aufgeforstet oder unterliegen einer raschen Sukzession zu Gebüsch- oder Waldbeständen. Durch die Veränderungen der Lebensräume (mikroklimatische Veränderungen durch Vergrasung und Gebüschaufwuchs, Verarmung des Blütenangebots u.a.) bieten diese den hier ursprünglich häufig anzutreffenden Tiergruppen (u. a. Lepidoptera, Saltatoria, Hymenoptera, Reptilia) nur noch suboptimale Bedingungen zum Überleben.

Für eine Entwicklung der stark vergrasteten Untersuchungsfläche am Schmandberg in einen besseren Zustand wäre es vordringlich notwendig, die Verfilzung der Grasnarbe aufzuheben. Untersuchungen in Ostwestfalen (PROJEKTGRUPPE KALKMAGERRASEN 1993) und in der Eifel (MÜNZEL & SCHUMACHER 1991) erbrachten, daß sich durch die Kombinationswirkung aus dem Fraß und dem Tritt von Schafen eine rasche Verbesserung der Grasnarbe von verfilzten Flächen einstellte. Brachestadien von Enzian-Schillergrasrasen (*Gentiano-Koelerietum*) erreichten auf Flächen mit extensiver Schafbeweidung bei ausreichender Beweidungsintensität bereits nach zwei Jahren wieder einen kurzrasigen, für beweidete Kalkmagerrasen typischen Zustand. Eine maschinelle Bearbeitung der Grasnarbe vor der Beweidung war nicht notwendig, weil die Schafe die stark verfilzten Flächen auch ohne diese ausreichend

befraßen. Die durch die Beweidung bewirkte Entfilzung wirkte sich positiv auf frühblühende Arten, die im Frühjahr eine dicht aufliegende Nekromasseschicht nicht durchdringen können, und den Blütenreichtum aus (PROJEKTGRUPPE KALKMAGERRASEN 1993). Außerdem wäre eine Ausbreitung von einjährigen Arten und auch der Enziane leichter möglich, da offene Bodenstellen, die diese zur Keimung benötigen, durch den Tritt der Schafe geschaffen würden (MÜNZEL & SCHUMACHER 1991, HEGI 1906).

Die Ameisenzönose würde ebenfalls von einer Entfilzung der Grasnarbe und der Schaffung von kurzrasigen Bereichen bis zu freien Bodenstellen profitieren. In solchen Bereichen könnten sich thermophile Arten wie z. B. *M. schenki*, die zum Untersuchungszeitpunkt auf dieser Fläche nur wenig vertreten waren, ansiedeln. Für *M. rebeli* hätte die Fortsetzung der 1991 begonnenen Beweidung der Fläche am Schmandberg durch Schafe - soweit absehbar - positive Folgen. Außerdem wären durch die auf der Fläche zu erhaltenden Saumstrukturen und Einzelgebüsche auch für weniger thermophile Arten die notwendigen Lebensbereiche gegeben.

Am Westhang des Rieseler Berg ist eine Entfernung wenigstens von Teilen der Lärchenanpflanzung wünschenswert, da sich in den Bereichen der Anpflanzung Gräser verstärkt durchsetzen und die übrige Vegetation stark zurückdrängen.

Auf der Pferdeweide am Sengenbergr ist eine Überweidung, wie 1990 geschehen, möglichst zu vermeiden. Es ist zu überlegen, die Weidefläche in zwei Abschnitte zu unterteilen und diese zeitlich verschoben zu beweiden, damit ein Angebot an Nektar- und Raupen-Nahrungspflanzen mindestens auf einem Teil der Fläche für blütenbesuchende Insekten vorhanden ist. Zwischenzeitlich hat sich das Weideregime seit 1992 stark verändert, indem die Fläche zwei Jahre nicht beweidet wurde. Die Veränderungen der Weideintensität haben möglicherweise Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaft von *M. rebeli*.

Die ostwestfälischen Kalkmagerrasen beherbergen zahlreiche, seltene Arten (PROJEKTGRUPPE KALKMAGERRASEN 1993, HOZAK et al. 1996), von denen einige landes-, bundes- tlw. auch europaweit stark gefährdet sind. Für diese Arten hat das Land Nordrhein-Westfalen eine besondere Verpflichtung zum Schutz; es handelt sich um Zielarten der FFH-Richtlinie, für die europaweite Schutzbestimmungen gelten (RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN 1992). In HOZAK, MEYER & SCHÜTTPELZ (1996) empfehlen wir die Erarbeitung eines Arten- und Biotopschutzprogrammes „Ameisenbläulinge (*Maculinea* spec.)“ für die Kalkmagerrasen in Ostwestfalen.

Im Falle der ökologisch sehr interessanten Lebensgemeinschaft des Enzian-Ameisenbläulings (*M. rebeli*), handelt es sich in Ostwestfalen um ein isoliertes Vorkommen von internationaler Bedeutung. Die Individuenzahlen der Populationen reichen von Einzeltieren bis zu mehreren Hundert. Bei Aufgabe der Flächennutzung oder weiterer Beschneidung ihrer Lebensräume sind diese Vorkommen in ihrem Bestand stark gefährdet.

Neben *M. rebeli* kommt, nur noch auf sehr wenigen ostwestfälischen Kalkmagerrasen der für kurzrasige, extensiv beweidete Kalkmagerrasen charakteristische Thymian-Ameisenbläuling (*Maculinea arion*) vor. *Maculinea arion* repräsentiert, als eine Leitart der Lebensgemeinschaft von kurzrasigen, extensiv beweideten Kalkmagerrasen, viele andere Schmetterlinge, wie Widderchen (*Zygaenidae*), Gelblinge (*Colias* spec.) und Bläulinge (*Lycaenidae*), oder Heuschrecken, Wildbienen usw. Die Art war früher auf Schafweiden relativ weit verbreitet. Heute gehört der Bläuling zu den hochgefährdeten Arten. In Ostwestfalen hat die Art nur noch wenige, isolierte Vorkommen mit geringer Individuendichte; *Maculinea arion* ist hier vom Aussterben bedroht! Durch Beobachtung der Populationen, Erforschung bzw. Literaturrecherche der Habitatansprüche und Durchführung von auf die Art abgestimmten Pflegemaßnahmen sollte es möglich sein, die Vorkommen zu fördern und zu erhalten.

Zusammenfassung

In den Sommern von 1990 und 1991 wurde auf Halbtrockenrasen verschiedener Sukzessionsstadien in Ostwestfalen die Populationsbiologie von *M. rebeli* HIRSCHKE 1904 untersucht.

Über Fang-Markierung-Wiederfangversuche und eine Eihüllenzählung an der Raupen-Nahrungspflanze *G. cruciata* wurden populationsbiologische Daten zu *M. rebeli* gewonnen. Durch Bodenfallenfänge und einen Köderversuch wurde die Formicidenzönose und die Nestdichte von *M. sabuleti* erfaßt. Außerdem wurden Nester von *M. sabuleti* ausgegraben und auf eingetragene Raupen von *M. rebeli* untersucht.

Die *M.-rebeli*-Gesamtpopulation von Ostwestfalen umfaßte 1990 570 Tiere, wovon die Hälfte auf einer 1,5 ha großen Pferdeweide lebte. Die Größe der Subpopulationen schwankte zwischen 2 und 217 Tieren. Die Populationen existieren auf Flächen sehr verschiedener Größe und Vegetationsausprägung, die Größe der Populationen ist nicht in erster Linie an die Habitatgröße und das Vorkommen der Raupen-Nahrungspflanze gebunden. Begrenzender Faktor der Populationsgröße ist das Vorhandensein der Wirtsameisen.

Die maximale festgestellte Lebenserwartung betrug für Männchen und Weibchen 13 Tage, die Männchen wurden im Mittel etwas älter als die Weibchen.

M.-rebeli-Weibchen bevorzugen zur Eiablage *G. cruciata*-Pflanzen einer mittleren Höhe von 10-30 cm; die Kreuzenziane müssen deutlich aus der sie umgebenden Vegetation herausragen. Die Weibchen legten nur an *G. cruciata* Eier ab und die Eiablage an *G. germanica* scheint eher die Ausnahme zu sein.

Die durchschnittliche pro Weibchen abgelegte Eizahl wurde mit 121 Stück ermittelt.

M. sabuleti hat eine weitere ökologische Amplitude als *M. schenki* und tritt auch in stärker vergasteten Bereichen auf. Beim Fehlen von *M. schenki* können *M.-sabuleti*-Kolonien den Erhalt von *M.-rebeli*-Populationen sichern.

Literatur

- BLAB, J. & KUDRNA, O. (1982) Hilfsprogramm für Schmetterlinge. - Greven: Kilda.
- DOLEK, M., GEYER, A. & BOLZ, R. (1998) Distribution of *Maculinea rebeli* and hostplant use on sites along the river Danube. *Journal of Insect Conservation*, **2**, 85-89.
- EBERT, G. & RENNWALD, E. (Hrsg.) (1991) Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Tagfalter volume 1 und 2. - Stuttgart: Ulmer.
- ELMES, G.W. & WARDLAW, J.C. (1982) A population study of the ants *Myrmica sabuleti* and *Myrmica scabrinodis* living at two sites in the south of England. II. Effect of above-nest vegetation. - *Journal of Animal Ecology* **51**, 665-680.
- ELMES, G.W. & THOMAS, J.A. (1987) Die Gattung *Maculinea*. Tagfalter und ihre Lebensräume. In Schweizerischer Bund für Naturschutz (Hrsg.), Basel.
- ELMES, G.W.; THOMAS, J.A. & HAMMARSTEDT, O. et al. (1994) Differences in host-ant specificity between Spanish, Dutch and Swedish populations of the endangered butterfly *Maculinea alcon* (Schiff.) (Lepidoptera). *Zoologica memorabilia* **48**, 55-68.
- ELMES, G.W.; THOMAS, J.A. & WARDLAW, J.C. (1991) Larvae of *Maculinea rebeli*, a large-blue butterfly, and their *Myrmica* host ants: wild adoption and behaviour in ant-nests. - *Journal of Zoology* **223**, 447-460.
- ELMES, G.W.; WARDLAW, J.C. & THOMAS, J.A. (1991) Larvae of *Maculinea rebeli*, a large-blue butterfly, and their *Myrmica* host ants: patterns of caterpillar growth and survival. - *Journal of Zoology* **224**, 79-92.
- GEISSLER, S. (1990) Autökologische Untersuchungen zu *Maculinea nausithous* BERGST. 1779. - Diplomarbeit, Universität Stuttgart (unveröff.). (vgl. GEISSLER-STROBEL in diesem Band; d. Hrsg.)
- GRÜNWALD, V. (1988) Auswertung faunistisch-ökologischer Bestandsaufnahmen auf Kalkhalbtrockenrasen bei Ottbergen (Kreis Höxter) unter besonderer Berücksichtigung tagaktiver Schmetterlingsarten als Beitrag zur Pflege- und Entwicklungsplanung. - Diplomarbeit, Universität-GH Paderborn, Abtlg. Höxter (unveröffentlicht).
- HEGL, G. (1906ff.) Illustrierte Flora von Mitteleuropa. 1st, 2nd u. 3rd editions, 7 Bände, z.T. in Teilbänden - München, Berlin und Hamburg.
- HOCHBERG, M.E., THOMAS, J.A. & ELMES, G.W. (1992) A modelling study of the population dynamics of a large blue butterfly, *Maculinea rebeli*, a parasite of red ant nests. *Journal of Animal Ecology* **61**, 397-409.
- HOZAK, R., MEYER, C. & SCHÜTTPELZ, E. (1996) Erfolgskontrolle auf Kalkmagerrasen in Ostwestfalen: Vegetationskundliche, blütenphänologische und faunistische Wiederholungskartierungen auf Probeflächen nach 5 Jahren. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (MURL).
- JOLLY, G.M. (1965) Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration - stochastic model. - *Biometrika* **52**, 225-47.
- JUTZELER, J. & AGOSTI, D. (1991) Abklärung von Maßnahmen zur Erhaltung von Rebel's Enzianbläuling bei Hinter Sande, Gde. Linthal GL. Forschungsbericht im Auftrag des Amtes für Umweltschutz des Kantons Glarus, 21pp.
- MARKTANNER, T. (1985) Die Bedeutung des Schwalbenwurzenzians als Futterpflanze von *Maculinea alcon* (Lep.: Lycaenidae) im oberschwäbischen Alpenvorland und die Verbreitung der Lycaenidae in diesem Raum. - *Entomol. Zeitschrift mit Insektenbörse* **95** (18): 257-263, Essen.
- MEYER, C. (1992): Zur Biologie von Bläulingen (Lepidoptera: Lycaenidae) - Lebensraum, Lebenszyklus und Beziehungen zu Ameisen - Diplomarbeit, Georg-August-Universität, Göttingen.
- Meyer-Hozak, C. (2000): Population biology of *Maculinea rebeli* (Lepidoptera: Lycaenidae) on the chalk grasslands of Eastern Westphalia (Germany) and implications for conservation. *Journal of Insect Conservation* (in Druck).
- MÜNZEL, M. & SCHUMACHER, W. (1991) Regeneration und Erhaltung von Kalkmagerrasen durch Schafbeweidung am Beispiel der "Alendorfer Kalktriften" bei Blankenheim/Eifel. - Bonner Wissenschaftliche Berichte, Serie B, **41**. Bonn.
- PORTER, K. (1992) Eggs and egg-laying. In *The ecology of butterflies in Britain* (R.L.H. Dennis, ed.) pp. 46-72. Oxford University press.
- PROJEKTGRUPPE KALKMAGERRASEN (1993) Pflege und Entwicklung der Kalkhalbtrockenrasen als Beitrag zur Kulturlandschaftspflege in Ostwestfalen (Kreise Höxter, Lippe und Paderborn). Abschlußbericht. - Unveröffentlichter Bericht im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (MURL), Höxter.
- RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1992) Richtlinie 92/43 EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen.- Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, **37** vom 30.Mai 1995.

- RETZLAFF, H. (1973) Die Schmetterlinge Ostwestfalens-Lippe und einigen angrenzenden Gebieten Hessens und Niedersachsens (Weserbergland, südöstliches Westfälisches Tiefland und östliche Westfälische Bucht). - 21. Berichte des naturwissenschaftlichen Vereins Bielefeld, pp.129-248, Bielefeld.
- SACHS, L. (1982) Statistische Methoden. 5th edition. - Berlin, Springer.
- SETTELE, J., PAULER, R., & KOCKELKE, K. (1995) Magerasennutzung und Anpassungen bei Tagfaltern: Populationsökologische Forschung als Basis für Schutzmaßnahmen am Beispiel von *Glaucopsyche arion* (Thymian-Ameisenbläuling) und *Glaucopsyche rebeli* (Kreuzenzian-Ameisenbläuling). In: BEINLICH, B. & PLACHTER, H.: Ein Naturschutzkonzept für die Kalkmagerresen der Schwäbischen Alb (Baden-Württemberg). Beihefte für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg. 83: 139-158.
- SCHWEIZERISCHER BUND FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (1987) Tagfalter und ihre Lebensräume. - Basel.
- THOMAS, J.A. (1987) The return of the Large Blue Butterfly. - British Wildlife 1: 2-13.
- THOMAS, J.A. (1991) Rare Species conservation: Case studies of European Butterflies. - In: SPELLERBERG, J.F.; GOLDSMITH, F.B. & MORRIS, M.G.: The 31th Symposium of the British Ecology Society, Southampton 1989, S. 149-197, Oxford.
- THOMAS, J.A. (1995) The ecology and conservation of *Maculinea arion* and other European species of large blue butterfly. In: PULLIN, A.S.(1995): Ecology and Conservation of Butterflies. - London: Chapman and Hall.
- THOMAS, J.A.; ELMES, G.W.; WARDLAW, J.C. & WOYCIECHOWSKI, M. (1989) Host specificity among *Maculinea* butterflies in *Myrmica* ant nests. - Oecologia 79: 452-457, Heidelberg.

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche
Räume
Permoserstraße 15
D-04318 Leipzig
Telefon 0341/235-2519
Telefax 0341/235-2534