

**Populationsökologische Untersuchungen an Zikaden (Homoptera,
Auchenorrhyncha): zum Einfluß von Habitatqualität,
Habitatgröße und Isolation auf das Vorkommen
und Überleben von Populationen**

Dissertation
zur Erlangung des Grades
"Doktor der Naturwissenschaften"
am Fachbereich Biologie
der Johannes Gutenberg-Universität
in Mainz

Robert Biedermann
geb. in München

Mainz, 1997

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	1
2. Untersuchungsgebiet	4
3. Methodik	6
3.1. Verbreitung und Qualität der potentiellen Habitate	6
3.1.1. Kartierung der Wirtspflanze <i>Brachypodium pinnatum</i>	6
3.1.2. Erhebung von Habitatparametern.....	6
3.2. Verbreitung der Arten	7
3.2.1. Zikadenfauna der <i>Brachypodium pinnatum</i> -Bestände	7
3.2.2. <i>Adarrus multinotatus</i>	7
3.2.3. <i>Neophilaenus albipennis</i>	8
3.2.4. <i>Ribautodelphax pungens</i>	8
3.3. Dichtermittlung	9
3.3.1. Saugmethode	9
3.3.2. Leerfangmethode.....	9
3.4. Fang-Wiederfang-Experimente	9
3.4.1. Markierungsmethode.....	9
3.5. Untersuchungen an <i>Neophilaenus albipennis</i>	11
3.5.1. Verteilung der Larven	11
3.5.1.1. Kartierung der Larven	11
3.5.1.2. Phänologie der Larven	11
3.5.2. Mikroklima-Messungen	12
3.5.3. Ermittlung der Mortalität der Larven.....	12
3.5.3.1. Blattkäfige	12
3.5.3.2. Individuelle Markierung.....	13
3.6. Statistische Auswertung	14
3.6.1. Inzidenz-Kurven.....	14
3.6.2. Analyse der Verbreitung	14
3.6.3. Populationsgrößenschätzung.....	15
4. Ergebnisse	16
4.1. Charakterisierung der <i>Brachypodium pinnatum</i>-Bestände	16
4.1.1. Habitateigenschaften	16
4.1.2. Zikadenfauna.....	19
4.2. Vergleichende Untersuchungen	22
4.2.1. Verbreitung, Habitatanspruch und Populationsgrößen	22
4.2.1.1. <i>Adarrus multinotatus</i>	22

4.2.1.2. <i>Neophilaenus albipennis</i>	25
4.2.1.3. <i>Ribautodelphax pungens</i>	26
4.2.2. Flächenanspruch.....	28
4.3. Untersuchungen an <i>Neophilaenus albipennis</i>	30
4.3.1. Habitatmodell	30
4.3.1.1. Analyse der Verbreitung	30
4.3.1.2. Vegetationsstruktur und Mikroklima	33
4.3.2. Populationsbiologie.....	35
4.3.2.1. Phänologie.....	35
4.3.2.2. Verteilung der Larven	38
4.3.2.2.1. Dichte	38
4.3.2.2.2. Verteilung im Habitat.....	38
4.3.2.2.3. Aggregation in den Schaumballen	39
4.3.2.2.4. Höhenverteilung an der Wirtspflanze	41
4.3.2.3. Lebensstafel	41
4.3.3. Mobilität und Isolation.....	45
4.3.4. Populationsdynamik	48
4.3.5. Metapopulationsdynamik	50
4.3.6. Modell zur Überlebensfähigkeit kleiner Populationen.....	61
4.3.6.1. Modellparameter	61
4.3.6.2. Modellablauf	63
4.3.6.3. Modellergebnisse	66
5. Diskussion	69
5.1. Vergleichende Untersuchungen	69
5.1.1. Habitatanspruch.....	71
5.1.2. Flächenanspruch.....	72
5.1.3. Isolation.....	73
5.2. Untersuchungen an <i>Neophilaenus albipennis</i>	74
5.2.1. Populationsbiologie.....	74
5.2.2. Populationsdynamik	77
5.2.3. Metapopulationsdynamik	79
5.2.4. Überlebensfähigkeit	80
5.3. Naturschutzrelevanz	82
6. Zusammenfassung	84
7. Litatur	86
Danksagung	103
Lebenslauf.....	104
Anhang

1. Einleitung

Weltweit ist ein starker Rückgang der Tier- und Pflanzenarten zu verzeichnen (MORRIS 1995). Eine der Ursachen für diesen Rückgang der Biodiversität ist, neben der Verschlechterung der Qualität der Habitate, die zunehmende Fragmentierung der Landschaften, wodurch die Habitate kleiner werden oder verschwinden und auch die Verbindungen zu anderen Habitaten unterbrochen werden (z.B. ANDRÉN 1994, HENLE & STREIT 1990, WILCOVE et al. 1986). Das Aussterben von Tier- und Pflanzenarten beschränkt sich jedoch nicht nur auf die tropischen Regionen, auch in Deutschland sind in den letzten Jahrzehnten eine Reihe von Tier- und Pflanzenarten ausgestorben. Ein hoher Prozentsatz der heimischen Arten gilt als gefährdet (KAULE 1991).

In Deutschland besonders gefährdete Biotope sind Magerrasen (RIECKEN et al. 1994) mit einer großen Zahl von Tier- und Pflanzenarten, die auf diesen Biototyp beschränkt sind. Die Roten Listen weisen häufig einen sehr hohen Anteil der Arten als Magerrasenbewohner aus (z.B. GEYER & BÜCKER 1992, WITSACK 1995).

Die Zikaden sind eine dominante Tiergruppe in Rasen-Ökosystemen und erreichen hohe Arten- und Individuenzahlen (CURRY 1994). Etwa 20 % der in Deutschland vorkommenden Zikadenarten leben ausschließlich in Trocken- und Halbtrockenrasen.

Durch ihre Ernährungsweise als Pflanzensaftsauger weisen die Zikaden eine hohe Bindung an ihre Wirtspflanze auf. Sie dient als Nahrungsressource, die durch Saugen an Phloem, Xylem oder Mesophyllzellen ausgebeutet wird. Viele Zikadenarten sind mono- oder oligophag (COBBEN 1987). Weiter dient die Wirtspflanze häufig als Eiablagesubstrat, wobei es Arten gibt, die auch hierzu an bestimmte Pflanzenarten gebunden sind. Bei der Kommunikation der Zikaden dient die Wirtspflanze als Überträgermedium der Signale (MICHELSEN et al. 1982).

Insgesamt liegt eine Reihe von faunistischen Untersuchungen an Zikaden auf Magerassen vor (BORNHOLDT & REMANE 1993, KUNTZE 1937, MARCHAND 1953, MÜLLER 1978, POST-PLANGG & HOFFMANN 1982, REMANE 1987, SCHIEMENZ 1969, SCHWOERBEL 1957). Eine zusammenfassende Bearbeitung der Zikadenfauna von Magerrasen liegt bisher nur aus Ostdeutschland vor (SCHIEMENZ 1969). Die Eignung der Zikaden als Bioindikatoren in der Landschaftsbewertung wurde von HILDEBRANDT (1990a) gezeigt. Populationsökologische Untersuchungen an Magerrasenarten fehlen in Deutschland bisher weitgehend.

Populationsökologische Daten bilden jedoch die Grundlage für die Einschätzung der Überlebensfähigkeit von Populationen in einer fragmentierten Landschaft. Tierarten sind in einer derartigen Landschaft mit einem Satz von Habitatinseln (patches) konfrontiert, die sich durch unterschiedliche Qualität, Flächengröße und Isolation auszeichnen. Die Population in einer derartigen Landschaft ist häufig in Teilpopulationen aufgetrennt, die durch Austausch miteinander verbunden sind. Die Population ist strukturiert und kann eine Metapopulation ausbilden (HANSKI & GILPIN 1991). In einer Metapopulation kommt es zum Aussterben von Teilpopulationen und zur Wiederbesiedlung von Habitatinseln. Bei zunehmender Fragmentierung können die

Verbindungen zwischen den Teilpopulationen abreißen, das Aussterberisiko kann sich erhöhen und die genetische Struktur der Populationen sich verändern (SEITZ 1995).

Im Vergleich zu den Wirbeltieren, liegen bisher nur wenige Studien zur Metapopulationsdynamik an Wirbellosen vor. Am besten untersucht sind die Schmetterlinge (z.B. HARRISON et al. 1988, HANSKI et al. 1994, 1995a, 1996c, THOMAS et al. 1992, THOMAS & HARRISON 1992). Weiter liegen Untersuchungen an Heuschrecken (GRIMM et al. 1994, KINDVALL 1996), Käfern (WHITLOCK 1992), Zweiflüglern (EBER & BRANDL 1996), Schnecken (AKÇAKAYA & BAUR 1996) und Spinnen (SCHOENER 1991) vor. Untersuchungen an Zikaden fehlen bisher.

Die Zikaden mit ihrer z.T. sehr hohen Wirtspflanzenspezifität sind jedoch hervorragende Untersuchungsobjekte zum Studium von Metapopulationsdynamik. Bei monophagen Arten lassen sich die potentiellen Habitate exakt abgrenzen. Ein Vorkommen außerhalb der Wirtspflanzenbestände ist nicht möglich.

Die vorliegende Untersuchung soll klären, welche Populationsstruktur bei den ausgewählten Zikadenarten vorliegt und welcher Dynamik diese unterliegt. Grundlage für eine derartige Analyse ist die Erstellung von Habitatmodellen für diese Arten. Weiter soll die Bedeutung der Habitatinseln für das Vorkommen der Arten in Abhängigkeit von der Flächengröße bestimmt werden. Um die Ausbreitungsfähigkeit abzuschätzen, soll die Mobilität gemessen werden. Außerdem ist zu klären, ob in der untersuchten Landschaft Isolationsphänomene die Verbreitung der Arten beeinflussen. Eine Anpassung an vorhandene theoretische Metapopulationsmodelle soll Aussagen über die Struktur und Dynamik der Metapopulationen liefern.

Zu einer Einschätzung der Überlebensfähigkeit von Populationen sind, neben Informationen zur Habitatqualität und zur räumlichen und zeitlichen Verteilung der Habitate und Populationen, auch solche zur Populationsbiologie wesentlich. An einer ausgewählten Art soll die Erstellung einer Lebensstafel die nötigen Grundlagen für ein individuenbasiertes Computermodell zur Überlebensfähigkeit von Populationen liefern. Dabei müssen auch dessen Möglichkeiten und Grenzen, sowie dessen Abhängigkeit von Populationsparametern aufgezeigt werden.

Als Untersuchungsobjekt wurde eine Gilde dreier Zikaden gewählt, die im Untersuchungsgebiet monophag an Fiederzwenke *Brachypodium pinnatum* (L.) P.B. leben. Diese Gilde setzt sich zusammen aus der Zwergzikade (Cicadellidae) *Adarrus multinotatus* (BOHEMAN, 1847), der Schaumzikade (Cercopidae) *Neophilaenus albipennis* (FABRICIUS, 1798) und der Spornzikade (Delphacidae) *Ribautodelphax pungens* (RIBAUT, 1953). Zur intensiveren populationsbiologischen Untersuchung wurde die Schaumzikade *Neophilaenus albipennis* ausgewählt.

Die Zwergzikade *Adarrus multinotatus* überwintert als Ei und entwickelt zwei Generationen im Jahr. Die Körperlänge beträgt 2,5 bis 3,5 mm. Sie zeigt einen deut-

lichen Flügeldimorphismus. Die Art kommt hauptsächlich in Trocken- und Halbtrockenrasen vor (SCHIEMENZ 1969), findet sich aber auch in lichten Wäldern falls die Wirtspflanze dort vorkommt (NICKEL 1994). Die Art ist in Europa überall außer dem hohen Norden und Südeuropa weit verbreitet. Im Osten erstreckt sich das Areal bis Sibirien. Außerdem wird die Art aus Nordafrika angegeben (OSSIANNLISSON 1983).

Die Spornzikade *Ribautodelphax pungens* entwickelt ebenfalls zwei Generationen pro Jahr und überdauert den Winter als Larve. Mit einer Körpergröße von 2,0 bis 2,5 mm ist sie die kleinste der hier ausgewählten Arten. Sie zeichnet sich durch einen ausgeprägten Flügeldimorphismus aus. Eine Besonderheit ist auch das Auftreten von Parthenogenese (DEN BIEMAN 1988c). Die Art wurde intensiv hinsichtlich Wirtspflanzen (DEN BIEMAN 1987a), Bioakustik (DEN BIEMAN 1986, 1987b, DE WINTER & ROLLENHAGEN 1990) und Genetik (DEN BIEMAN 1988a, 1988b, DEN BIEMAN & EGGERS-SCHUMACHER 1987) untersucht. *R. pungens* ist ein stenotoper Trockenrasenbewohner (SCHIEMENZ 1969, SCHWOERBEL 1956) und ist von Spanien bis Polen und von Griechenland bis Deutschland verbreitet. *R. pungens* erreicht im Untersuchungsgebiet den Nordrand seines Areals (SCHIEMENZ 1969).

Die Schaumzikade *Neophilaenus albipennis* überwintert als Ei und ist univoltin. Die Körperlänge beträgt 4,5 bis 6,5 mm. Im Gegensatz zu den Phloem-Saugern *A. multinotatus* und *R. pungens*, saugen sowohl die Larven als auch die Imagines am Xylem, wie alle Schaumzikaden (HORSFIELD 1978, KUENZI & COPPEL 1985, THOMPSON 1994, WIEGERT 1964b, WILLIAM & ANANTHASUBRAMANIAN 1991). Die Larve lebt, daher der deutsche Name Schaumzikaden, in einem selbsterzeugten Schaumballen, der sie vor Feinden und dem Austrocknen schützt (WHITTAKER 1970). *N. albipennis* ist von Frankreich bis Westsibirien und von Nordafrika bis Mitteleuropa außer den Norden verbreitet und wird in Sachsen-Anhalt als potentiell gefährdet eingestuft (WITSACK 1995).

2. Untersuchungsgebiet

Das etwa 17 km² umfassende Untersuchungsgebiet liegt in der Porphyrhügellandschaft im Unteren Saaletal nördlich von Halle und ist Teil des Mitteldeutschen Trocken- gebiets (Abbildung 1). Die Höhenlage reicht von etwa 70 bis 100 m Meereshöhe. Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Regenschatten des Harz, weist eine durchschnittliche jährliche Niederschlagsmenge von 458 mm (1961-1990) auf (Klimastation der Agrarmeteorologischen Beratungs- und Forschungsstelle, Halle-Kröllwitz) und gehört damit zu den niederschlagsärmsten Gebieten Deutschlands. Die durchschnittliche Jahrestemperatur liegt bei 9,1 °C.

Kennzeichnend für die Porphyrlandschaft sind Hügel mit Trocken- und Halbtrockenrasenvegetation inmitten intensiv genutzter Ackerflächen. Mehr als 200 dieser Hügel sind über das Gebiet verteilt. Sie sind aufgebaut aus Oberem und Unterem Halleschen Porphy (SCHWAB 1963/1964), sowie entlang einer Verwerfung aus Zechstein-Kalk. Im Norden und Süden des Untersuchungsgebiets finden sich größere Hänge und Felsformationen z.T. anthropogenen Ursprungs.

Das Untersuchungsgebiet liegt in der Schwarzerde-Region des Harzvorlandes, entstanden durch Sedimentation einer Lößdecke. Als charakteristische Bodentypen der Trockenstandorte treten bei fehlender Lößdecke aufgrund anstehenden Gesteins Rohböden, Ranker und flachgründige Braunerden auf. Auf den Zechsteinkalken finden sich Rendzinen (ALTERMANN & MAUTSCHKE 1972). In Senken und Mulden, sowie am Unterhang, sind auf den Hügeln und den großen Hängen häufig flachgründige Schwarzerden ausgebildet.

Eine Erfassung der Biotoptypen in der Porphyrhügellandschaft (KUHN et al. im Druck) ergab einen Flächenanteil von Äckern und Grünland von 73 %. Die Magerrasen auf den in die Äcker eingestreuten Hügeln und auf größeren Hängen im Norden und Süden des Gebiets bedecken etwa 5 % der Landschaft. Größere Wälder fehlen, nur kleine Wäldchen und Gehölze mit einem Anteil von 5 % sind zu finden.

Eine gute Beschreibung der Vegetation der Trockenstandorte gibt MAHN (1957). Die Vegetationskomplexe dort sind zusammengesetzt aus Felsgesellschaften, atlantischen Zwergstrauchheiden, subkontinentalen Trocken- und Halbtrockenrasen, sowie wärme liebenden Ruderalgesellschaften. Insgesamt wurden auf den Hügeln 50 verschiedene Pflanzengesellschaften nachgewiesen (MAHN & PARTZSCH 1996). Dominierende Pflanzengesellschaften auf den Hügeln sind das Thymo-Festucetum cinerae MAHN 1965, das Euphorbio-Callunetum SCHUBERT 1960, das Galio-Agrostidetum MAHN 1965, das Helictotrichetum pratensis MAHN 1965 und das Festuco-Brachypodietum pinnati MAHN 1965.

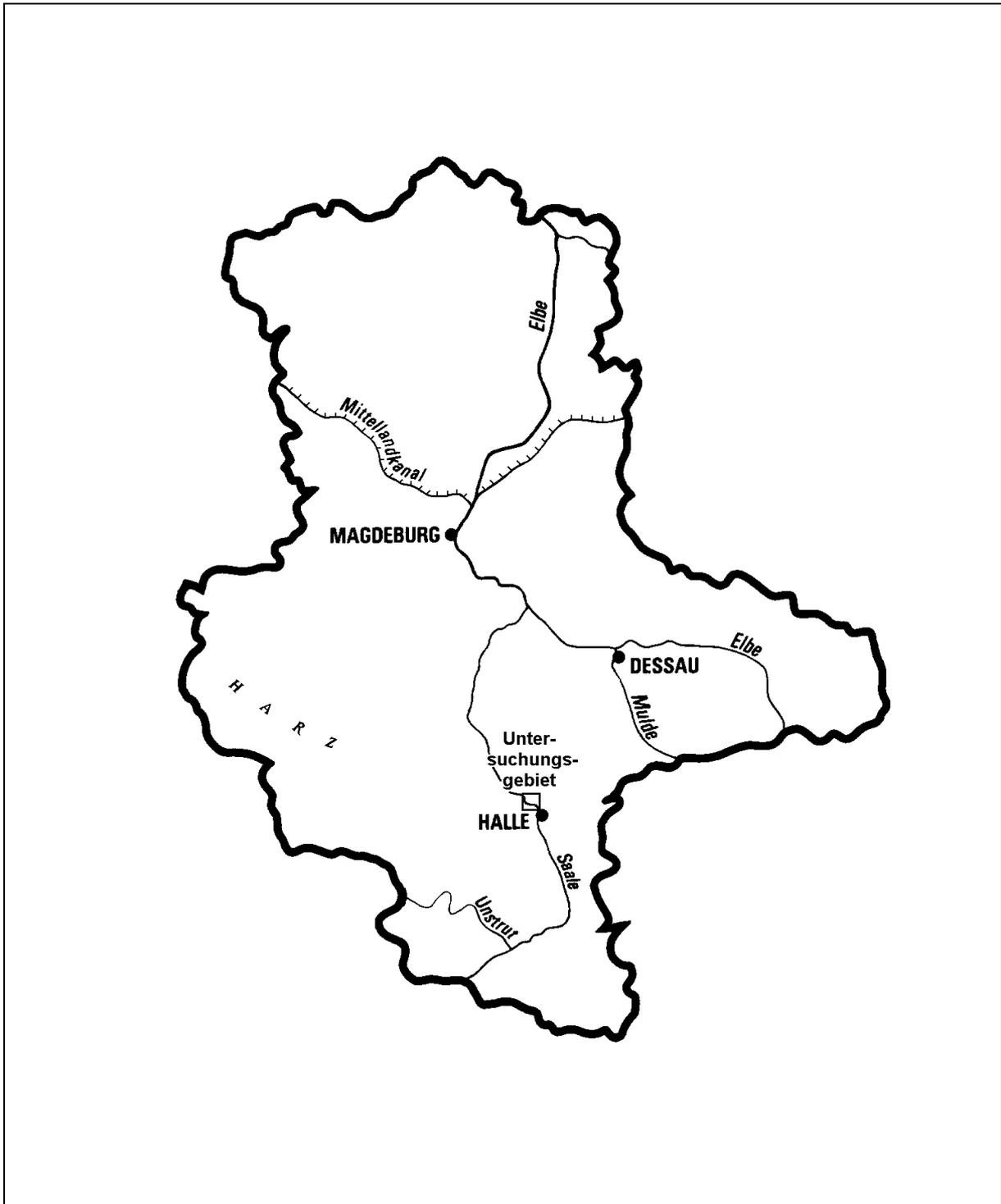


Abbildung 1: Lage des Untersuchungsgebiets in Sachsen-Anhalt

3. Methodik

3.1. Verbreitung und Qualität der potentiellen Habitate

3.1.1. Kartierung der Wirtspflanze *Brachypodium pinnatum*

Zur Erfassung der potentiellen Habitate der drei an *Brachypodium pinnatum* lebenden Zikaden wurden alle Bestände der Wirtspflanze im 17 km² großen Untersuchungsgebiet kartiert. Durch das Auftreten von *B. pinnatum* in distinkten Flecken, zurückzuführen auf das Wachstum über Ausläufer, ist die Abgrenzung der einzelnen Flächen sehr gut möglich.

Kartierungsgrundlage waren CIR-Luftbilder (Hansa Luftbild, Befliegung vom 2. Juli 1993) im Maßstab 1:5000. Die Geländebegehung erfolgte im Herbst 1993 und Frühjahr 1994, da sich *B. pinnatum* im trockenen Zustand optisch noch besser erfassen läßt. Jeder gefundene Bestand von *B. pinnatum* wurde in das Luftbild eingezeichnet. Zwei Flächen wurden als getrennt betrachtet, wenn die kürzeste Distanz zwischen beiden mehr als 5 m betrug. Die Flächengröße wurde durch Abmessen mit einem Bandmaß ermittelt. Flächen ab 1000 m² wurden nicht im Freiland vermessen, sondern in die Luftbilder eingezeichnet und anschließend dort vermessen. Die Flächen wurden mit dem Kürzel Br und einer fortlaufenden Nummer bezeichnet.

3.1.2. Erhebung von Habitatparametern

Von allen 506 Flächen wurden folgende Habitatparameter erhoben: Hangneigung, Exposition, geologischer Untergrund, Beschattung und Deckung von *Brachypodium pinnatum*. Die Hangneigung wurde mit Hilfe eines Hangneigungsmessers in Grad Abweichung von der Horizontalen gemessen.

Die Exposition der Flächen wurde mit einem Kompaß bestimmt und die Werte anschließend in ordinalskalierte Klassen umgerechnet (siehe Tabelle 1), wobei Nordexposition der niedrigsten und Südexposition der höchsten Klasse zugordnet wurde.

Der geologische Untergrund der Flächen wurde unterschieden in Porphyry und Zechsteinkalk und in der Analyse als kategoriale Variable behandelt.

Tabelle 1: Umrechnung der gemessenen Exposition in Klassenwerte.

Exposition	Klasse
Nord	0
Nord-West, Nord-Ost	1
West, Ost	2
Süd-West, Süd-Ost	3
Süd	4

Die Beschattung der Flächen durch Bäume und Sträucher wurde qualitativ erhoben und ordinalskaliert (siehe Tabelle 2), wobei die Beschattung während der Mittagsstunden zugrunde liegt.

Tabelle 2: Umrechnung der beobachteten Beschattung in Klassenwerte.

Beschattung	Klasse
ohne	0
marginal	1
halb	2
voll	3

Die Deckung von *B. pinnatum* wurde in 10 zufällig in der Fläche verteilten 0,5 x 0,5 m großen Rahmen erhoben. Geschätzt wurde in 10 %-Schritten, wobei Pappquadrate definierten Deckungsinhalts als Schätzhilfe dienten. Aus den 10 Stichproben wurde der Median berechnet.

3.2. Verbreitung der Arten

3.2.1. Zikadenfauna der *Brachypodium pinnatum*-Bestände

In den Jahren 1993 und 1994 wurden die *Brachypodium pinnatum*-Bestände intensiv befangen. Insgesamt liegen von 82 Flächen Zikadennachweise vor. Die Fangtermine verteilten sich jeweils über das ganze Jahr, wobei z.T. nur an einem Tag im Jahr gefangen werden konnte. Die Bestimmung erfolgte mit Hilfe von DELLA GIUSTINA (1989), LEQUESNE (1960, 1965, 1969), LEQUESNE & PAYNE (1981), OSSIANNILSSON (1978, 1981, 1983), RIBAUT (1936, 1952) und Originalarbeiten. Die Nomenklatur richtet sich nach REMANE & FRÖHLICH (1994). Die Angaben zu den Wirtspflanzen erfolgen nach DEN BIEMAN (1987a), LEQUESNE & PAYNE (1981), NICKEL (1994), OSSIANNILSSON (1978, 1981, 1983), REMANE & WACHMANN (1993), SCHIEMENZ (1987,1988,1990), SCHIEMENZ et al. (1996) und eigenen Beobachtungen.

3.2.2. *Adarrus multinotatus*

Die 506 Bestände von *Brachypodium pinnatum* wurden vom 7. Juni bis 28. Juni 1994 - zu dieser Zeit erscheinen die Tiere der 1. Generation - mit einem Kescher (Ø 30 cm) befangen. Die Flächen wurden in diesem Zeitraum ein- bis dreimal aufgesucht und an jedem Fangtag jeweils die gesamte Fläche abgekeschert. Falls kein Tier von *A. multinotatus* nachgewiesen werden konnte, wurde dieses Verfahren zweimal wiederholt. Als positiver Nachweis zählte der Fang von mindestens einem Männchen und einem Weibchen. Es galt dadurch auszuschließen, daß ein einzelnes Tier von anderen

Flächen z.B. an der Kleidung oder dem Kescher mit verschleppt wurde. Außerdem bedeutet das Auftreten eines Paares, daß Reproduktion in der Fläche potentiell stattfinden kann. Eine Art in einer Fläche nachzuweisen ist relativ einfach, wesentlicher schwieriger ist der Nichtnachweis. Trotz intensiven Befangens einer Fläche ist nie ganz auszuschließen, daß die Art übersehen wurde, weil sich z.B. nur wenige Individuen in der Fläche befinden. Durch das oben geschilderte Verfahren wird aber eine sehr hohe Wahrscheinlichkeit erreicht, daß bei einem Nichtnachweis die Fläche auch wirklich von der Art nicht besetzt ist. Für die durchgeführten Analysen dürfte der eventuell verbleibende Fehler in den Nachweisen keinen wesentlichen Einfluß auf die Ergebnisse haben.

3.2.3. *Neophilaenus albipennis*

Um *Neophilaenus albipennis* in den Untersuchungsflächen nachzuweisen wurden vom 12. Juni bis 21. Juli 1994 alle 506 Flächen nach der in Kapitel 3.2.2. beschriebenen Methode befangen. Als Kriterium diente auch hier der Fang eines Paares. Lediglich einmal konnte in einer Fläche nur ein einzelnes Tier gekeschert werden.

Im Jahr 1995 wurden vom 24. Juni bis 14. Juli die 90 Flächen in denen 1994 die Art nachgewiesen wurde, erneut auf das Vorkommen der Art untersucht. Von den 1994 unbesetzten Flächen wurden 50 zufällig ausgewählt und ebenfalls in diesem Zeitraum befangen. Zusätzlich zu der 1994 angewandten Nachweismethode wurde 1995 vom 16. Mai bis 31. Mai in den Flächen nach Larvenschaumballen gesucht. Mit beiden Methoden wurden übereinstimmende Ergebnisse erzielt.

3.2.4. *Ribautodelphax pungens*

Um das Vorkommen von *Ribautodelphax pungens* zu erfassen, wurden im Zeitraum vom 7. Mai bis 18. Mai 1994 (1. Generation) nach der in Kapitel 3.2.2. beschriebenen Methode 73 Flächen untersucht und zusätzlich zu den Kescherfängen in den Flächen die Wirtspflanze direkt abgesucht. Diese Art kann im Freiland nicht von anderen im Untersuchungsgebiet vorkommenden Arten aus der Gattung *Ribautodelphax* unterschieden werden. Deshalb wurden die gefangenen Tiere abgetötet und im Labor bestimmt. Da sich nur die Männchen anhand von Genital-Merkmalen bestimmen lassen, galt hier der Fang eines Männchens als positiver Nachweis.

3.3. Dichteermittlung

3.3.1. Saugmethode

Zur Ermittlung der Dichte von Zikaden wird häufig die Saugmethode eingesetzt (HENDERSON & WHITAKER 1977, PETER 1978, REMANE 1958, WALOFF & THOMPSON 1980). Sie liefert direkt die Dichte der leergefangenen Fläche. Dabei ist das Abgrenzen der Flächen entscheidend, um ein Entweichen der Tiere zu verhindern. Hierzu wurde ein Biozönometer mit einer Grundfläche von 0,25 m² schnell in die Vegetation gesetzt. Das Biozönometer wurde, nach dem Schätzen der Deckung der Gesamtvegetation und der einzelnen Pflanzenarten, mit einem D-Vac leergesaugt. Die Saugzeit betrug zweimal 15 min mit 10 min Pause dazwischen. Pro Fangtag wurden 8 Stichproben genommen und die Proben mit den Tieren im Freiland mit Essigsäureethylester begiftet und im Labor ausgelesen. Die Saugmethode wurde 1993 in Fläche Br 2, sowie in einer Fläche außerhalb des Untersuchungsgebiets eingesetzt.

3.3.2. Leerfangmethode

Eine weitere Methode zur Dichteermittlung von Zikaden ist die Leerfangmethode (ANDRZEJEWSKA 1966, PETER 1978). Sie beruht darauf, daß bei mehrmaligem hintereinander erfolgreichem Befangen einer Fläche die Zahl der jeweils gefangenen Tiere abnimmt. Aus dem Verlauf der Abnahme läßt sich dann auf die Gesamtindividuenzahl extrapolieren (PETER 1978). Dazu wurde der gesamte *Brachypodium pinnatum*-Bestand mit einem Kescher (Ø 30 cm) in regelmäßigen Schleifen 10 mal hintereinander befangen, bei sehr kleinen Flächen 20 mal. Die Zahl der in jedem Durchgang gefangenen Tiere wurde gegen die Zahl der insgesamt vor diesem Durchgang gefangenen Tiere aufgetragen und anschließend die Regressionsgerade berechnet und aufgetragen. Am Schnittpunkt der Abszisse mit der Regressionsgeraden wurde die Gesamtindividuenzahl abgelesen. Durch Division der ermittelten Gesamtindividuenzahl durch die Größe der Fläche erhält man die Dichte. Die Leerfangmethode wurde 1994 bei *Adarrus multinotatus* in 14 Flächen angewendet. Die Flächen wurden im Juni (1. Generation) innerhalb einer Woche befangen, um die Vergleichbarkeit zu gewährleisten.

3.4. Fang-Wiederfang-Experimente

3.4.1. Markierungsmethode

Die Voraussetzung für Fang-Wiederfang-Experimente ist die Markierung von Tieren. Bei der Schaumzikade *Neophilaenus albipennis* wurde die individuelle Markierung (vgl. BIEDERMANN 1995) eingesetzt. Dazu wurden Tiere auf den Versuchsflächen mit

dem Kescher gesammelt, in große Glasröhrchen überführt und anschließend einzeln auf eine weiche Unterlage (Leinentuch) geschüttelt, sofort mit einem Stück Gaze bedeckt und auf der Unterlage durch vorsichtiges Spannen der Gaze fixiert. Nun konnten die Tiere durch die Gaze hindurch markiert werden. Verwendet wurden feine, verschiedenfarbige Lackstifte (Fa. Edding Nr. 780), womit sich die Farbe in sehr kleinen Punkten auf die Tiere aufbringen läßt.

Um eine ausreichend hohe Anzahl von Tieren individuell markieren zu können, wurde ein Farbkode entwickelt, der durch die Kombination von drei verschiedenen Farben die Nummern von 1 bis 9, 10 bis 90 bzw. 100 bis 900 ermöglicht. Hierzu werden auf den beiden Vorderflügeln je zwei Farbpunkte angebracht. Auf dem rechten Vorderflügel werden die Einer, auf dem linken Vorderflügel die Zehner und auf dem Pronotum die Hunderter codiert. Da auf dem Pronotum nur ein Farbpunkt angebracht werden konnte, mußte zur Kodierung der Hunderter auf dem rechten Vorderflügel ein dritter Farbpunkt angebracht werden.

Nach der Markierung wurden die Tiere wieder am Fangort ausgelassen. Dazu wurde auf den Versuchsflächen vorher ein Raster ausgepflockt und die Tiere wieder in der Mitte des Rasterfelds ausgesetzt, in dem sie gefangen wurden.

Aufgrund der schonenden Fixierung wurden keine Verluste während des Markierungsverfahrens beobachtet. Es war in vielen Fällen sogar möglich, sich in Kopula befindende Tiere zu markieren und wieder auszusetzen, ohne daß sich die Partner voneinander lösten. Das mehrmalige Absuchen nach toten Tieren an den Aussetzungsorten erbrachte keinen Hinweis auf eine eventuelle Toxizität der verwendeten Farben.

Die längste beobachtete Zeitspanne zwischen dem ersten Fang und dem letzten Wiederfang, bzw. der letzten Beobachtung eines Individuums betrug 54 Tage. Bei Tieren, welche die Markierung sehr lange trugen, waren keine Abnutzungerscheinungen der Farbe feststellbar. Auch traten keine "unsinnigen" Farbkombinationen auf, die auf einen teilweisen Farbverlust hinweisen würden.

3.4.2. Untersuchungsflächen und -zeiträume

Zur Ermittlung von Mobilität und Populationsgrößen von *Neophilaenus albipennis* wurde der Fang-Wiederfang 1994 in 26 Flächen durchgeführt, wobei in fünf Flächen Tiere markiert wurden und in allen nach Tieren gekeschert wurde (vgl. Abbildung 19, S. 47). So sollte ein etwaiger Austausch zwischen den Teilpopulationen nachgewiesen werden. Der Fang-Wiederfang zur Berechnung der Populationsgröße wurde in vier Flächen durchgeführt und erfolgte zur Zeit der höchsten Individuendichte an fünf bis sieben Fangtagen vom 11. bis 21. Juni 1994.

Im Jahr 1995 wurde die Markierung auf Br 2 durchgeführt, aber alle auch schon 1994 bearbeiteten Flächen abgekeschert, um eine eventuelle Auswanderung aus Br 2 feststellen zu können. Der Zeitraum erstreckte sich in diesem Jahr über die ganze Adultsaison. Auf Br 2 wurde ein 4 x 4 m Raster ausgepflockt, um die Mobilität innerhalb des Habitats zu messen.

3.4.3. Berechnung der Mobilität

Beim Fang-Wiederfang im Jahr 1995 in Br 2 wurde die Mobilität aus den Wiederfängen berechnet. Die Tiere wurde nach dem Markieren in der Mitte des jeweiligen Rasterfeldes wieder ausgesetzt, somit stellt die Mitte den Bezugspunkt bei der Berechnung der Entfernungen dar. Betrachtet man die Strecke zwischen den beiden am weitesten entfernt liegenden Fangpunkten, so erhält man die maximal zurückgelegte Entfernung in Luftlinie. Die nachweisbare Entfernung steigt mit der Zahl der Wiederfänge. Je öfter ein Tier wiedergefangen wird, desto größer wird die Entfernung sein, die nachgewiesen wird.

Die von einem Individuum in der gesamten Lebensspanne zurückgelegten Strecke ergibt sich durch Addition der Entfernungen zwischen allen Wiederfängen des Individuums. Sie ist allgemein höher als die Entfernung in Luftlinie und dürfte noch stärker von der Zahl der Wiederfänge eines Individuums abhängen.

3.5. Untersuchungen an *Neophilaenus albipennis*

3.5.1. Verteilung der Larven

3.5.1.1. Kartierung der Larven

Die Verteilung der Larven wurde 1995 in den beiden Flächen Br 2 und Br 498 durch Suche nach Schaumballen ermittelt. Insgesamt wurde bei 368 Schaumballen die darin befindliche Zahl der Larven und deren Entwicklungsstadium registriert. Die Bestimmung der Larven erfolgte nach VILBASTE (1982), und zu Vergleichszwecken wurden Larven von *Neophilaenus albipennis* im Labor bis zum Adultstadium gehalten. Bei der Berechnung der Aggregation der Larven wurde für jedes Individuum angegeben, wieviele Larven insgesamt im Schaumballen sitzen. Bei 257 Larven wurde die Höhe der Vegetation am Fundort, die Position des Schaumballens am Halm von *Brachypodium pinnatum* und die Länge des Halms gemessen. Zusätzlich wurde, als unabhängiger Vergleich, am 21. Mai die Vegetationshöhe zufallsverteilt in Br 2 gemessen.

3.5.1.2. Phänologie der Larven

Um die Phänologie der Larven zu erfassen wurde im Abstand von wenigen Tagen der Anteil der einzelnen Larvenstadien unter Verwendung der Quadratmethode gemessen. Diese Methode dient zur Dichteermittlung von Schaumzikaden (PETER 1978, MARTIN et al. 1995, WHITTAKER 1965a, 1965b, WIEGERT 1964a). In einem Rahmen von 0,5 x 0,5 m wurden die Schaumballen erfaßt und Anzahl und Entwicklungsstadium der darin lebenden Larven aufgenommen. Auf den Flächen Br 2 und Br 498 wurden 1995 pro

Untersuchungstag sechs Stichproben erhoben, die zufällig in der Fläche verteilt wurden. Aufgrund ihrer sehr geringen Größe werden bei der Suche nach den Schaumballen die jüngerer zum Teil übersehen, die Dichte der jüngeren Stadien wird also unterschätzt (vgl. WHITTAKER 1965a).

3.5.2. Mikroklima-Messungen

Die Larven von *Neophilaenus albipennis* leben sehr sessil in ihren Schaumballen an der Wirtspflanze. Um das Mikroklima an den Larvenaufenthaltorten zu messen, wurden Mini-Datenlogger (Typ Celsi-Pick und Humi-Pick, Fa. Spirig, Rapperswil, Schweiz) eingesetzt. Gemessen wurde in Br 2 die relative Luftfeuchtigkeit und die Lufttemperatur in 2 cm Höhe. In diesem Höhenbereich sitzen auch die Larven in ihrem Schaumballen (vgl. Tabelle 21, S. 41). Gleichzeitig wurde an zufällig ausgewählten Punkten in der Fläche ebenfalls in 2 cm Höhe die relative Luftfeuchtigkeit und die Lufttemperatur gemessen.

Es wurden Temperaturmessungen in einer Frostnacht (21. Mai 1995) und Luftfeuchtigkeitsmessungen an zwei Sonnentagen (8. Mai und 24. Mai 1995) durchgeführt und aus den alle 9 Minuten und 36 Sekunden aufgezeichneten Werten die Stundenmittelwerte berechnet.

3.5.3. Ermittlung der Mortalität der Larven

3.5.3.1. Blattkäfige

Zur Bestimmung der Mortalität der einzelnen Larvenstadien unter Ausschluß von Feinden wurden in der Untersuchungsfläche gefangene Tiere in Blattkäfige (vgl. HALKKA et al. 1967) gebracht. Diese bestehen aus zwei Holzrahmen (außen 10 x 10 cm, innen 8 x 8 cm) mit feiner Gaze-Bespannung (Abbildung 2). Zwischen diesen beiden Rahmen befinden sich zwei Schaumstoffrahmen derselben Größe. Die Blattkäfige wurden an der Wirtspflanze befestigt, indem die Halme und Spreiten zwischen die beiden Schaumstoffrahmen geklemmt und die Blattkäfige verschlossen wurden. Durch die Elastizität des Schaumstoffs wird ein relativ störungsfreies Weiterwachsen der Wirtspflanze gewährleistet, aber gleichzeitig ein Entweichen der Tiere verhindert.

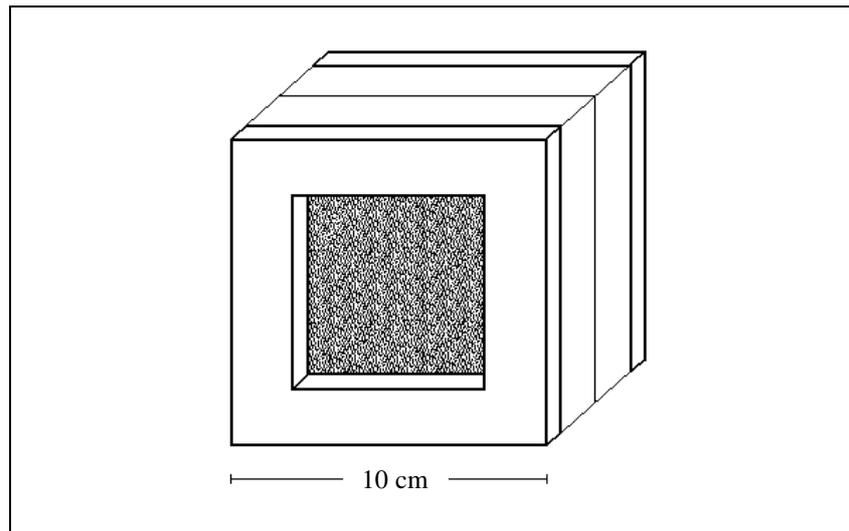


Abbildung 2: Blattkäfig.

In die installierten Blattkäfige wurden jeweils bis zu drei Larven eingesetzt. Die Blattkäfige wurden im Abstand von fünf bis zehn Tagen kontrolliert und Anzahl und Entwicklungsstadium der Larven festgehalten. Zusätzlich wurde die Mortalität bei der Entwicklung des letzten Larvenstadiums zur Imago mit dieser Methode ermittelt.

Aus den Blattkäfigen sind Feinde ausgeschlossen. Der Vergleich mit den Ergebnissen der individuellen Markierung erlaubt die Quantifizierung des Feinddrucks auf die Larven. Als eine mögliche Fehlerquelle muß ein eventuell verändertes Mikroklima in den Blattkäfigen berücksichtigt werden.

3.5.3.2. Individuelle Markierung

Die Larven leben in ihren Schaumballen sehr sessil und wechseln die Wirtspflanze nur selten. Sehr häufig werden in den Schaumballen die Exuvien vorangegangener Häutungen gefunden. Es ist somit möglich, die Larven samt Schaumballen individuell anzusprechen und wiederzufinden. Dazu wurden die Pflanzen, auf denen die Larven sitzen, durch farbige Bändchen mit Nummern markiert. Durch die hohe Ortstreue können die indirekt markierten Larven kontrolliert und deren Entwicklung dokumentiert werden. Um eine Verwechslung mit anderen Individuen zu vermeiden, wurden andere Larven im Umkreis von 20 cm entfernt, Kontrollen erfolgten alle zwei bis vier Tage.

Trotz der sehr geringen Mobilität der Larven ist ein Entfernen von mehr als 20 cm vom Markierungsort nie ganz auszuschließen. Die ermittelten Mortalitäten können aus diesem Grund geringfügig überschätzt werden.

3.6. Statistische Auswertung

Die statistischen Testverfahren und Kurvenanpassungen wurden mit den Statistikprogrammen SPSS und Origin durchgeführt.

3.6.1. Inzidenz-Kurven

Zur Analyse des Vorkommens der Arten in den potentiellen Habitaten in Abhängigkeit von der Flächengröße wurden Inzidenzkurven (vgl. ADLER & WILSON 1985, BIEDERMANN & APPELT 1996, DIAMOND 1975, TAYLOR 1991) erstellt. Die Berechnung erfolgte nach HINSLEY et al. (1996). Dazu wurden die Daten zum Vorkommen binärkodiert und ein Nachweis als 1 und ein Nichtnachweis als 0 eingesetzt. Mit Hilfe einer logistischen Regression wurde die Abhängigkeit des Vorkommens von der Flächengröße getestet. Das zugrunde liegende Modell lautet:

$$i = \frac{1}{1 + e^{-a \cdot x - c}}$$

wobei:

- i: Inzidenz
- x: Flächengröße
- a: Koeffizient
- c: Konstante

Die beiden Parameter a und c wurden mit SPSS berechnet. Verwendet wurde die Einschluß-Methode mit der Likelihood-Funktion als Kriterium.

3.6.2. Analyse der Verbreitung

Die Einflüsse der Flächengröße, der Isolation und der erhobenen Habitatparameter auf das Vorkommen der Arten in den potentiellen Habitaten wurden mit multipler logistischer Regression (JAMES & MCCULLOCH 1990) analysiert. Die logistische Regression, der binäre Daten - Vorkommen und Nichtvorkommen einer Art - zugrunde liegen, ist eine gängige Methode zur Analyse des Verbreitungsmusters einer Art in einer Anzahl von Habitatinseln (ÅBERG et al. 1995, BRIGHT et al. 1994, HARRISON & THOMAS 1991, HARRISON et al. 1988, THOMAS et al. 1992, VAN DORP & OPDAM 1987, ADLER & WILSON 1985). Verwendet wurde folgendes Modell:

$$i = \frac{1}{1 + e^{-(a_1 \cdot x_1 + \dots + a_n \cdot x_n + c)}}$$

wobei:

- i: Inzidenz
- $x_1 \dots x_n$: Einflußgrößen
- $a_1 \dots a_n$: Koeffizienten zu den Einflußgrößen
- c: Konstante

Das Modell ist die multiple Erweiterung des Modells in Kapitel 3.6.1. Von *Adarrus multinotatus* und *Neophilaenus albipennis* ist die Verbreitung im gesamten Untersuchungsgebiet erfaßt worden und als Isolationsmaß wurde von jeder Teilpopulation die kürzeste Distanz - von Rand zu Rand - zur nächsten Teilpopulation gemessen. Die Habitatparameter wurden wie in Kapitel 3.1.2. beschrieben in die Analyse übernommen. Die Berechnung der logistischen Regression erfolgte mit SPSS, wobei die Vorwärtsselektion mit der Likelihood-Funktion als Kriterium gewählt wurde (vgl. BÜHL & ZÖFEL 1994).

3.6.3. Populationsgrößenschätzung

Aus den Fang-Wiederfang-Daten lassen sich für jeden Fangtag Populationsgrößen schätzen. Die Berechnung erfolgte mit dem Programm JOLLY (HINES 1988). Die im Programm verwendeten Berechnungsformeln geben POLLOCK et al. (1990) an, wobei das Modell von JOLLY (1965) die Grundlage bildet. Dieses Modell erlaubt sowohl Mortalität in der Population als auch Einwanderung in diese, setzt also keine geschlossenen Populationen voraus. Zur Berechnung der Gesamtpopulationsgröße wurde zuerst für jeden Fangtag das Produkt aus Mortalität und Tagespopulationsgröße gebildet und dann alle Produkte aufsummiert.

4. Ergebnisse

4.1. Charakterisierung der *Brachypodium pinnatum*-Bestände

4.1.1. Habitateigenschaften

Bei der flächendeckenden Kartierung von *Brachypodium pinnatum* im 17 km² großen Untersuchungsgebiet wurden 506 Flächen gefunden, deren Flächeninhalte von 1 bis 7233 m² reichen. Die Verbreitung der *B. pinnatum*-Bestände zeigt Abbildung 3.

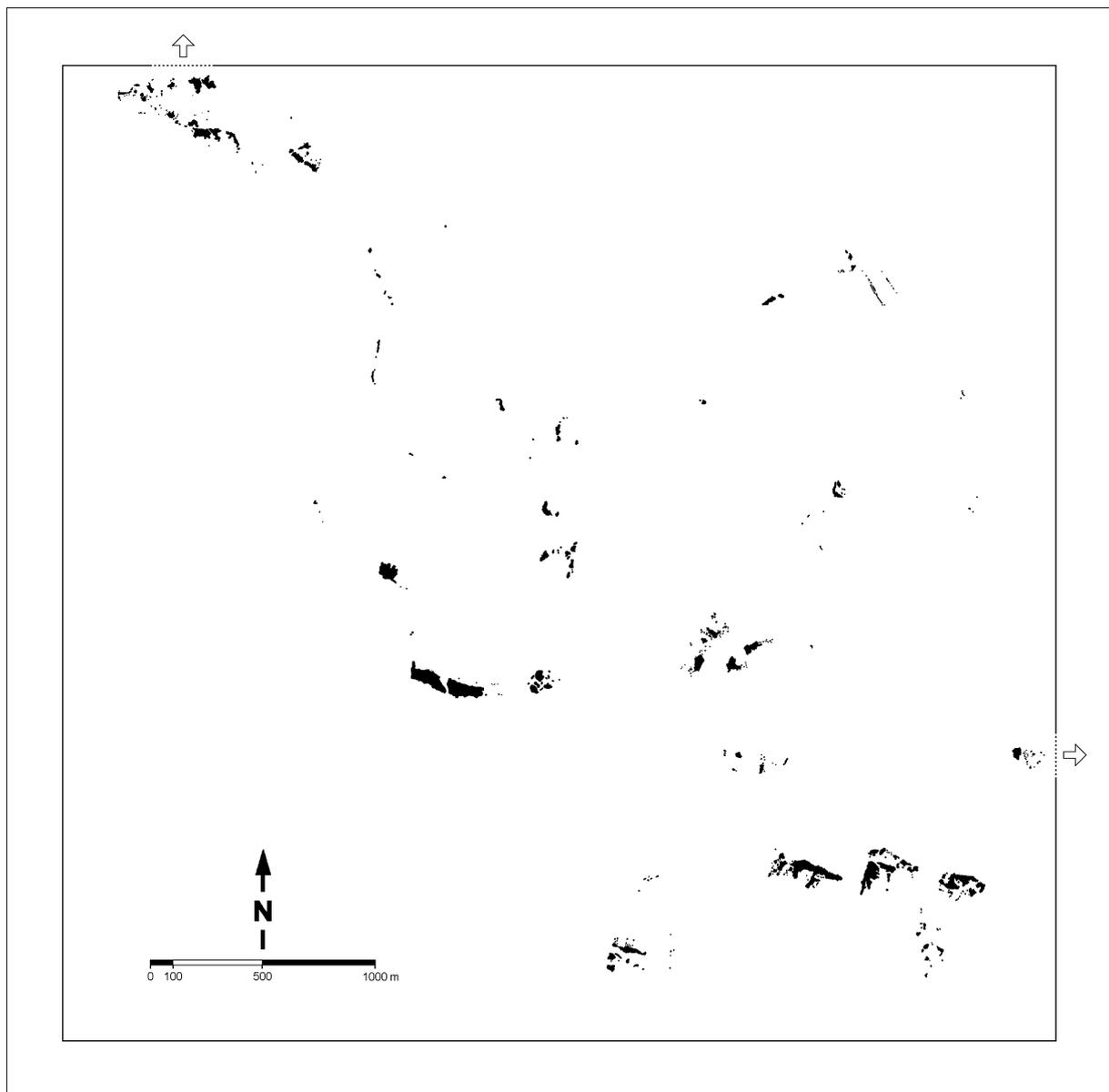


Abbildung 3: Verbreitung von *Brachypodium pinnatum* im Untersuchungsgebiet. Die Pfeile zeigen an, daß hier außerhalb des Kartenausschnitts weitere Bestände liegen.

Betrachtet man die gefundenen potentiellen Habitate hinsichtlich ihres Flächeninhalts (Abbildung 4) so zeigt sich, daß es einen sehr hohen Anteil an Flächen mit wenigen Quadratmetern gibt. Große Flächen sind selten und kommen vor allem im Norden und Süden des Gebiets vor. Die Gesamtfläche aller *B. pinnatum*-Bestände beträgt 59447 m², dies entspricht 0,35 % des Untersuchungsgebiets.

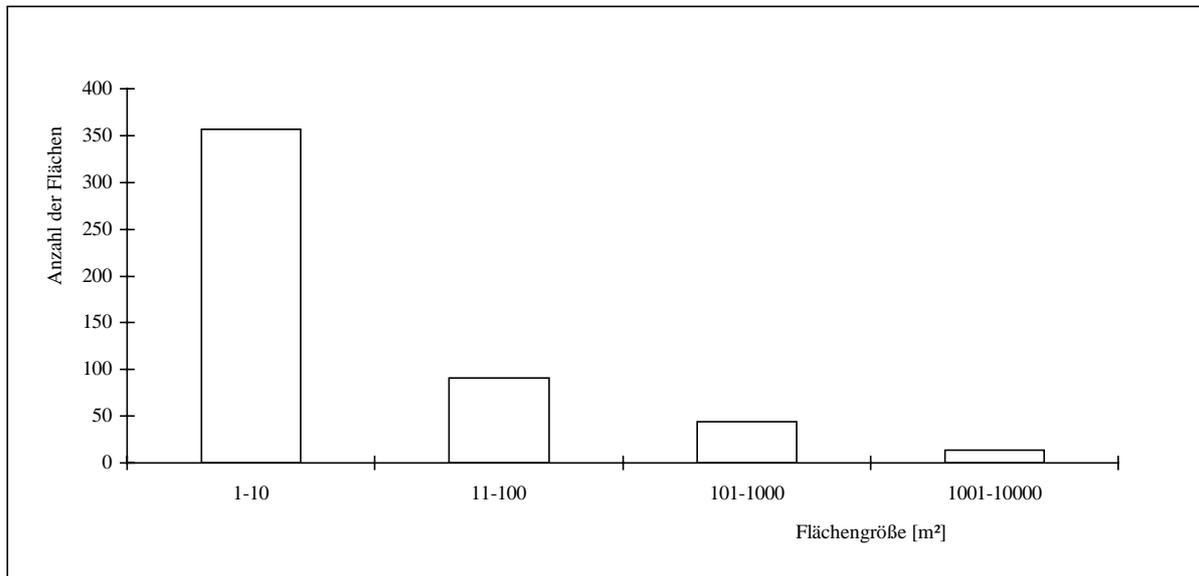


Abbildung 4: Verteilung der Flächengröße der *Brachypodium pinnatum*-Bestände.

Von den 506 Flächen liegen 445 auf Porphyruntergrund und 61 auf Zechsteinkalk. Unbeschattet oder nur randlich beschattet durch Büsche oder Bäume sind 420 Flächen, während 86 Flächen halb oder voll beschattet sind. Die Hangneigung der Flächen reicht von 0° bis 51° über der Horizontalen. Die Verteilung (Abbildung 5) zeigt, daß die meisten Flächen eine Hangneigung im Bereich von 10° bis 30° aufweisen.

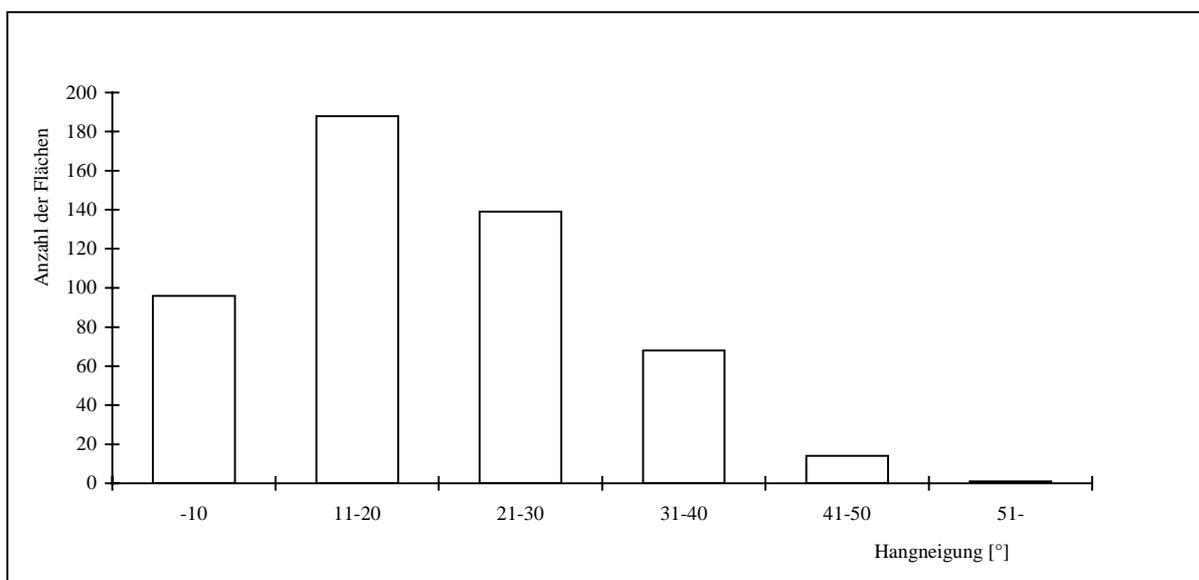


Abbildung 5: Verteilung der Hangneigung der *Brachypodium pinnatum*-Bestände.

Die Verteilung der Exposition der Flächen ist in Abbildung 6 zu sehen. Reliefbedingt ist der Anteil der Südwest- und Nord-exponierten Flächen etwas höher und der Nord-ost-exponierten etwas niedriger.

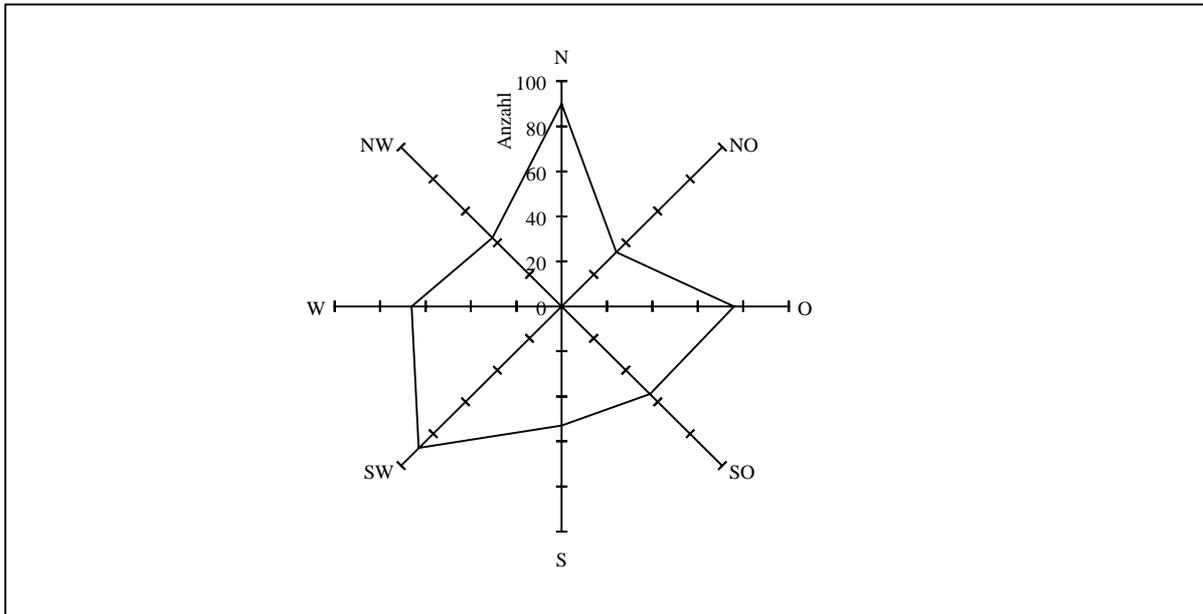


Abbildung 6: Verteilung der Exposition der *Brachypodium pinnatum*-Bestände

Der Median der Deckung von *B. pinnatum* auf den Flächen reicht von 10 % bis 100 %. Deckungen unter 10 % kommen nicht vor, wobei der Grund in der Wuchsform von *B. pinnatum* liegen dürfte. Die meisten Flächen haben eine Deckung zwischen 20 und 70 % (Abbildung 7) und nur 72 Flächen (14,2 %) weisen eine Deckung größer oder gleich 70 % auf.

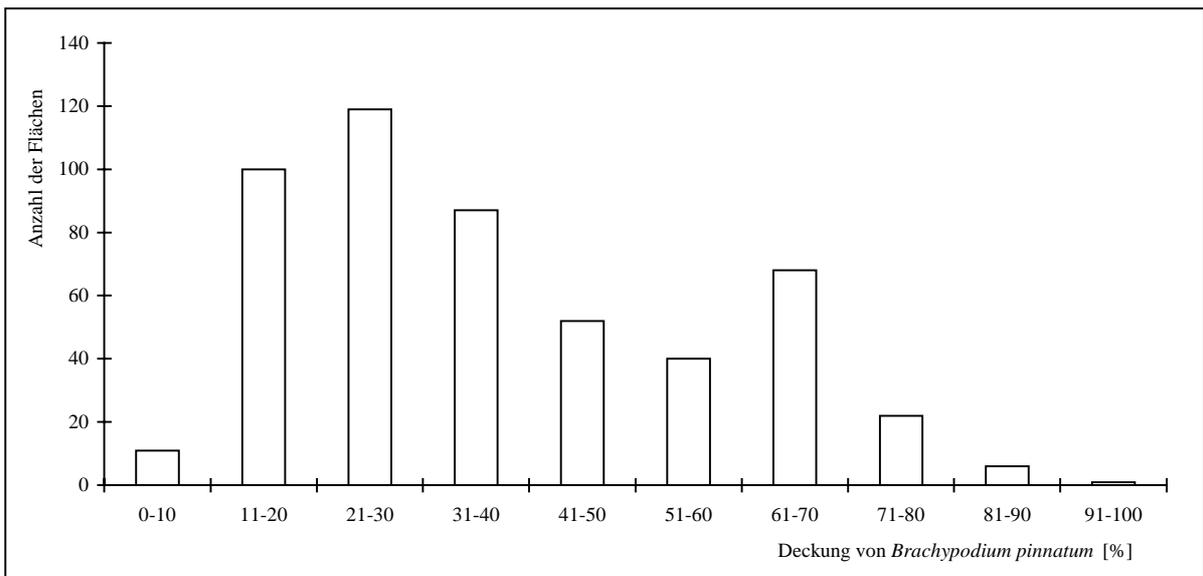


Abbildung 7: Verteilung der Deckung von *Brachypodium pinnatum* in den Flächen. Angegeben ist der Median (n = 10).

Die sechs Habitatparameter Hangneigung, Exposition, geologischer Untergrund, Beschattung, Deckung von *B. pinnatum* und Flächengröße sind untereinander nicht korreliert (Tabelle 3). Der höchste Wert für den Korrelationskoeffizienten r ist bei der Spearman-Rangkorrelation $r = 0,33$.

Tabelle 3: Korrelationsmatrix der Habitatvariablen (Spearman-Rangkorrelation, $n = 506$)

	Exposition	geologischer Untergrund	Beschattung	Deckung von <i>B. pinnatum</i>	Flächengröße
Hangneigung	$r = -0,14$ $p = 0,002$	$r = -0,05$ $p = 0,309$	$r = -0,15$ $p = 0,001$	$r = -0,15$ $p = 0,001$	$r = 0,10$ $p = 0,028$
Exposition		$r = -0,07$ $p = 0,110$	$r = 0,01$ $p = 0,758$	$r = 0,04$ $p = 0,365$	$r = 0,06$ $p = 0,158$
geologischer Untergrund			$r = 0,18$ $p < 0,001$	$r = -0,06$ $p = 0,167$	$r = -0,06$ $p = 0,158$
Beschattung				$r = -0,17$ $p < 0,001$	$r = -0,03$ $p = 0,510$
Deckung von <i>B. pinnatum</i>					$r = 0,33$ $p < 0,001$

4.1.2. Zikadenfauna

In den *Brachypodium pinnatum*-Beständen wurden insgesamt 69 Zikadenarten nachgewiesen (Tabelle 4). Von den 17 Arten, von denen nur Einzelfunde vorliegen, dürften die meisten nicht indigen sein. 26 Arten sind selten und strahlen zum Teil von angrenzenden Flächen ein. Die restlichen 26 Arten dürften alle zur Fauna der *B. pinnatum*-Bestände gehören, wovon 12 Arten verbreitet, 9 Arten häufig und 5 Arten sehr häufig sind. Von den 69 Arten ist bei 5 Arten *Brachypodium pinnatum* als Wirtspflanze nachgewiesen. Es dürften aber noch eine Reihe weiterer Arten *B. pinnatum* als Nahrungsressource nutzen.

Tabelle 4: Artenliste der Zikaden mit Angabe zur Häufigkeit in den 82 untersuchten *Brachypodium pinnatum*-Beständen und zu den Wirtspflanzen (soweit bekannt), E = Einzelfund, s = selten (2 bis 5), v = verbreitet (6 bis 10), h = häufig (11 bis 20), sh = sehr häufig (mehr als 21 Nachweise).

Art	Wirtspflanzen	Häufigkeit
<i>Acanthodelphax spinosus</i> (FIEBER, 1866)	Gräser	h
<i>Adarrus multinotatus</i> (BOHEMAN, 1847)	<i>Brachypodium pinnatum</i>	sh
<i>Anaceratagallia ribauti</i> (OSSIANNILSSON, 1938)	Zwergsträucher	s
<i>Anosopus albifrons</i> (LINNÉ, 1758)	polyphag	s
<i>Aphrodes makarovi</i> ZACHVATKIN, 1948	polyphag	s
<i>Aphrophora alni</i> (FALLÉN, 1805)	polyphag	s
<i>Arocephalus languidus</i> (FLOR, 1861)	Gräser, Thymus	s
<i>Arocephalus longiceps</i> (KIRSCHBAUM, 1868)	Gräser	s
<i>Arocephalus punctum</i> (FLOR, 1861)	u.a. Nardus, Festuca	s
<i>Arthaldeus arenarius</i> REMANE, 1960	<i>Calamagrostis epigeios</i>	E
<i>Arthaldeus pascuellus</i> (FALLÉN, 1826)	Gräser	E
<i>Artianus interstitialis</i> (GERMAR, 1821)	u.a. Agropyron, Bromus	E
<i>Asiraca clavicornis</i> FABRICIUS, 1796	polyphag	h
<i>Athysanus argentarius</i> METCALF, 1955	Gräser	v
<i>Cercopis sanguinolenta</i> (SCOPOLI, 1763)	polyphag (u.a. <i>Brachypodium pinnatum</i>)	v
<i>Cercopis vulnerata</i> ROSSI, 1807	polyphag	s
<i>Chlorita paolii</i> (OSSIANNILSSON, 1939)	<i>Achillea millefolium</i>	h
<i>Cixius cambricus</i> CHINA, 1935	Gebüsche	s
<i>Criomorphus albomarginatus</i> CURTIS, 1833	u.a. Festuca, Poa	s
<i>Delphacinus mesomelas</i> (BOHEMAN, 1850)	Festuca, Nardus	s
<i>Dicranotropis hamata</i> (BOHEMAN, 1847)	u.a. Dactylis, Agropyron	s
<i>Dictyophara europaea</i> (LINNÉ, 1767)	polyphag an Sträuchern	E
<i>Dikraneura variata</i> HARDY, 1850	u.a. <i>Deschampsia</i>	s
<i>Doratura stylata</i> (BOHEMAN, 1847)		v
<i>Elymana sulphurella</i> (ZETTERSTEDT, 1828)	polyphag an Gräsern	h
<i>Emelyanoviana mollicula</i> (BOHEMAN, 1845)	polyphag an Kräutern	h
<i>Enantiocephalus cornutus</i> (HERRICH-SCHÄFFER, 1838)	<i>Agropyron repens</i>	s
<i>Errastunus ocellaris</i> (FALLÉN, 1806)	polyphag an Gräsern	v
<i>Eupelix cuspidata</i> (FABRICIUS, 1775)		v
<i>Eupteryx atropunctata</i> (GOEZE, 1778)	polyphag an Kräutern	h
<i>Eupteryx notata</i> CURTIS, 1937	u.a. Hieracium, Prunella, Thymus	E
<i>Eupteryx tenella</i> (FALLÉN, 1806)	<i>Achillea millefolium</i>	E
<i>Eurybregma nigrolineata</i> SCOTT, 1875	u.a. Dactylis, Agropyron	h
<i>Eurysa brunnea</i> MELICHAIR, 1896	Gräser	E
<i>Euscelis incisus</i> (KIRSCHBAUM, 1858)	polyphag	s
<i>Goniagnathus brevis</i> (HERRICH-SCHÄFFER, 1835)		E
<i>Graphocraerus ventralis</i> (FALLÉN, 1806)	u.a. Poa, Anthoxanthum	v
<i>Iassus scutellaris</i> (FIEBER, 1868)	Ulmus	E
<i>Idiocerus stigmaticalis</i> LEWIS, 1834	Salix	E
<i>Jassargus pseudocellaris</i> (FLOR, 1861)	u.a. Agrostis, Festuca, Holcus, Nardus	E
<i>Jassidaeus lugubris</i> (SIGNORET, 1865)		s
<i>Javesella pellucida</i> (FABRICIUS, 1794)	polyphag an Gräsern	sh

Tabelle 4: Fortsetzung.

Kelisia haupti WAGNER, 1939	Carex humilis	s
Kosswigianella exigua (BOHEMAN, 1847)	u.a. Corynephorus	s
Laodelphax striatella (FALLÉN, 1826)	polyphag an Gräsern	E
Lepyronia coleoptrata (LINNÉ, 1758)	polyphag	s
Macrosteles quadripunctulatus (KIRSCHBAUM, 1868)	u.a. Setaria, Panicum	E
Megadelphax sordidulus (STÅL, 1853)		v
Megophthalmus scanicus (FALLÉN, 1806)		s
Mocydia crocea (HERRICH-SCHÄFFER, 1837)	u. a. Brachypodium pinnatum	sh
Muirodelphax aubei (PERRIS, 1857)		E
Neoliturus fenestratus (HERRICH-SCHÄFFER, 1834)	u.a. Helichrysum arenarium	E
Neophilaenus albipennis (FABRICIUS, 1798)	Brachypodium pinnatum	h
Neophilaenus campestris (FALLÉN, 1805)	u.a. Festuca	v
Neophilaenus infumatus (HAUPT, 1917)	u.a. Festuca	v
Neophilaenus minor (KIRSCHBAUM, 1868)	u.a. Festuca	s
Philaenus spumarius (LINNÉ, 1758)	polyphag	v
Psammotettix alienus (DAHLBOM, 1850)	polyphag an Gräsern	E
Psammotettix confinis (DAHLBOM, 1850)	Gräser	E
Recilia coronifera (MARSHALL, 1866)		s
Rhopalopyx preysleri (HERRICH-SCHÄFFER, 1838)		v
Rhopalopyx vitripennis (FLOR, 1861)		s
Ribautodelphax albostriatus (FIEBER, 1866)	Poa pratensis	h
Ribautodelphax collinus (BOHEMAN, 1847)	Agrostis tenuis	s
Ribautodelphax pungens (RIBAUT, 1953)	Brachypodium pinnatum	v
Stenocranus minutus (FABRICIUS, 1787)	Dactylis glomerata	sh
Tachycixius pilosus (OLIVIER, 1791)	u.a. Quercus, Betula	s
Turrutus socialis (FLOR, 1861)	Gräser	sh
Zygina hyperici (HERRICH-SCHÄFFER, 1836)	Hypericum perforatum	s

4.2. Vergleichende Untersuchungen

4.2.1. Verbreitung, Habitatanspruch und Populationsgrößen

Bei *Adarrus multinotatus* und *Neophilaenus albipennis* liegt eine vollständige Erfassung aller 506 Flächen vor. Sie unterscheiden sich stark in Zahl und Flächeninhalt der besetzten Bestände der Wirtspflanze. Die Flächenbilanz der beiden Arten zeigt Tabelle 5.

Tabelle 5: Flächenbilanz für *Adarrus multinotatus* und *Neophilaenus albipennis* im Jahr 1994.

Gesamtfläche des Untersuchungsgebiets: 17 km ²					
Zahl der <i>Brachypodium pinnatum</i> -Bestände: 506					
Gesamtfläche <i>Brachypodium pinnatum</i> : 59447 m ² (= 0,35 % des Untersuchungsgebiets)					
	Zahl der besetzten Flächen	% von Gesamtzahl der Flächen	besetzte Fläche	% von Gesamtfläche <i>B.pinnatum</i>	% vom Untersuchungsgebiet
<i>Adarrus multinotatus</i>	441	87,2 %	59304 m ²	99,8 %	0,35 %
<i>Neophilaenus albipennis</i>	90	17,8 %	44530 m ²	74,9 %	0,26 %

4.2.1.1. *Adarrus multinotatus*

Die Zwergzikade *Adarrus multinotatus* wurde in 441 der 506 *Brachypodium pinnatum*-Bestände nachgewiesen, somit sind 87,2 % der Flächen besetzt (Tabelle 5). *B. pinnatum* bedeckt im Untersuchungsgebiet eine Gesamtfläche von 59447 m², wovon 99,8 % von *A. multinotatus* besiedelt sind. Die Art fehlt nur in sehr kleinen, nur wenige Quadratmeter großen Beständen (vgl. Kapitel 4.2.2.).

In einer logistischen Regressionsanalyse der Verbreitung mit allen gemessenen Habitatparametern konnte bei *A. multinotatus*, neben der Flächengröße (vgl. Kapitel 4.2.2.), ein Einfluß der Deckung der Wirtspflanze und der Beschattung nachgewiesen werden (Tabelle 6 und Tabelle 7). Die Flächengröße hat im multiplen Modell keinen Erklärungswert, die Varianz des Parameters Flächengröße dürfte in der Varianz eines anderen signifikanten Parameters enthalten sein. Die Exposition, Isolation und Hangneigung und der geologische Untergrund zeigen keinen Einfluß auf das Vorkommen von *A. multinotatus*. Der Anspruch an das Habitat beschränkt sich demnach auf das Vorhandensein eines ausreichenden Bestands der Wirtspflanze ohne Beschattung.

Tabelle 6: Ergebnis der logistischen Regression (n = 506) zur Analyse des Vorkommens von *Adarrus multinotatus* in Abhängigkeit von den gemessenen Habitatparametern.

Parameter	likelihood ratio	Signifikanz
Deckung <i>Brachypodium pinnatum</i>	18,334	< 0,0001
Beschattung	6,322	0,011
Exposition	3,288	0,069
Entfernung zum nächsten Vorkommen	3,028	0,081
Flächengröße	1,871	0,171
Hangneigung	0,922	0,337
geologischer Untergrund (Porphyry)	0,366	0,544

Tabelle 7: Koeffizienten der Habitatparameter mit signifikantem Einfluß auf das Vorkommen von *Adarrus multinotatus* mit Standardfehler, Signifikanz für die Verschiedenheit von Null und dem erklärten Varianzanteil.

Parameter	Koeffizient	Standardfehler	Signifikanz	Varianzanteil R
Deckung <i>Brachypodium pinnatum</i>	0,0355	0,0092	0,0099	0,1828
Beschattung	-0,3181	0,1234	0,0001	-0,1094
Konstante	0,8575	0,3539	0,0154	-

Bei der 1. Generation von *A. multinotatus* wurden mit der Leerfang-Methode die Populationsgrößen von 14 *B. pinnatum*-Beständen bestimmt. Diese reichen von 37 bis 2450 Individuen (Abbildung 8). Die Dichten errechnen sich aus der Division der Populationsgrößen durch die Flächengröße und liegen zwischen 1,4 und 111,4 Individuen pro m². Um die Populationsgröße des gesamten Untersuchungsgebiets abzuschätzen, wurde die durchschnittliche Dichte berechnet, sie beträgt 26,1 Individuen pro m². Die durchschnittliche Dichte multipliziert mit der besetzten Fläche (Tabelle 5) ergibt eine Gesamtpopulationsgröße von über 1,5 Millionen Individuen in der 1. Generation. Eine derartige Schätzung ist zwar mit einem Fehler behaftet, liefert aber die Größenordnung der Gesamtpopulationsgröße. Unberücksichtigt bleibt, daß die Populationsgröße am Populationsmaximum immer kleiner ist als die Gesamtzahl der Individuen, die in einer Generation in der Population leben, so daß die Gesamtpopulationsgröße wohl unterschätzt wurde.

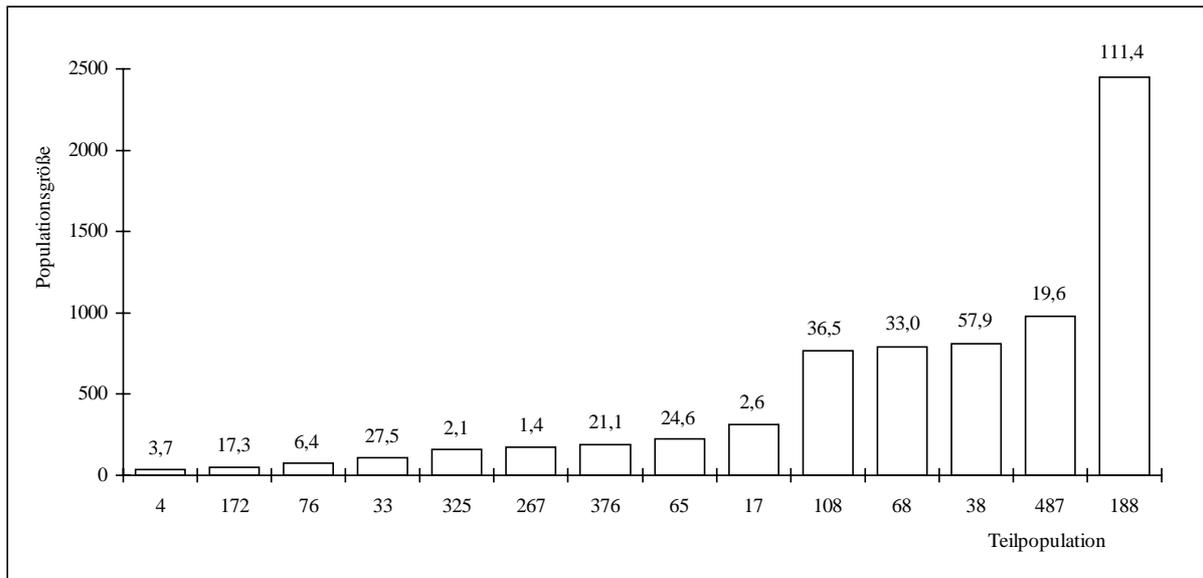


Abbildung 8: Größe von 14 Teilpopulationen von *Adarrus multinotatus*. Die Werte über den Säulen geben die Dichte an.

Die Dichte von *A. multinotatus* wurde in 14 Teilpopulationen ermittelt - ausreichend um die Abhängigkeit der Dichte von der Deckung der Wirtspflanze und der Flächengröße zu testen. Die Deckung der Wirtspflanze *B. pinnatum* ist unabhängig von der Flächengröße (Spearman-Rangkorrelation: $r = -0,34$, $p = 0,24$, vgl. auch Tabelle 3, S. 19).

Zwischen der Populationsgröße und der Flächengröße (Pearson-Korrelation: $r = -0,05$, $p = 0,86$) bzw. der Dichte und der Flächengröße (Pearson-Korrelation: $r = -0,37$, $p = 0,20$) wurde kein Zusammenhang gefunden. Die Dichte ist jedoch stark vom Angebot der Nahrungsressource abhängig. Es besteht eine positive Abhängigkeit der Dichte von *A. multinotatus* von der Deckung der Wirtspflanze (Spearman-Rangkorrelation: $r = 0,73$, $p = 0,03$). Wie in Abbildung 9 dargestellt, besteht zwischen der Deckung der Wirtspflanze und der Dichte ein exponentieller Zusammenhang ($y = a \cdot e^{b \cdot x}$, $a = 0,6510$, $b = 0,0598$, $F = 10,63$, $p = 0,007$).

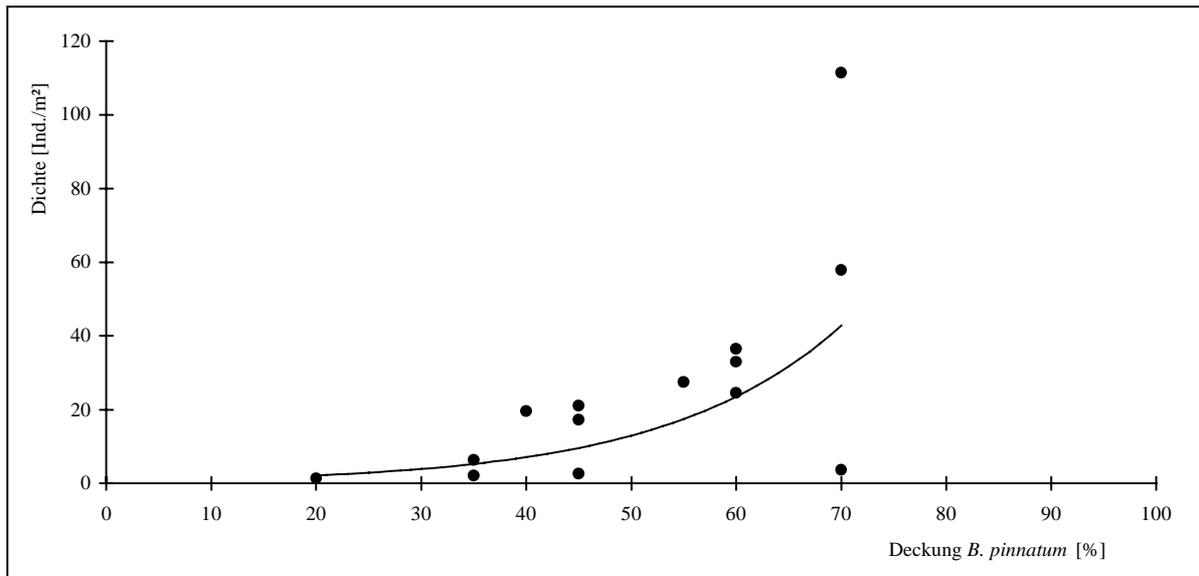


Abbildung 9: Abhängigkeit der Dichte von *Adarrus multinotatus* von der Deckung der Wirtspflanze *Brachypodium pinnatum*.

4.2.1.2. *Neophilaenus albipennis*

Die Schaumzikade *Neophilaenus albipennis* wurde im Jahr 1994 nur in 90 von den 506 potentiellen Habitaten nachgewiesen, somit nur in 17,8 % der Flächen. Da vor allem die kleinen Flächen unbesetzt sind (vgl. Kapitel 4.2.2.), besiedelte *N. albipennis* immerhin 74,9 % der Gesamtfläche der *Brachypodium pinnatum*-Bestände (Tabelle 5, S. 22).

N. albipennis zeigt höhere Habitatansprüche als die im Untersuchungsgebiet weit verbreitete Art *A. multinotatus* (vgl. Kapitel 4.3.1.). Neben der Deckung der Wirtspflanze, der daraus resultierenden Vegetationsstruktur und dem Mikroklima (vgl. Kapitel 4.3.1.2.), wurden als Einflußgrößen für das Vorkommen von *N. albipennis* Beschattung und geologischer Untergrund nachgewiesen (vgl. Kapitel 4.3.1.2.).

Von vier Teilpopulationen wurde 1994 mittels Fang-Wiederfang die Populationsgröße ermittelt und aus den Tagesschätzungen am Populationsmaximum der Mittelwert berechnet. Die Populationsgrößen der vier Flächen betragen 9, 11, 155 und 2430 Individuen. Daraus resultieren Dichten von 0,5 und 0,6 über 1,2 bis 6,2 Individuen pro m². Die Dichte von *N. albipennis* weist einen hohen Korrelationskoeffizienten mit der Deckung von *Brachypodium pinnatum* auf (Spearman-Rangkorrelation, $n = 4$, $r = 0,80$), auch wenn die Korrelation - aufgrund der geringen Stichprobengröße - nicht signifikant ist ($p = 0,20$).

Die durchschnittliche Dichte beträgt 2,1 Individuen pro m². Daraus ergibt sich im Untersuchungsgebiet, durch Multiplikation mit der besetzten Fläche (Tabelle 5), eine Gesamtpopulationsgröße von etwas mehr als 93000 Individuen. Die Gesamtpopulationsgröße im Untersuchungsgebiet dürfte aber unterschätzt sein, denn wie

unten gezeigt, ist die Gesamtgröße einer Population etwa doppelt so hoch wie das Populationsmaximum.

Im Jahr 1995 wurde in Br 2 während der ganzen Saison Fang-Wiederfang durchgeführt und die Populationsgröße geschätzt (vgl. Tabelle 25, S. 45). Das Maximum der Tagespopulationsgröße liegt bei den Männchen bei 726 und bei den Weibchen bei 594 Individuen. Wie Abbildung 14, S. 37 zeigt, sind Schätzungen z.T. mit einem erheblichen Fehler behaftet. Aus diesem Grund wurde der Verlauf der Tagespopulationsgröße geglättet, indem jeder Wert durch den Mittelwert aus dem ursprünglichen Wert und den beiden Schätzungen vor und nach diesem Tag ersetzt wurde. Danach ergibt sich für das Populationsmaximum ein realistischerer Wert. Das Populationsmaximum beträgt bei den Männchen 482 und bei den Weibchen 331 Individuen.

Aus den Tagespopulationsgrößen wurde die Gesamtpopulationsgröße berechnet. Sie betrug 1995 bei den Männchen 973 und bei den Weibchen 602 Individuen. Das Verhältnis Populationsmaximum zu Gesamtpopulationsgröße ist bei den Männchen 1:2,0 und bei den Weibchen 1:1,8.

4.2.1.3. *Ribautodelphax pungens*

Die Spornzikade *Ribautodelphax pungens* besiedelt nur 10 von den 73 untersuchten Beständen ihrer Wirtspflanze (13,7 %). Das Vorkommen ist von der Flächengröße abhängig (Tabelle 8 und Tabelle 9, vgl. Kapitel 4.2.2.). Ein Einfluß der Habitatparameter Deckung der Wirtspflanze, geologischer Untergrund, Beschattung, Exposition und Hangneigung auf das Vorkommen von *R. pungens* konnte nicht nachgewiesen werden.

Tabelle 8: Ergebnis der logistischen Regression (n = 73) zur Analyse des Vorkommens von *Ribautodelphax pungens* in Abhängigkeit von den gemessenen Habitatparametern.

Parameter	likelihood ratio	Signifikanz
Flächengröße	4,822	0,028
Deckung <i>Brachypodium pinnatum</i>	3,163	0,075
geologischer Untergrund (Porphyry)	2,899	0,088
Beschattung	1,977	0,157
Exposition	0,931	0,334
Hangneigung	0,261	0,609

Tabelle 9: Koeffizienten der Habitatparameter mit signifikantem Einfluß auf das Vorkommen von *Ribautodelphax pungens* mit Standardfehler, Signifikanz für die Verschiedenheit von Null und dem erklärten Varianzanteil.

Parameter	Koeffizient	Standardfehler	Signifikanz	Varianzanteil R
Flächengröße	0,0005	0,0002	0,0398	0,1954
Konstante	-2,0811	0,3802	< 0,0001	-

Von *R. pungens* wurde 1993 die Dichte mit der Saugfang-Methode ermittelt. In Br 2 lag die Dichte an den beiden Fangtagen (5. Juli und 2. August 1993) bei 240 bzw. 90 Individuen pro m². In der zweiten Fläche wurde am 3. August 1993 eine Dichte von 2 Individuen pro m² ermittelt.

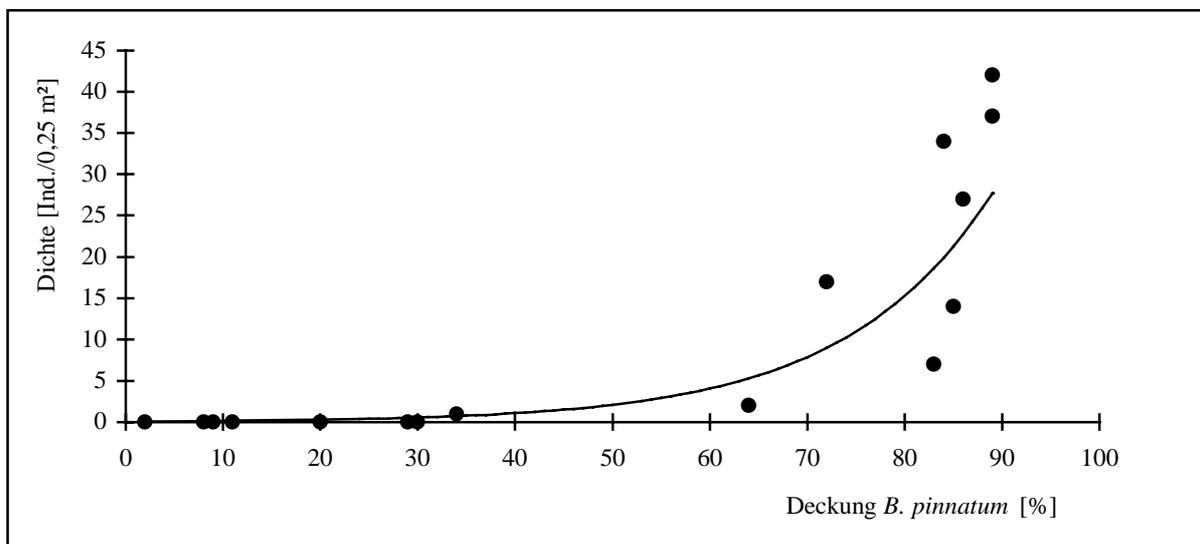


Abbildung 10: Abhängigkeit der Dichte von *Ribautodelphax pungens* von der Deckung der Wirtspflanze *Brachypodium pinnatum*.

Die Dichte ist hoch korreliert mit der Deckung der Wirtspflanze (Daten vom 2. August 1993 bzw. 3. August 1993 beider Flächen zusammengefaßt, Spearman-Rangkorrelation, $n = 16$, $r = 0,94$, $p < 0,0001$). Der Zusammenhang konnte gut an exponentielles Wachstum $y = a \cdot e^{b \cdot x}$ angepaßt werden ($a = 0,0759$, $b = 0,0663$, $F = 24,89$, $p = 0,002$). Die Dichte von *R. pungens* steigt demnach exponentiell mit zunehmender Deckung der Wirtspflanze *B. pinnatum* (Abbildung 10). Nennenswerte Dichten werden erst ab einer Deckung über etwa 70 % erreicht, woraus sich die geringe Inzidenz in den Wirtspflanzenbeständen erklärt. Wie Abbildung 7, S. 18 zeigt, erreicht *Brachypodium pinnatum* nur in wenigen Flächen eine Deckung über 70 %.

4.2.2. Flächenanspruch

Die Kartierung von *Brachypodium pinnatum* lieferte für jeden Bestand dessen Flächeninhalt. Die Abhängigkeit des Vorkommens von *Adarrus multinotatus*, *Neophilaenus albipennis* und *Ribautodelphax pungens* von der Flächengröße des Bestands ihrer Wirtspflanze wurde mit einer logistischen Regression getestet. Für alle drei Arten wurde ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Flächengröße und dem Vorkommen gefunden, sowie die Koeffizienten für das Inzidenzmodell bestimmt (Tabelle 10). Die Inzidenz gibt die Wahrscheinlichkeit an, daß ein Bestand der Wirtspflanze gegebenen Flächeninhalts von der Art besetzt ist. Die Abhängigkeit der Besetzung von der Flächengröße ist als Inzidenzkurve dargestellt (Abbildung 11). Die Inzidenz steigt bei allen drei Arten mit zunehmender Flächengröße, wobei die drei Arten große Unterschiede im Verlauf der Kurve zeigen.

Tabelle 10: Ergebnis der logistischen Regression mit Habitatgröße als Eingangsvariable, p gibt die Signifikanz für Aufnahme in das Modell an, R den Varianzanteil.

Art	n	a	Standard- fehler	c	Standard- fehler	Signi- fikanz	R	95 % besetzt bei
<i>Adarrus multinotatus</i>	506	0,2953	0,0722	0,7128	0,2193	p < 0,0001	0,19	8 m ²
<i>Neophilaenus albipennis</i>	506	0,0024	0,0005	-1,7911	0,1312	p < 0,0001	0,19	1976 m ²
<i>Ribautodelphax pungens</i>	73	0,0005	0,0002	-2,0811	0,3802	p < 0,05	0,20	10052 m ²

A. multinotatus erreicht schon in nur wenige Quadratmeter großen Flächen eine hohe Inzidenz und kommt in allen Flächen größer als 12 m² vor. Bei einer Flächengröße von 8 m² wird eine Inzidenz von 95 % erreicht. Im Gegensatz dazu erreichen *N. albipennis* und *R. pungens* erst in viel größeren Flächen hohe Besetzungsgrade. Bei *N. albipennis* ist die Inzidenz bis etwa 100 m² konstant niedrig, d.h. die Art kommt nur sehr selten in kleinen Beständen von *B. pinnatum* vor. Besetzt die Art eine kleine Fläche, so ist diese meist in unmittelbarer Nähe einer besetzten großen Fläche (vgl. Kapitel 4.3.3.). Zu größeren Flächen steigt die Inzidenz dann rasch an und erreicht eine Inzidenz von 95 % bei etwa 2000 m². Den größten Flächenanspruch weist *R. pungens* auf, sie konnte in Flächen unter 100 m² nur sehr selten nachgewiesen werden. Die Flächengröße bei der eine Inzidenz von 95 % erreicht wird, ist bei *R. pungens* am höchsten und liegt bei etwa 10000 m². Der Vergleich der drei Inzidenzkurven zeigt, daß der Flächenanspruch innerhalb der untersuchten Gilde stark variiert.

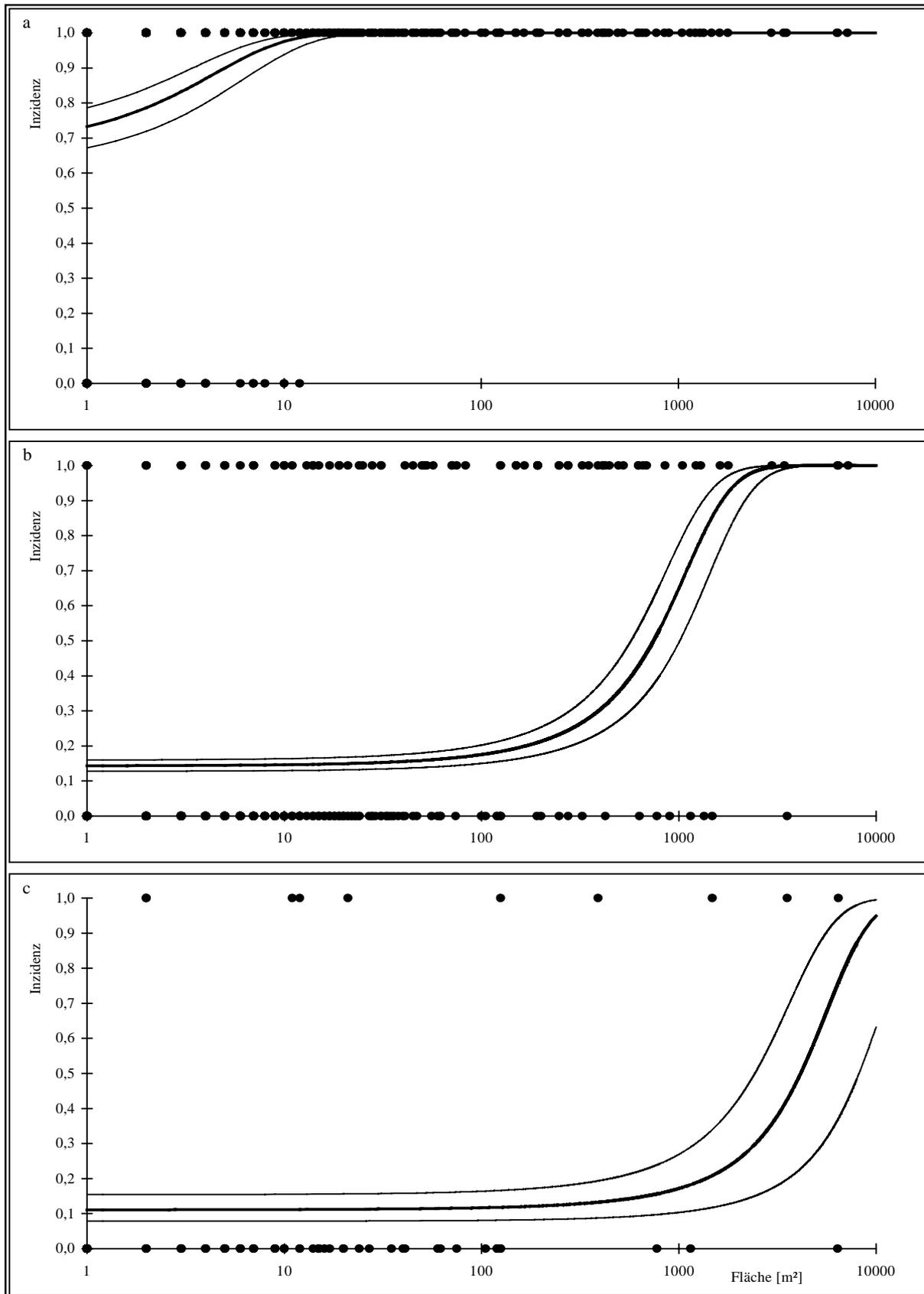


Abbildung 11: Inzidenzkurven (mit Standardfehler) bezüglich Flächengröße, berechnet mit logistischer Regression. (a) *Adarrus multinotatus*, (b) *Neophilaenus albipennis*, (c) *Ribautodelphax pungens*. Die Punkte geben die Anwesenheit (Inzidenz = 1) bzw. Abwesenheit (Inzidenz = 0) in den *Brachypodium pinnatum*-Beständen an.

4.3. Untersuchungen an *Neophilaenus albipennis*

4.3.1. Habitatmodell

4.3.1.1. Analyse der Verbreitung

Der Einfluß der Habitatparameter geologischer Untergrund, Deckung der Wirtspflanze, Beschattung, Exposition und Hangneigung, sowie die Parameter der räumlichen Konfiguration Flächengröße und Isolation auf das Vorkommen von *Neophilaenus albipennis* wurde in einer logistischen Regressionanalyse untersucht.

Die Flächengröße, die Isolation, die Deckung der Wirtspflanze und der geologische Untergrund haben einen signifikanten Einfluß auf das Vorkommen von *N. albipennis* (Tabelle 11). Die Wahrscheinlichkeit, daß ein potentiell Habitat besiedelt ist, steigt mit zunehmender Flächengröße und Deckung der Wirtspflanze (Tabelle 12). Porphyry als geologischer Untergrund hat einen positiven Einfluß und entsprechend Kalk einen negativen. Von den 445 *Brachypodium pinnatum*-Beständen auf Porphyry sind 19,6 % und von den 61 auf Kalk nur 4,9 % besiedelt. Zunehmende Entfernung von besetzten Habitaten hat einen negativen Einfluß auf das Vorkommen.

Für die Parameter Beschattung, Exposition und Hangneigung konnte kein Zusammenhang zum Vorkommen hergestellt werden. Diese Parameter werden in der logistischen Regression nicht in das Modell aufgenommen, da sie zu keiner signifikanten Verbesserung des Modells beitragen.

Tabelle 11: Ergebnis der logistischen Regression (n = 506) zur Analyse des Vorkommens von *Neophilaenus albipennis* in Abhängigkeit von den gemessenen Habitatparametern.

Parameter	likelihood ratio	Signifikanz
Flächengröße	43,652	< 0,0001
Entfernung zum nächsten Vorkommen	41,151	< 0,0001
Deckung <i>Brachypodium pinnatum</i>	26,224	< 0,0001
geologischer Untergrund (Porphyry)	13,505	0,0002
Beschattung	3,782	0,0518
Hangneigung	2,057	0,152
Exposition	0,340	0,560

Tabelle 12: Koeffizienten der Habitatparameter mit signifikantem Einfluß auf das Vorkommen von *Neophilaenus albipennis* mit Standardfehler, Signifikanz für die Verschiedenheit von Null und dem erklärten Varianzanteil.

Parameter	Koeffizient	Standardfehler	Signifikanz	Varianzanteil R
Flächengröße	0,0030	0,0008	0,0001	0,1685
Entfernung zum nächsten Vorkommen	-0,0076	0,0026	0,0038	-0,1160
Deckung <i>Brachypodium pinnatum</i>	0,0352	0,0070	< 0,0001	0,2198
geologischer Untergrund (Porphyry)	2,6176	1,3667	0,0555	0,0593
Konstante	-5,3699	1,4192	0,0002	-

Das logistische Regressionsmodell erklärt einen hohen Teil der Varianz und kann durch Einsetzen der ermittelten Koeffizienten das Vorkommen von *N. albipennis* vorhersagen. Eine Inzidenz $i > 0,5$ wird als Vorkommen gewertet, ein $i \leq 0,5$ entsprechend als Nichtvorkommen. Bei der Analyse aller 506 *B. pinnatum*-Bestände kann insgesamt für 85,8 % der potentiellen Habitate das Vorkommen von *N. albipennis* richtig vorausgesagt werden (Tabelle 13). Von unbesetzten Beständen der Wirtspflanze können 98,3 % richtig vorhergesagt werden, von besetzten Beständen 27,8 %.

Tabelle 13: Vorhersagegüte des logistischen Regressionsmodells aller 506 *Brachypodium pinnatum*-Bestände.

Beobachtung:	Vorhersage:		richtig
	unbesetzt	besetzt	
unbesetzt	409	7	98,3 %
besetzt	65	25	27,8 %
insgesamt:			85,8 %

Es liegen viele kleine unbesetzte Flächen vor, die durch ihre Dominanz das Ergebnis der logistischen Regression verfälschen könnten. Außerdem dürfte das Vorkommen in den sehr kleinen Flächen stark zufallsabhängig sein, weshalb in einem zweiten Schritt Flächen bis einschließlich 5 m² von der Analyse ausgeschlossen wurden. Es verbleiben 213 Flächen in der Analyse.

Tabelle 14: Ergebnis der logistischen Regression zur Analyse des Vorkommens von *Neophilaenus albipennis* in Abhängigkeit von den gemessenen Habitatparametern, ohne Flächen bis einschließlich 5 m² (n = 213).

Parameter	likelihood ratio	Signifikanz
Entfernung zum nächsten Vorkommen	46,858	< 0,0001
Flächengröße	20,049	< 0,0001
Deckung <i>Brachypodium pinnatum</i>	13,899	0,0002
geologischer Untergrund (Porphyry)	9,184	0,0024
Beschattung	5,577	0,0182
Exposition	2,592	0,107
Hangneigung	1,570	0,210

Tabelle 15: Koeffizienten der Habitatparameter mit signifikantem Einfluß auf das Vorkommen von *Neophilaenus albipennis* mit Standardfehler, Signifikanz für die Verschiedenheit von Null und dem erklärten Varianzanteil (ohne Flächen bis einschließlich 5 m²).

Parameter	Koeffizient	Standardfehler	Signifikanz	Varianzanteil R
Entfernung zum nächsten Vorkommen	-0,0075	0,0023	0,0265	-0,1039
Flächengröße	0,0018	0,0006	0,0021	0,1641
Deckung <i>Brachypodium pinnatum</i>	0,0378	0,0107	0,0004	0,1942
geologischer Untergrund (Porphyry)	1,7181	0,8260	0,0375	0,0975
Beschattung	-0,6596	0,2973	0,0265	-0,1029
Konstante	-3,3422	0,9738	0,0006	-

Auch in dieser Analyse konnte ein Einfluß der Parameter Isolation, Flächengröße, Deckung der Wirtspflanze und geologischer Untergrund auf das Vorkommen von *N. albipennis* gefunden werden (Tabelle 14 und Tabelle 15). Zusätzlich wird die Beschattung in das Modell aufgenommen, wobei deren Einfluß auch im Modell mit allen Flächen nahe am Signifikanzniveau war. Die Güte der Vorhersage ist mit 80,8 % hier insgesamt geringfügig schlechter (Tabelle 16). Die Vorhersage der besetzten *B. pinnatum*-Bestände ist jedoch deutlich verbessert (70,7 %).

Tabelle 16: Vorhersagegüte des logistischen Regressionsmodells von *Brachypodium pinnatum*-Beständen größer als 5 m².

Beobachtung:	Vorhersage:		richtig
	unbesetzt	besetzt	
unbesetzt	119	19	86,2 %
besetzt	22	53	70,7 %
			insgesamt: 80,8 %

4.3.1.2. Vegetationsstruktur und Mikroklima

Bei der Kartierung der Larven fiel auf, daß diese häufig in hoher und dichter Vegetation zu finden sind (vgl. Tabelle 21, S. 41). Ein Vergleich der Vegetationshöhe zeigt, daß diese an Larvenaufenthaltsorten mit einem Mittelwert von 21,6 cm (n = 51) wesentlich höher ist als bei Zufallsstichproben in der Fläche (Mittelwert: 14,6 cm, n = 19). Der Unterschied ist hochsignifikant (t-Test, $t = -4,49$, $p < 0,001$).

Die durchgeführte Mikroklima-Meßreihe in einer späten Frostnacht zeigt, daß die Larven an ihren Aufenthaltsorten gut vor Frost geschützt sind (Tabelle 17). Während der gesamten Nacht ist die Temperatur an den Larvenaufenthaltsorten etwa 2 °C höher als an den Zufallsstichproben. Noch deutlicher wird der Unterschied bei Betrachtung der Stichproben mit Minustemperaturen. Während an den 10 Larvenfundpunkten nur kurzfristig Frost bis -0,9 °C eintrat, war dies zeitweilig an 5 von 9 Zufallsstichproben mit bis zu - 2,9 °C der Fall. Zwischen der Vegetationshöhe und der Lufttemperatur besteht ein enger Zusammenhang (Tabelle 17), je höher die Vegetation ist, desto höher sind die Nachttemperaturen in 2 cm Höhe.

Tabelle 17: Vergleich der Lufttemperatur zwischen Larvenfundpunkten und Zufallsstichproben (Signifikanz ermittelt durch t-Test) in der Nacht vom 21. zum 22. Mai 1995, mit der Angabe der Stichproben mit Minustemperaturen. Zusammenhang zwischen Vegetationshöhe und Lufttemperatur (Pearson-Korrelation).

Uhrzeit	Lufttemperatur (°C)		Signifikanz p	Stichproben mit Frost		Vegetationshöhe - Lufttemperatur	
	Larvenfund- punkte (n = 10)	Zufallsstich- proben (n = 9)		Larvenfund- punkte	Zufallsstich- proben	r	p
22 - 23	3,6	1,3	-	0	3	0,62	0,006
23 - 24	2,1	0,1	-	1	5	0,60	0,009
0 - 1	1,9	-0,2	0,02	1	5	0,62	0,006
1 - 2	2,8	0,4	0,003	0	4	0,70	0,001
2 - 3	3,2	1,1	0,003	0	2	0,66	0,003
3 - 4	2,9	0,7	0,004	0	2	0,65	0,003
4 - 5	2,6	0,9	0,003	0	3	0,58	0,012
5 - 6	2,7	1,1	0,006	0	1	0,65	0,003

Eine zweite Meßreihe zeigt, daß die Luftfeuchtigkeit während der Mittagsstunden an den Larvenaufenthaltsorten signifikant höher ist, als bei Zufallsstichproben (Tabelle 18). In den Morgenstunden herrscht insgesamt hohe Luftfeuchtigkeit, die im Laufe des Vormittags an den Larvenfundpunkten langsamer abnimmt. Gegen abend gleicht sich der Unterschied wieder an. In den Mittags- und Nachmittagsstunden ist die Vegetationshöhe und die Luftfeuchtigkeit im Pflanzenbestand miteinander korreliert (Tabelle 18).

Tabelle 18: Vergleich der relativen Luftfeuchtigkeit zwischen Larvenfundpunkten und Zufallsstichproben (Signifikanz ermittelt durch t-Test) am 8. Mai 1995. Zusammenhang zwischen Vegetationshöhe und relativer Luftfeuchtigkeit (Pearson-Korrelation).

Uhrzeit	Relative Luftfeuchtigkeit (%)		Signifikanz p	Korrelation Vegetationshöhe - Luftfeuchtigkeit (n = 12)	
	Larvenfund- punkte (n = 10)	Zufallsstich- proben (n = 9)		r	p
6 - 7	100	100	-	0,11	-
7 - 8	100	100	-	0,09	-
8 - 9	100	100	-	0,11	-
9 - 10	96	91	-	0,22	-
10 - 11	86	75	-	0,57	-
11 - 12	75	57	0,008	0,63	0,029
12 - 13	68	51	0,001	0,65	0,021
13 - 14	74	68	-	0,69	0,013
14 - 15	81	76	-	0,72	0,008
15 - 16	84	80	-	0,69	0,013
16 - 17	80	72	-	0,66	0,021
17 - 18	77	73	-	0,61	0,035

Bei Wiederholung der Messung an einem späteren Zeitpunkt im Jahr (24. Mai 1995) konnte der Unterschied in der Luftfeuchtigkeit zwischen Larvenaufenthaltsorten und Zufallsstichproben bestätigt werden (Tabelle 19), allerdings war der Zusammenhang zwischen Vegetationshöhe und Luftfeuchtigkeit schwächer.

Tabelle 19: Vergleich der relativen Luftfeuchtigkeit zwischen Larvenfundpunkten und Zufallsstichproben (Signifikanz ermittelt durch t-Test) am 24. Mai 1995. Zusammenhang zwischen Vegetationshöhe und relativer Luftfeuchtigkeit (Pearson-Korrelation).

Uhrzeit	relative Luftfeuchtigkeit (%)		Signifikanz p	Korrelation Vegetationshöhe - Luftfeuchtigkeit (n = 18)	
	Larvenfund- punkte (n = 10)	Zufallsstich- proben (n = 9)		r	p
11 - 12	79	60	0,025	0,44	0,065
12 - 13	74	57	0,024	0,43	0,075
13 - 14	75	58	0,013	0,42	0,084
14 - 15	74	57	0,017	0,41	0,094

Die Larven von *N. albipennis* leben also in Mikrohabitaten mit einer hohen Luftfeuchtigkeit während der trockensten Zeit des Tages, nachts bieten sie einen Schutz vor Nachtfrost. Das Mikroklima ist meist korreliert mit der Vegetationshöhe, d.h. die Vegetationsstruktur bestimmt wesentlich das Mikroklima in den *B. pinnatum*-Beständen.

4.3.2. Populationsbiologie

4.3.2.1. Phänologie

Nachdem *Neophilaenus albipennis* als Ei überwintert hat, schlüpfte 1995 Ende April das 1. Larvenstadium (L1) und erreichte auf Br 2 sein Maximum Ende April/Anfang Mai (Abbildung 12). Es folgte das 2. Stadium mit seinem Maximum Mitte Mai. Die darauffolgenden Larvenstadien L3 und L4 erreichten ihr Maximum ebenfalls noch im Mai, das 5. und letzte Stadium trat Anfang Juni maximal auf.

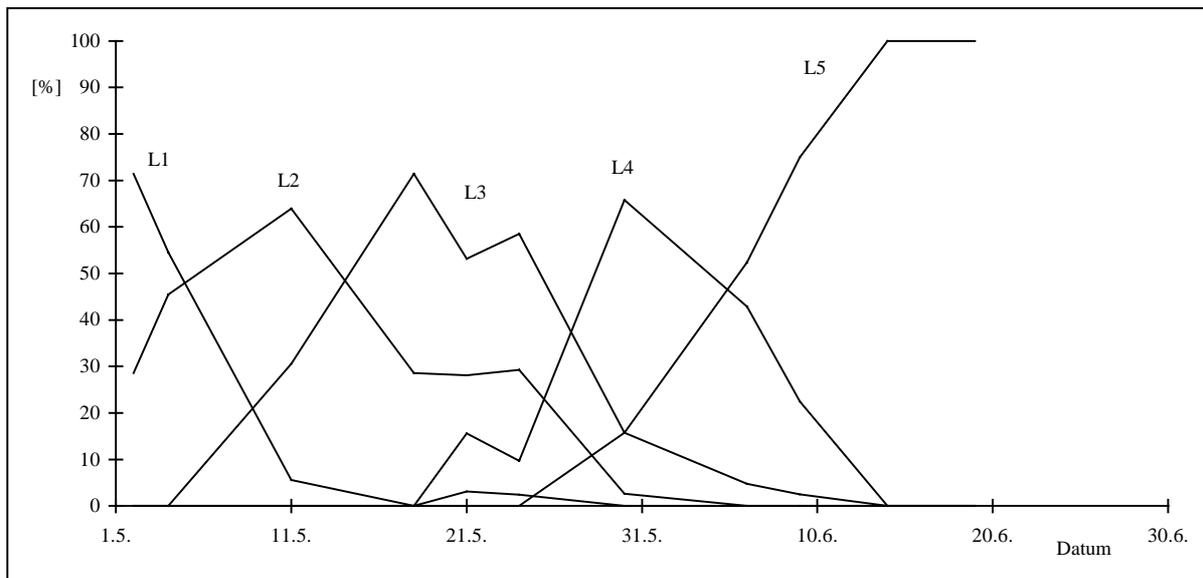


Abbildung 12: Phänologie der Larvenstadien von *Neophilaenus albipennis*, 1995, Teilpopulation Br 2

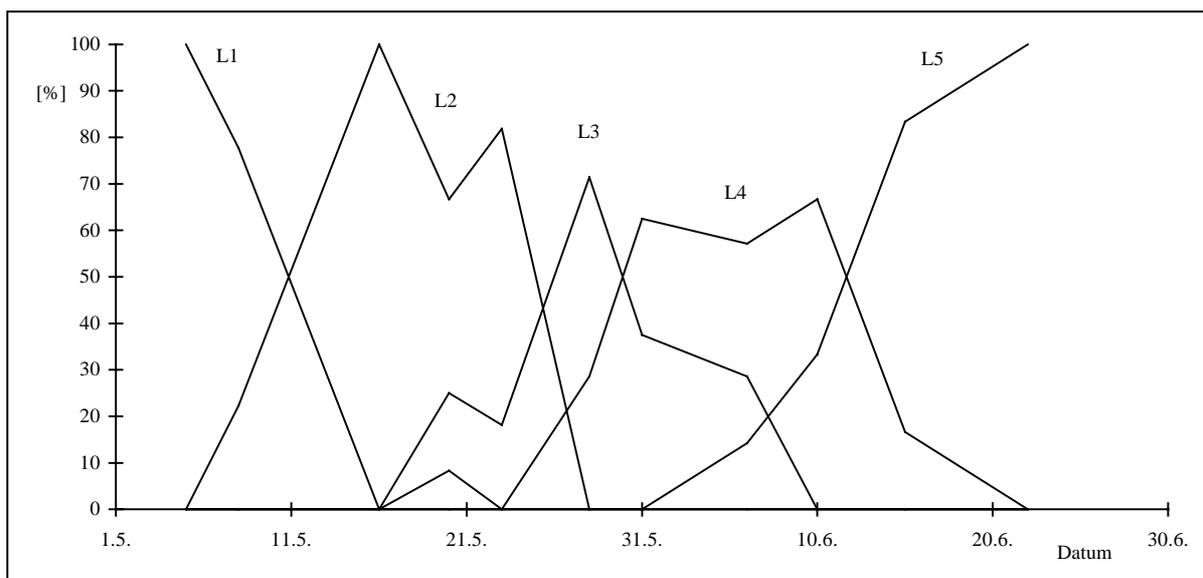


Abbildung 13: Phänologie der Larvenstadien von *Neophilaenus albipennis*, 1995, Teilpopulation Br 498

Der Vergleich der beiden Phänologie-Kurven von Br 2 (Abbildung 12) und Br 498 (Abbildung 13) zeigt eine Verschiebung der Maxima der einzelnen Larvenstadien auf Br 498 um etwa 9-11 Tage. Fläche Br 2 ist mit einer Hangneigung von 2 % nach Süden exponiert, Fläche Br 498 ist ein nordost-exponierter Hang mit einer Neigung von 25 %. Bei Nordexposition ist offenbar das Auftreten der ersten Larven verzögert, die Entwicklungsdauer der Larven zur Imago scheint jedoch nicht von der Exposition abhängig zu sein. *N. albipennis* benötigt zur Entwicklung von der L1 zur Imago 6 bis 7 Wochen, wobei jedes Larvenstadium etwa 8 bis 10 Tage dauert (Abbildung 12, Abbildung 13).

Die Adulten treten von Ende Mai/Mitte Juni bis Ende August auf. Das Schlüpfen der Adulten kann aber in den verschiedenen Jahren um fast vier Wochen variieren (vgl. Abbildung 21, S. 49). Wie die Phänologie der Adulten zeigt (Abbildung 14), traten 1995 die ersten adulten Tiere in Br 2 am 5. Juni auf.

Die durchschnittliche Dauer zwischen dem ersten Fang und dem letzten Wiederfang im 1995 durchgeführten Fang-Wiederfang erlaubt eine Abschätzung der Lebensdauer der Adulten. Sie beträgt bei den Männchen 14,1 mit einer Standardabweichung von 11,7 (n = 122) und bei den Weibchen 14,8 Tage mit einer Standardabweichung von 12,4 (n = 133). Der Unterschied zwischen den Männchen und den Weibchen ist nicht signifikant (Mann-Whitney-U-Test: $U = 7919,0$, $z = -0,3302$, $p = 0,63$). Die höchste beobachtete Lebensdauer betrug bei den Männchen 53 und bei den Weibchen 54 Tage. Die tatsächliche Lebensdauer ist jedoch höher, da nicht erfaßt werden kann wie lange ein Tier vor dem ersten Fang schon gelebt hat und wie lange ein Tier nach dem letzten Wiederfang noch lebt. Es ist aber bekannt, wann die letzten Tiere sich zu den Adulten entwickelt haben, im Jahr 1995 war dies der 25. Juni. Eine Verbesserung der Abschätzung der Lebensdauer kann nun erreicht werden, indem bei den Erstfängen, die nach diesem Datum erfolgten, die Tage zwischen dem 25. Juni und Erstfang zur Lebensdauer addiert werden. Die durchschnittliche Mindestlebensdauer beträgt so für die Männchen 21,6 (Standardabweichung: 14,1) und für die Weibchen 22,5 Tage (Standardabweichung: 14,3). Die höchste Lebensdauer ist jetzt bei den Männchen und den Weibchen 58 Tage, wobei auch hier der Unterschied in der durchschnittlichen Lebensdauer zwischen Männchen und Weibchen nicht signifikant (Mann-Whitney-U-Test: $U = 7830,5$, $z = -0,4810$, $p = 0,63$) ist. Zwischen Männchen und Weibchen ist folglich kein Unterschied in der Lebensdauer nachzuweisen.

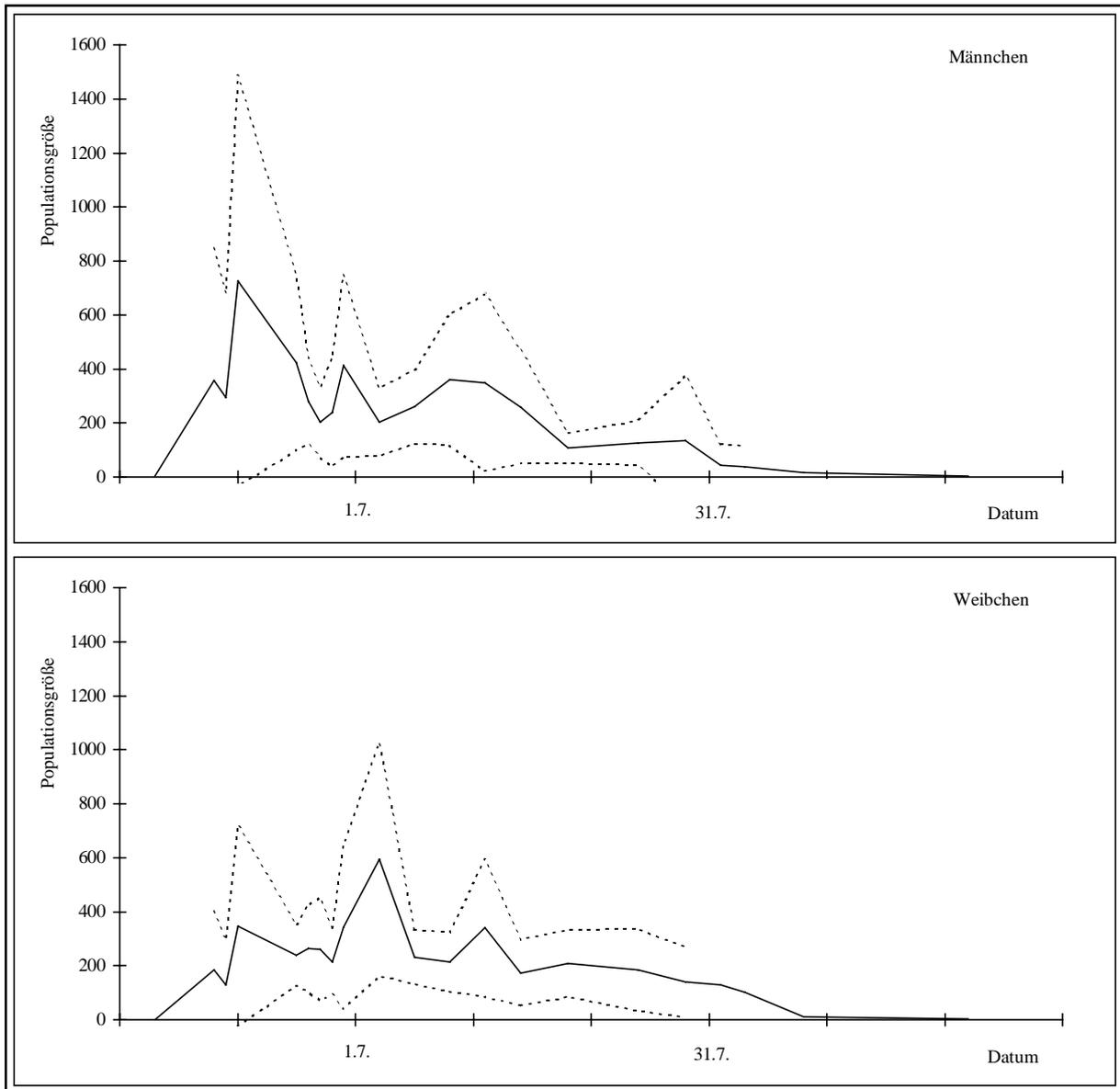


Abbildung 14: Phänologie der Adulten von *Neophilaenus albipennis*, dargestellt ist die Populationsgröße mit dem 95 %-Konfidenzintervall der Schätzung.

Die ersten Kopulationen konnten Mitte Juni beobachtet werden. Diese dauern oft sehr lange und der beobachtete Höchstwert lag bei etwa einer Stunde. Paarungen konnten bis Mitte August beobachtet werden, also fast während der gesamten Saison der Adulten. Die Männchen treten synchron mit den Weibchen auf und haben die gleiche Lebensdauer. Dies deutet, zusammen mit den späten Kopulationen, auf mehrmalige Kopulation der Weibchen hin. In den Fang-Wiederfang-Experimenten konnten nur 15 Paarungen mit markierten Tieren beobachtet werden, so daß keine Aussagen über mehrmalige Kopulationen, weder bei den Männchen noch den Weibchen, gemacht werden können.

4.3.2.2. Verteilung der Larven

4.3.2.2.1. Dichte

Die Dichte der Larven wurde in zwei Teilpopulationen mit der Quadratmethode ermittelt (Tabelle 20), wobei die Dichte am Maximum des jeweiligen Stadiums gemessen wurde. Sie nimmt in beiden Flächen mit zunehmender Entwicklung nicht in dem Maße ab, wie dies aus den ermittelten Mortalitäten zu erwarten wäre (vgl. Tabelle 22, S. 42). Diese Diskrepanz ist auf den Erfassungsfehler bei jüngeren Larven und die geringe Stichprobengröße zurückzuführen. Es zeigt sich aber, daß die Dichte in Br 2 deutlich höher ist als in Br 498. Der Unterschied ist ab dem Stadium L3 signifikant (Tabelle 20).

Tabelle 20: Dichte der Larven von *Neophilaenus albipennis* am Maximum des jeweiligen Larvenstadiums, angegeben ist der Mittelwert (n = 6) mit Standardabweichung. Unterschiede geprüft mit dem t-Test.

Stadium	Br 2	Br 498	Sign.
L1	2,0 ± 1,8	1,2 ± 1,2	-
L2	2,8 ± 1,9	1,5 ± 2,0	-
L3	4,0 ± 1,9	0,8 ± 1,6	p < 0,05
L4	4,2 ± 2,2	0,7 ± 0,5	p < 0,01
L5	5,0 ± 4,3	0,8 ± 1,0	p < 0,05

4.3.2.2.2. Verteilung im Habitat

Aus den Dichten der Larven läßt sich mittels TAYLOR's 'power law' (vgl. TAYLOR et al. 1978) die Art der Verteilung innerhalb der Habitate ableiten. Dazu wurde die Varianz gegen den Mittelwert der Dichteerhebungen (6 Stichproben) der einzelnen Larvenstadien in einem Koordinatensystem jeweils logarithmisch aufgetragen und die Regressionsgerade berechnet. In beiden Untersuchungsflächen ist die Steigung der Regressionsgeraden größer als 1 (Abbildung 15), was eine Abweichung von einer zufälligen Verteilung bedeutet. Bei einer Steigung größer 1 wird eine geklumpfte Verteilung angenommen, Steigungen kleiner 1 dagegen deuten auf zunehmende Gleichverteilung hin. Die Larven von *N. albipennis* sind in den Habitaten demnach geklumpft verteilt.

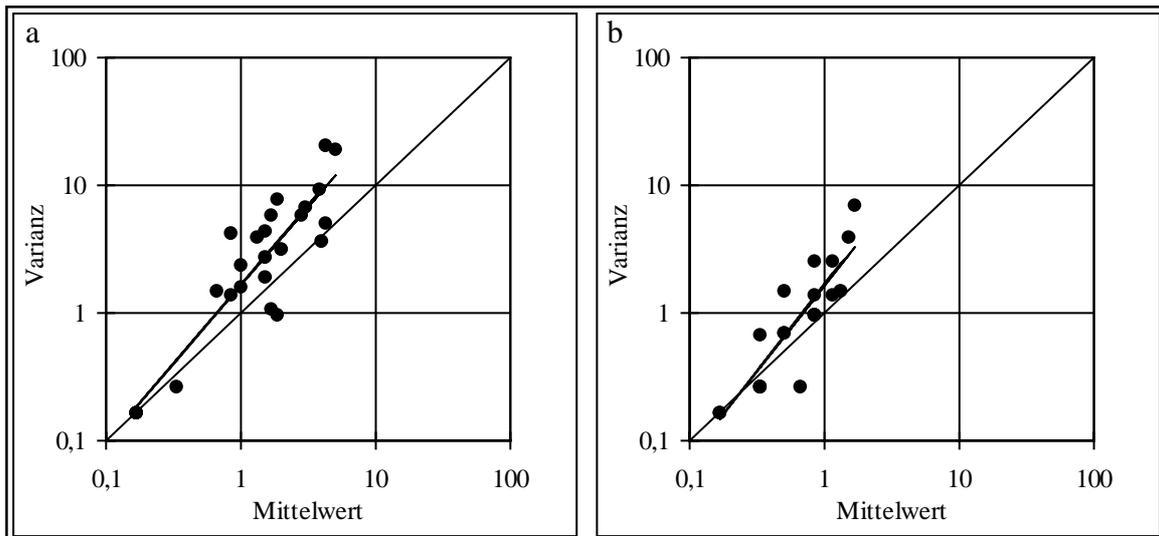


Abbildung 15: Logarithmische Auftragung der Varianz gegen den Mittelwert der nach Larvenstadien getrennten Dichtemittlungen (Ind./m², n = 6), mit Regressionsgerade. (a) Br 2 (n = 27), (b) Br 498 (n = 21).

4.3.2.2.3. Aggregation in den Schaumballen

Die Larven von *Neophilaenus albipennis* sind in den Schaumballen aggregiert (Abbildung 16, Abbildung 17), gefunden wurden bis zu vier Larven pro Schaumballen. Die Aggregation nimmt in beiden Teilpopulationen mit zunehmender Entwicklung ab, am höchsten ist sie bei den L1. In Teilpopulation Br 498 leben 36,6 % der L1 einzeln im Schaumballen, in Teilpopulation Br 2 55,6 %.

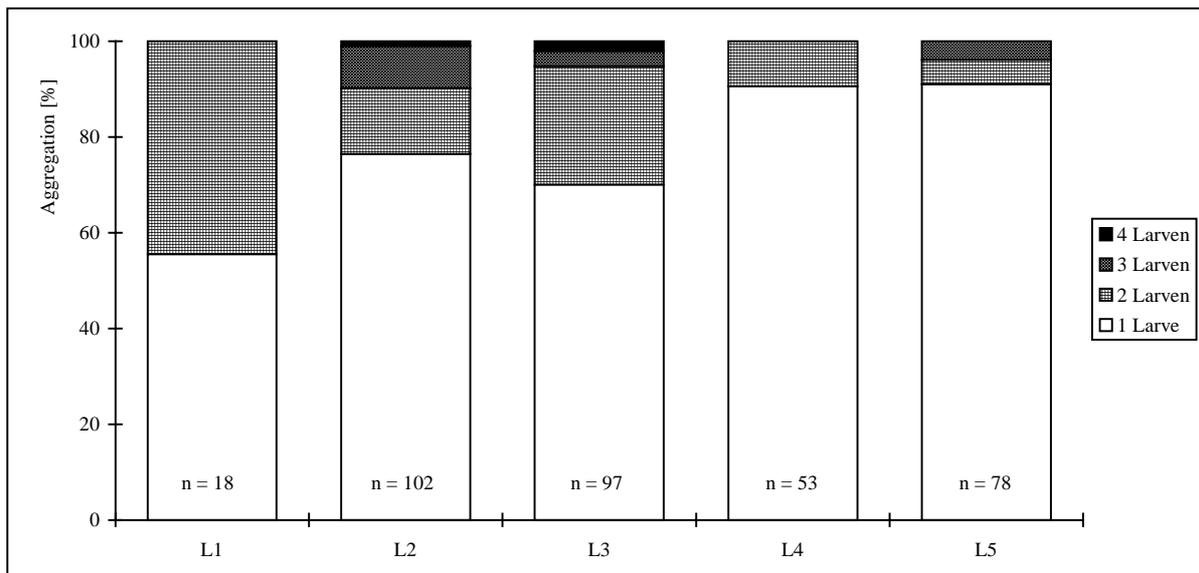


Abbildung 16: Aggregation der Larven von *Neophilaenus albipennis* in Teilpopulation Br 2 in den einzelnen Larvenstadien.

In Teilpopulation Br 498 leben von der L1 19,5 % zu zweit in einem Schaumballen. Auffallend ist der hohe Anteil (39,0 %) der Individuen die zu dreien in einem Schaumballen leben. In einer Aggregation von insgesamt vier Tieren leben hier 4,9 % der L1. Aggregationen von mehr als zwei Individuen wurden bei der L1 in Br 2 nicht nachgewiesen, was aber auch an der geringen Stichprobengröße liegen könnte. Vier Larven in einem Schaumballen wurden nur in den ersten drei Stadien beobachtet, die Aggregation sinkt von der L1 zur L3. In den Larvenstadien L4 und L5 liegt die Aggregation nur mehr zwischen 9,0 und 14,8 %.

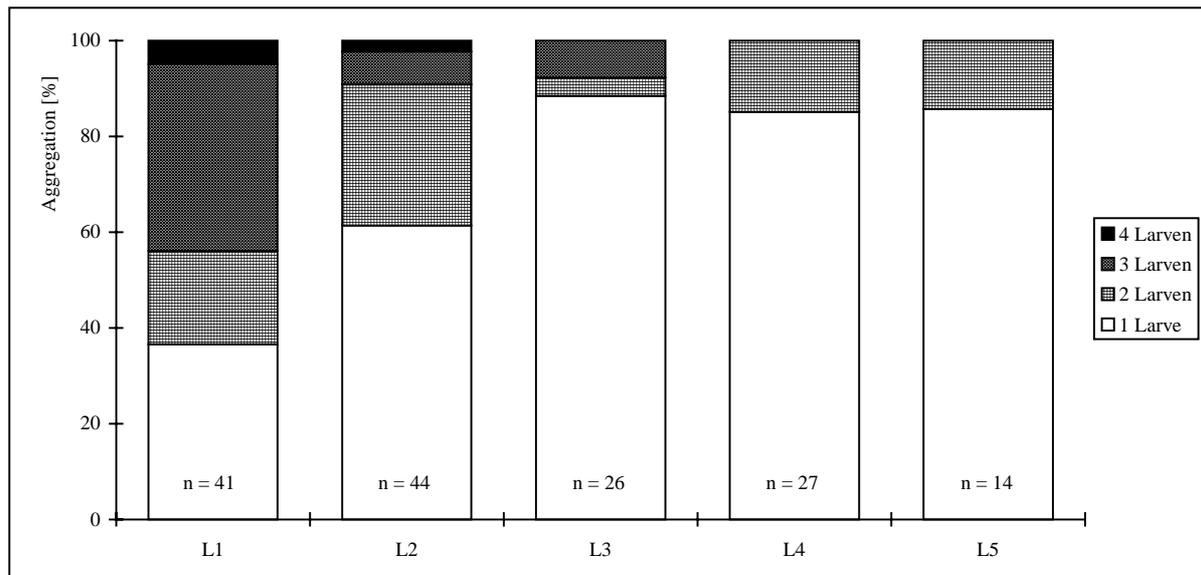


Abbildung 17: Aggregation der Larven von *Neophilaenus albipennis* in Teilpopulation Br 498 in den einzelnen Larvenstadien.

Die beiden Teilpopulationen unterscheiden sich stark in der Larvendichte (Tabelle 20). Obwohl die Dichte der Larven auf Br 2 wesentlich höher ist als auf Br 498, ist der Aggregationsgrad der Larven über alle Stadien betrachtet nicht erhöht oder erniedrigt. Ein Abhängigkeit der Aggregation von der Dichte der Larven ist nicht nachzuweisen.

Bei 368 untersuchten Schaumballen wurde nur in einem einzigen Fall mehr als ein Schaumballen am selben Halm der Wirtspflanze gefunden - zwei L4 in getrennten Schaumballen. Das heißt, falls mehrere Larven an einem Halm sitzen, dann immer zusammen in einem Schaumballen, obwohl die Spanne der Aufenthaltshöhen (vgl. Tabelle 21), zumindest der älteren Larven, sehr hoch ist und sich die Schaumballen nicht zwangsläufig vereinigen müßten.

Zusätzlich zu den Larven von *N. albipennis* wurden in 4 von den 368 untersuchten Schaumballen (= 1,1 %) Larven von einer anderen Schaumzikadenart, *Philaenus spumarius* (L., 1758), gefunden. Diese befanden sich im Stadium L1 bis L3. Ältere Larven von *P. spumarius* kamen nicht zusammen mit Larven von *N. albipennis* vor.

4.3.2.2.4. Höhenverteilung an der Wirtspflanze

Die Larven sitzen am Grund des Stengels von *Brachypodium pinnatum*. Die Höhe der Position der Larven am Stengel nimmt mit zunehmender Entwicklung zu (Tabelle 21). Die L1 sitzt im Durchschnitt in 1,5 cm Höhe, während die L5 im Durchschnitt in 4,8 cm Höhe sitzt. Auch die Standardabweichung nimmt mit zunehmendem Entwicklungsstadium zu, d.h. die Spanne der Aufenthaltshöhen wird größer.

Tabelle 21: Aufenthaltshöhe der Larven an der Wirtspflanze in den einzelnen Entwicklungsstadien und die Länge der Wirtspflanze, angegeben ist der Mittelwert mit Standardabweichung.

Stadium	Höhe am Halm	Halmlänge
L1	1,5 ± 0,7 cm (n = 18)	15,9 ± 5,8 cm
L2	1,9 ± 0,9 cm (n = 97)	18,7 ± 6,5 cm
L3	2,4 ± 1,1 cm (n = 67)	20,3 ± 6,7 cm
L4	3,3 ± 1,5 cm (n = 28)	26,0 ± 9,0 cm
L5	4,8 ± 3,2 cm (n = 47)	29,4 ± 5,9 cm

Die Länge der Halme und damit die Vegetationshöhe steigt mit zunehmendem Larvenstadium. Die durchschnittliche Halmlänge beträgt bei L1 15,9 cm und steigt bis 29,4 cm bei L5. Diese Zunahme ist einfach durch das Wachstum von *B. pinnatum* zu erklären. Die Larven leben trotz des Wachstums der Wirtspflanze während ihrer gesamten Entwicklung in einem ziemlich eng begrenzten bodennahen Bereich im Pflanzenbestand.

4.3.2.3. Lebensstafel

In den beiden Teilpopulationen Br 2 und Br 498 wurden die Mortalitäten der einzelnen Larvenstadien zum darauffolgenden unter Verwendung zwei verschiedener Methoden bestimmt. Mit der Methode der individuellen Markierung der Larven wurden die Mortalitäten direkt bestimmt (Tabelle 22). Die höchste Mortalität weist das 1. Larvenstadium auf. In Br 2 unterliegen die L1 einer Mortalität von 83,3 %, in Br 498 von 50,0 %. Die Mortalität beträgt bei der Entwicklung von L2 nach L3 49,0 bzw. 50,0 %, geht weiter zurück und liegt bei der Entwicklung von L3 nach L4 bei 26,1 bzw. 32,0 %. Bei der Entwicklung von der L4 zur L5 steigt die Mortalität wieder an und beträgt 31,1 bzw. 46,2 %. Die Überlebensrate von L1 bis zum letzten Larvenstadium L5 ist 4,3 bzw. 9,1 %.

Tabelle 22: Überlebensrate und Mortalität der einzelnen Entwicklungsstadien ermittelt mit der Methode der individuellen Markierung (IM) und der Blattkäfigmethode (BK), in Klammern ist die Zahl der beobachteten Individuen angegeben. l_x : Überlebensrate, q_x : Mortalität, * Überlebensrate mit der Mortalität aus der Blattkäfigmethode berechnet.

Stadium	Br 2				Br 498			
	IM		BK		IM		BK	
	l_x	q_x	l_x	q_x	l_x	q_x	l_x	q_x
L1	1,000 (n = 12)	0,833	1,000 (n = 2)	0,500	1,000 (n = 18)	0,500	1,000 (n = 12)	0,583
L2	0,167 (n = 51)	0,490	0,500 (n = 15)	0,467	0,500 (n = 28)	0,500	0,417 (n = 8)	0,375
L3	0,085 (n = 46)	0,261	0,267 (n = 17)	0,294	0,250 (n = 25)	0,320	0,261 (n = 6)	0,000
L4	0,063 (n = 45)	0,311	0,188 (n = 12)	0,083	0,170 (n = 22)	0,462	0,261 (n = 5)	0,000
L5	0,043		0,173 (n = 24)	0,167	0,091		0,261 (n = 6)	0,167
Imago	0,036*		0,144		0,076*		0,217	

Wie in Kapitel 4.3.2.2.1., S. 38 gezeigt wurde, ist die Dichte der Larven in Teilpopulation Br 2 deutlich höher als in Br 498. Während die Larvalmortalität im 1. Larvenstadium in Br 2 höher als in Br 498 ist, so ist sie bei den weiteren Stadien in Br 498 höher. Aus diesen Ergebnissen wird nicht klar, ob eine Dichteabhängigkeit der Mortalität der Larven vorliegt.

Mit der Blattkäfigmethode wurden die Mortalitäten der einzelnen Larvenstadien unter Ausschluß von Feinden bestimmt. Die Mortalität nimmt wieder mit zunehmender Entwicklung der Larven deutlich ab (Tabelle 22). Die Larvenstadien L1 und L2 weisen mit 50,0 und 46,7 bzw. 58,3 und 37,5 % die höchste Sterblichkeit auf. Sie geht bei L3 und L4 in Teilpopulation Br 2 auf 29,4 und 8,3 % zurück. In Br 498 entwickelten sich alle eingesetzten L3 und L4 zum nächsten Stadium.

Die Mortalität der einzelnen Larvenstadien ist bei den in Blattkäfigen lebenden Larven geringer als bei freilebenden (Tabelle 22). Die Überlebensrate von L1 zu L5 ist in den Blattkäfigen 14,0 bzw. 17,0 Prozentpunkte höher. Nur in den beiden Larvenstadien L3 und L4 ist ein größerer Anteil von Feinden an der Mortalität erkennbar. Insgesamt zeigt sich aber nur ein geringer Einfluß von Feinden auf die Mortalität der Larven, vor allem wenn berücksichtigt wird, daß neben dem Ausschluß von Feinden auch das veränderte Mikroklima in den Blattkäfigen als Ursache für die verminderte Mortalität in Betracht kommen könnte.

Mit der Blattkäfigmethode wurde auch die Mortalität bei der Entwicklung vom letzten Larvenstadium zur Imago ermittelt, sie beträgt in beiden Teilpopulationen 16,7 %. Die Überlebensrate vom ersten Larvenstadium zur Imago liegt in den Blattkäfigen bei 14,4 bzw. 21,7 %. Legt man die hier ermittelte Mortalität der L5 zugrunde, so ergibt sich bei den freilebenden Tieren eine Überlebensrate vom ersten Larvenstadium zur Imago von 3,6 bzw. 7,6 %.

Zur Erstellung einer kompletten Lebensstafel, die auch die Grundlage für das Überlebensmodell darstellt, fehlen noch Daten zu Eiablage und Eimortalität. Da es nicht gelang, *N. albipennis* im Labor zu züchten, fehlen Angaben zur Zahl der abgelegten Eier, außerdem standen dadurch keine Eier für das Ausbringen im Freiland zur Verfügung. Da es auch nicht möglich ist, Eier im Freiland zu sammeln (vgl. WHITTAKER 1965b), konnte die Eimortalität nicht gemessen werden.

Die Eizahl muß also geschätzt werden. Bei Schaumzikaden-Weibchen aus der Gattung *Neophilaenus* reifen die Eier in den Ovariolen synchron heran und werden innerhalb kurzer Zeit abgelegt, worauf ein weiterer Satz Eier reift (WHITTAKER 1971). Das synchrone Ablegen konnte durch Ovaruntersuchungen bei *N. albipennis*-Weibchen bestätigt werden. Auch mitten in der Saison wurden Weibchen ohne reife Eier gefunden, also Weibchen, die gerade einen kompletten Satz abgelegt haben. Die ersten Eier sind etwa 15 Tage nach dem Schlüpfen des Weibchens reif zur Ablage. Bei der Sektion von Weibchen von *N. albipennis* wurden 16 Ovariolen gefunden.

Die vervollständigte Lebensstafel von *N. albipennis* zeigt Tabelle 23, wobei drei unterschiedliche Eizahlen zugrunde gelegt werden. Bei angenommen 32 Eiern (2 Eiablagen), als auch bei 48 Eiern (3 Ablagen) je Weibchen würden die abgelegten Eier in Br 2 nicht ausreichen, um die auf die vorangegangenen Stadien wirkende Mortalität auszugleichen. In Br 498 ergibt sich eine Eimortalität von 17,8 % (2 Eiablagen) bzw. 45,2 % (3 Eiablagen). Bei den eingesetzten Eizahlen wurde der Schlüpfzeitpunkt und die Mortalität der Weibchen ignoriert. In einem individuenbasierten Modell wurden diese Faktoren berücksichtigt (vgl. Kapitel 4.3.6.), und es ergibt sich für das Jahr 1995 eine mittlere Eizahl pro Weibchen von 35,8 ($n = 1000$) und eine Eimortalität von 26,5 % in Br 498.

Tabelle 23: Lebensstafel von *Neophilaenus albipennis* ermittelt mit der individuellen Markierung, angegeben ist die Zahl der überlebenden Individuen ausgehend von 100 Larven L1. Zahl der abgelegten Eier geschätzt: (a) 32 Eier je Weibchen, (b) 48 Eier, (c) 35,8 Eier (vgl. Text).

Stadium	Br 2	Br 498
a		
L1	100	100
Imago	3,6	7,6
davon ♀ ♀	1,8	3,8
abgelegte Eier	57,6	121,6
Eimortalität (%)	-	17,8
b		
L1-Imago	3,6	7,6
davon ♀ ♀	1,8	3,8
abgelegte Eier	86,4	182,4
Eimortalität (%)	-	45,2
c		
L1-Imago	3,6	7,6
davon ♀ ♀	1,8	3,8
abgelegte Eier	64,4	136,0
Eimortalität (%)	-	26,5

Die Larven von *Neophilaenus albipennis* leben aggregiert in den Schaumballen. Der Vergleich von zu mehreren in einem Schaumballen aggregierten Larven mit einzeln lebenden Larven in deren Mortalität zeigt einen deutlichen Unterschied (Tabelle 24). Die Mortalität der nicht aggregierten Larven ist in allen Entwicklungsstadien und in beiden Teilpopulationen wesentlich höher. Die Unterschiede in den jeweiligen Entwicklungsschritten konnten mit dem Chi²-Test nicht gesichert werden, vermutlich wegen der jeweils geringen Stichprobenzahl. Werden alle Stadien und beide Teilpopulationen zusammengefaßt, so ergibt der Chi²-Test mit $p = 0,036$ ($\text{Chi}^2 = 4,39$) einen signifikanten Unterschied. Die Mortalität ist also bei einzeln lebenden Larven höher als bei aggregierten.

Tabelle 24: Vergleich der Mortalität von aggregierten und nicht aggregierten Larven von *Neophilaenus albipennis*.

Larven	Teilpopulation Br 2		Teilpopulation Br 498	
	Mortalität (%) nicht aggregiert	Mortalität (%) aggregiert	Mortalität (%) nicht aggregiert	Mortalität (%) aggregiert
L1 ↓	88,9 (n = 9)	66,7 (n = 3)	66,7 (n = 6)	41,7 (n = 12)
L2 ↓	52,8 (n = 36)	40,0 (n = 15)	57,1 (n = 14)	33,3 (n = 12)
L3 ↓	29,0 (n = 31)	20,0 (n = 15)	35,0 (n = 20)	20,0 (n = 5)
L4 ↓	34,2 (n = 38)	14,3 (n = 7)	61,1 (n = 18)	25,0 (n = 4)
L5				

4.3.3. Mobilität und Isolation

Zur Ermittlung der Mobilität von *Neophilaenus albipennis* wurden Fang-Wiederfang-Experimente durchgeführt, wobei auf zwei Maßstabsebenen gearbeitet wurde. Zum einen wurde die Mobilität innerhalb des Habitats gemessen, zusätzlich wurde versucht, einen eventuellen Austausch zwischen Habitaten nachzuweisen.

Bei Untersuchungen zur Mobilität innerhalb eines Habitats sind die maximal nachweisbaren zurückgelegten Entfernungen von der Ausdehnung des Habitats abhängig. In der Untersuchungsfläche Br 2 ist dies ein Wert von etwa 40 m. Es wurden 1995 insgesamt 683 Individuen markiert, 376 Männchen und 307 Weibchen. Wiedergefangen wurden 254 Individuen (Wiederfangrate: 37,2 %), davon 122 Männchen (Wiederfangrate: 32,4 %) bei 174 Wiederfängen und 132 Weibchen (Wiederfangrate: 43,0 %) bei 202 Wiederfängen.

Tabelle 25: Ergebnisse der Fang-Wiederfang-Experimente (23 Fangtage) im Jahr 1995 (Lebensdauer mit Standardabweichung).

	Zahl der markierten Tiere	Wiederfänge/ Wiederfangereignisse	Populationsmaximum/ korrigiert	Gesamt-populationsgröße	Lebensdauer, korrigiert (Tage)	maximale Mobilität: Luftlinie/aufsummiert
♂	376	122/174	726/482	973	21,6 ± 14,1 max. 58	20/31 m
♀	307	132/202	594/331	602	22,5 ± 14,3 max. 58	16/21 m
♂+♀	683	254/376	1320/813	1575	-	-

Die größte zurückgelegte Entfernung innerhalb von Br 2 betrug in Luftlinie 20 m, die kumulative Mobilitätskurve ist Abbildung 18 zu sehen. Etwa 90 % der Tiere bewegen sich nicht weiter als 10 m fort. Die Mobilität der Männchen ist signifikant höher als die der Weibchen (Mann-Whitney-U-Test: $U = 6521,5$, $z = -2,7992$, $p = 0,0051$). Die Zahl der markierten Tiere, als auch die Wiederfangrate, ist bei den Weibchen nicht geringer als bei den Männchen. Der gefundene Unterschied in der Mobilität ist also nicht auf unterschiedliche Fangwahrscheinlichkeit zurückzuführen, sondern dürfte mit der höheren Aktivität bei der Partnerfindung zu erklären sein. Summiert man sämtliche Entfernungen zwischen allen Wiederfängen eines Tieres, so erhöhen sich die Werte für die maximal zurückgelegten Entfernungen nur geringfügig. Das Maximum liegt dann bei den Männchen bei 31 m und bei den Weibchen bei 21 m.

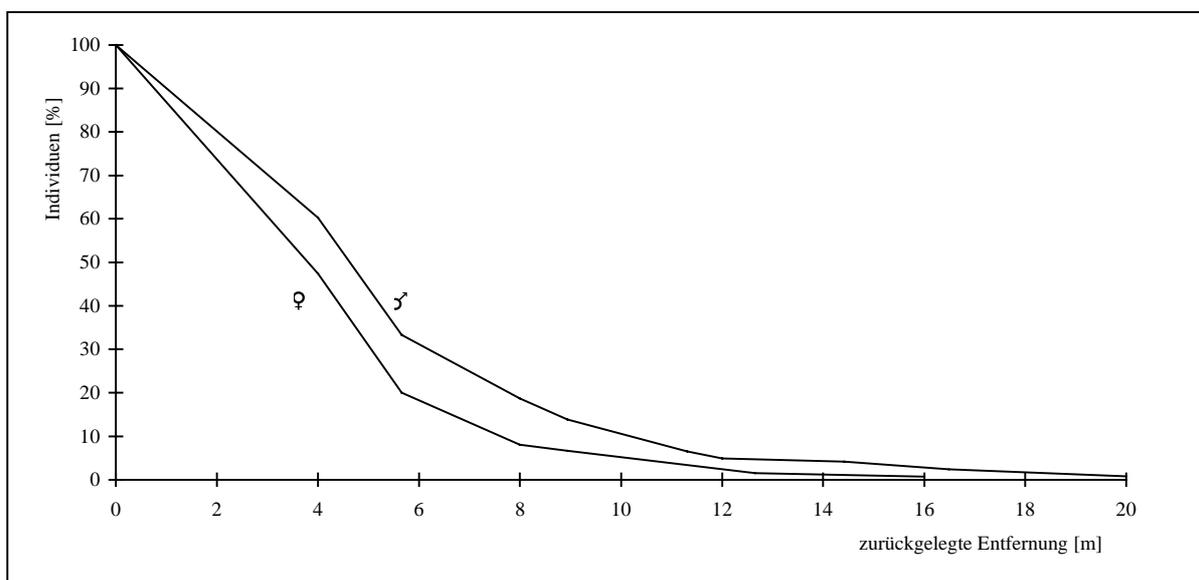


Abbildung 18: Mobilität von *Neophilaenus albipennis* in Teilpopulation Br 2 und angrenzenden Teilpopulationen, kumulativ aufgetragen (n = 254).

Die zweite Maßstabsebene ist der Austausch zwischen Teilpopulationen. Dazu wurden im Jahr 1994 in fünf Flächen insgesamt 627 Individuen markiert, die Anordnung der Versuchsflächen zeigt Abbildung 19. Während der gesamten Saison der Adulten wurden 25 Flächen regelmäßig nach markierten Tieren abgesucht. Von den 25 Flächen waren 10 von *N. albipennis* besetzt und 15 unbesetzt. Wie Abbildung 19 zeigt, liegen die Flächen in einer Reihe von verschiedenen Entfernungen zueinander.

Es wurde kein Individuum beobachtet, das in einer Teilpopulation auftauchte, in der es nicht markiert wurde. Es konnte somit kein Austausch zwischen den Flächen festgestellt werden, auch nicht zwischen den eng benachbarten Teilpopulationen.

Im Jahr 1995 wurden in Br 2 (vgl. Abbildung 19) und den beiden nächstliegenden Flächen insgesamt 687 Individuen markiert und dabei lediglich ein Individuum nachgewiesen, das von der am nächsten liegenden Fläche nach Br 2 überwechselte. In den Flächen östlich von Br 2 wurden bei regelmäßigen Kontrollen keine markierten Tiere gefunden.

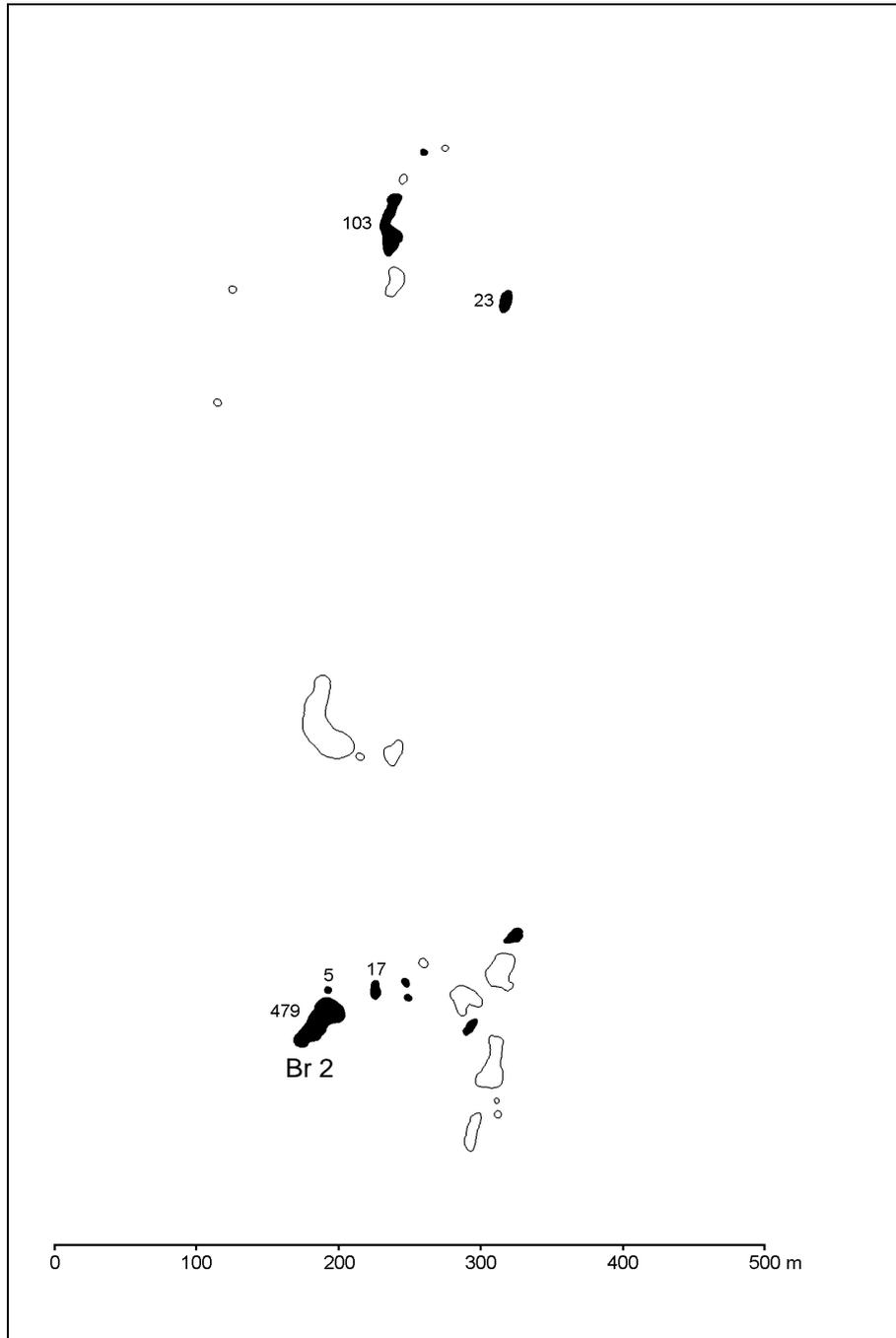


Abbildung 19: Karte der Flächen des im Jahr 1994 durchgeführten Fang-Wiederfang-Experiments zur Ermittlung eines eventuellen Austauschs zwischen Teilpopulationen. Ausgefüllte Flächen sind von *Neophilaenus albipennis* besetzt. Die Zahlen bei den Flächen geben die Zahl der markierten Individuen an.

Ein Fliegen von *N. albipennis* konnte nicht nachgewiesen werden. Beim Freilassen der Tiere von einem erhöhten Punkt aus springen diese ohne Flugbewegungen zu Boden. Dies ist auch bei weiteren Arten der Gattung *Neophilaenus* wie *N. campestris*, *N. infumatus* und *N. minor* zu beobachten. Andere Schaumzikaden, wie *Philaenus spumarius* oder *Cercopis sanguinolenta*, können durch eine derartige Prozedur zu

einem kurzen Flug veranlaßt werden. Beide Geschlechter von *N. albipennis* besitzen voll ausgebildete Vorder- und Hinterflügel, sind also potentiell flugfähig, aber unter welchen Bedingungen die Tiere fliegen, ist nicht geklärt.

Bei *N. albipennis* müssen demnach zwei Formen von Mobilität unterschieden werden. Innerhalb des Habitats und im Nahbereich auch zwischen Habitaten bewegen sich die Adulten am Boden fort, die dabei zurückgelegten Strecken sind gering. Zwischen entfernteren Habitaten kann aktiv ein Individuenaustausch nur durch Fliegen erfolgen, möglicherweise kommen auch passive Ausbreitungsmechanismen in Betracht.

Die Ausbreitungsfähigkeit von *N. albipennis* ist - zumindest in den Jahren in denen kein Fliegen nachweisbar ist - sehr gering. Dies impliziert eine geringe Besiedlungsfähigkeit unbesetzter Habitats. Wie die Analyse der Verbreitung gezeigt hat (vgl. Kapitel 4.3.1.1.), wird der Besetzungsgrad der Habitats u.a. vom Isolationsgrad bestimmt. Die Inzidenz nimmt mit zunehmender Isolation der Habitats ab (Abbildung 20). Potentielle Habitats mit einer Entfernung von mehr als 500 m von der nächsten Teilpopulation sind nicht besetzt. Die Verbreitung von *N. albipennis* im Untersuchungsgebiet weist demnach Lücken auf, die auf Isolationseffekte zurückgeführt werden können.

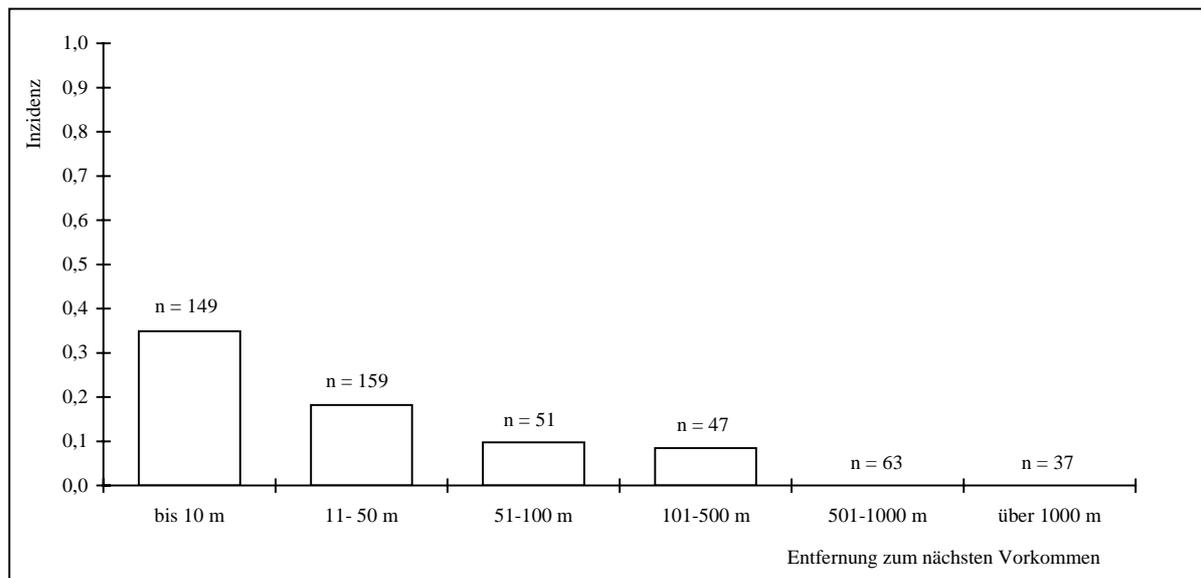


Abbildung 20: Abhängigkeit der Inzidenz von *Neophilaenus albipennis* von der Entfernung zum nächsten Vorkommen.

4.3.4. Populationsdynamik

Von *Neophilaenus albipennis* liegen von Br 2 Populationsgrößenschätzungen aus drei Jahren vor. 1993, im ersten Jahr der Untersuchung, wurde die Populationsgröße von Br 2 mit der Saugfangmethode geschätzt. Das Populationsmaximum lag bei über 8000 Individuen (Abbildung 21).

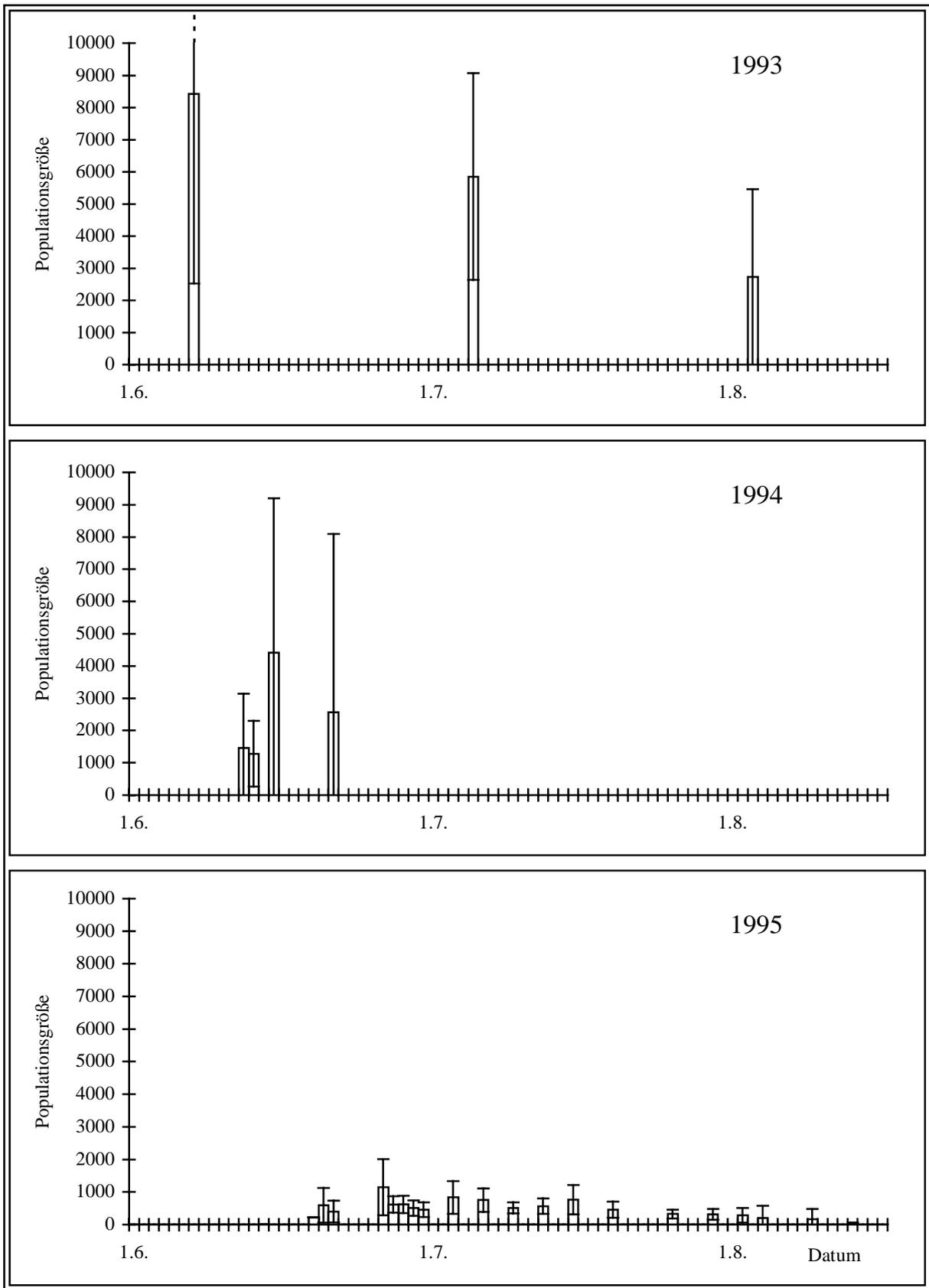


Abbildung 21: Populationsdynamik von *Neophilaenus albipennis* in Br 2 in drei aufeinanderfolgenden Jahren. Angegeben ist die Populationsgröße mit 95 %-Konfidenzintervall bzw. für 1993 die aus der Dichte errechnete Populationsgröße mit Standardabweichung.

In den darauffolgenden Jahren wurde zur Populationsgrößenschätzung die Fang-Wiederfang-Methode verwendet. Im Jahr 1994 war die Populationsgröße deutlich geringer und lag bei etwa 2000 Individuen, läßt sich aber aufgrund des zum Teil hohen Fehlers der Schätzung nicht genau angeben. Im darauffolgenden Jahr war die Populationsgröße auf Br 2 weiter zurückgegangen und lag am Maximum bei etwa 800 Individuen. Die Populationsgröße von Br 2 nimmt also innerhalb der drei Jahre um eine Zehnerpotenz ab.

4.3.5. Metapopulationsdynamik

In der logistischen Regressions-Analyse (siehe Kapitel 4.2.2.1) geht neben der Flächengröße auch die Entfernung zur nächsten Teilpopulation als Isolationfaktor signifikant in das Modell ein. Die Entfernungen reichen von 5 bis 1548 m mit einer durchschnittlichen Entfernung von 221,5 m bei einer Standardabweichung von 401,3. Die Auftragung der *Brachypodium pinnatum*-Bestände bezüglich Flächengröße und Isolation (Abbildung 22) zeigt, daß sehr kleine Flächen insgesamt nur selten besetzt sind (vgl. Abbildung 11, S. 29). Kleine Flächen sind nur besiedelt, wenn sie sehr nahe an anderen Vorkommen liegen. Habitate mit einer Flächengröße ab 10 m² und einer Isolation unter 100 m haben den höchsten Besetzungsgrad (58,5 %), nur 4 besetzte Flächen sind mehr als 100 m von der nächsten Teilpopulation entfernt. Bei sehr hoher Isolation sind auch große Flächen nicht mehr besetzt. Isolation ist also, neben der Flächengröße, einer der wichtigsten Faktoren, die die Verbreitung von *Neophilaenus albipennis* bestimmen.

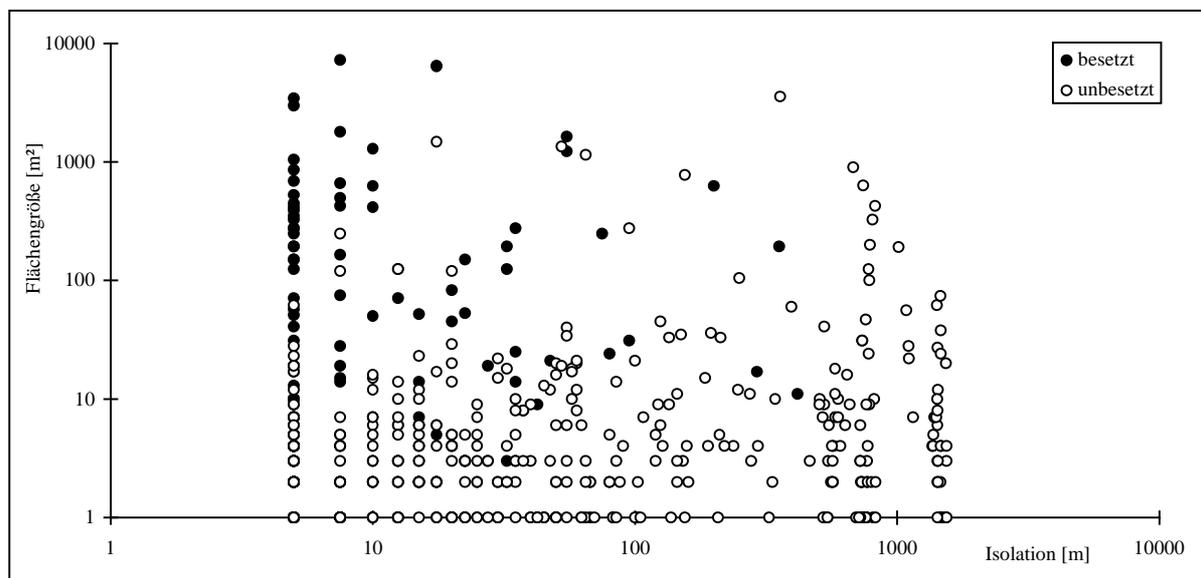


Abbildung 22: Flächengröße und Isolation der *Brachypodium pinnatum*-Bestände mit deren Besetzung.

Von *N. albipennis* wurden im Jahr 1994 im Untersuchungsgebiet 90 Teilpopulationen gefunden. In diesen 90 Flächen konnte die Art 1995 in 20 nicht wieder nachgewiesen

werden. Aufgrund der hohen Nachweisintensität (vgl. Kapitel 3.2.3) kann davon ausgegangen werden, daß die überwiegende Mehrzahl dieser 20 Teilpopulationen ausgestorben ist, die Aussterberate beträgt 22,2 %. Sie ist in kleinen Flächen, und damit kleinen Teilpopulationen, am höchsten und nimmt mit zunehmender Flächengröße schnell ab (Abbildung 23), große Flächen zeigten keine Dynamik. Zwischen den von 1994 nach 1995 überlebenden und den ausgestorbenen Habitaten besteht kein Unterschied in der Isolation (Mann-Whitney-U-Test: $U = 639,5$, $p = 0,539$). Es starben auch weiter entfernte Teilpopulationen aus und nicht nur kleine Habitate, die in der Nähe großer Habitate liegen.

In 50 zufällig ausgewählten Flächen, die 1994 nicht besetzt waren, konnte 1995 nur in drei Flächen die Art nachgewiesen werden. Hochgerechnet auf die 416 im Vorjahr unbesetzten Habitate ergeben sich 25 Wiederbesiedlungen, somit beträgt die Wiederbesiedlungsrate 7,5 % und ist niedriger als die Aussterberate.

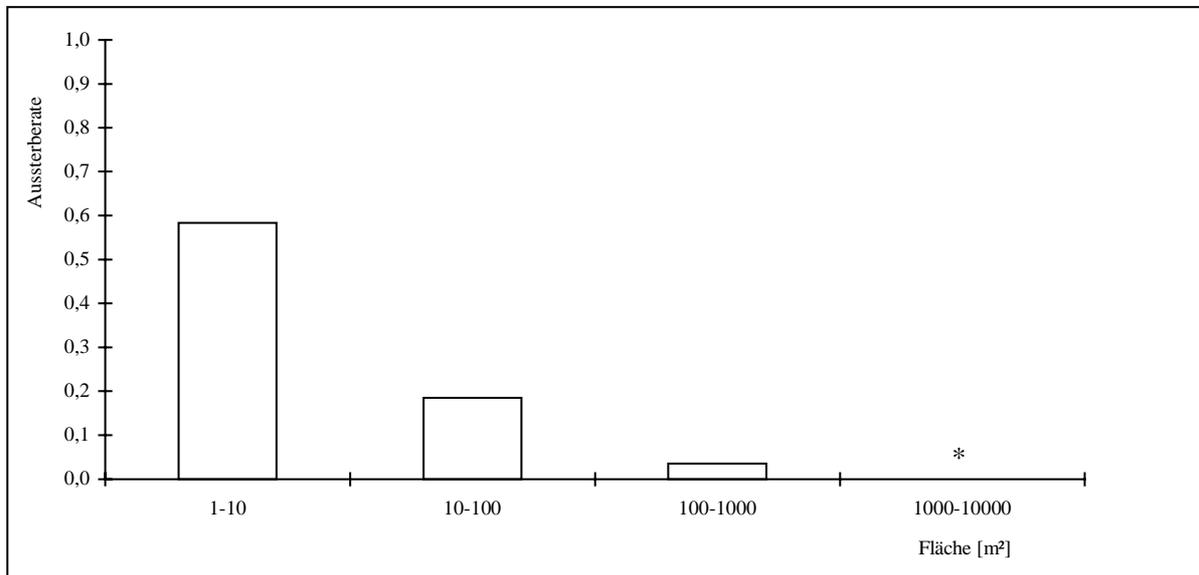


Abbildung 23: Beobachtete Aussterberate von Habitaten - 1994 besetzt und 1995 unbesetzt - in Abhängigkeit von deren Flächengröße. * bei Flächen ab 1000 m² wurde keine Änderung zwischen 1994 und 1995 beobachtet.

Die Abhängigkeit der Verbreitung von Flächengröße und Isolation, sowie die beobachteten Aussterbe- und Wiederbesiedlungsereignisse weisen auf eine Populationsstruktur in Form einer Metapopulation hin. Zur Überprüfung dieser Annahme wurde getestet, ob die Ergebnisse in Einklang mit theoretischen Vorstellungen zur Metapopulationsdynamik gebracht werden können.

Zur Metapopulationsdynamik liegen eine Reihe von theoretischen Modellen vor (HANSKI 1991, 1992, 1994a, 1994b, HANSKI & GYLLENBERG 1993, HASTINGS & WOLIN 1989). Das Modell von HANSKI (1994a) erlaubt eine relativ einfache, d.h. auf einem Minimum von Parametern basierende Anpassung an beobachtete Daten zum Besetzungsmuster der Habitate einer Art. Eingangsdaten in das Modell sind Flächengröße und räumliche Anordnung der Habitate, sowie Vorkommen oder Nichtvorkommen der Art in den einzelnen Habitaten. Während das Inzidenzmodell der

logistischen Regression (vgl. Kapitel 4.3.2.1.) in erster Linie dazu diente, die Habitatparameter auf deren Einfluß auf das Vorkommen von *N. albipennis* zu testen, ermöglicht dieses Inzidenzmodell die Ermittlung von Metapopulationsparametern aus den beobachteten Vorkommen bzw. Nichtvorkommen. Es erlaubt mit diesen Parametern eine Simulation der Metapopulationsdynamik unter verschiedenen Bedingungen.

Grundlage des von HANSKI (1994a) entwickelten und hier wiedergegeben Modells ist eine lineare Markov-Kette erster Ordnung. Die Gleichung gibt die Besetzungswahrscheinlichkeit (Inzidenz) des Habitats i in Abhängigkeit von der Wiederbesiedlungswahrscheinlichkeit und der Aussterbewahrscheinlichkeit an:

$$I_i = \frac{C_i}{C_i + E_i} \quad (1)$$

wobei:

I_i : Inzidenz

C_i : Wiederbesiedlungswahrscheinlichkeit

E_i : Aussterbewahrscheinlichkeit

Diese Gleichung vernachlässigt den Rescue-Effekt (BROWN & KODRIC-BROWN 1977, HANSKI 1991), der die Tatsache beschreibt, daß eine Art in einem Habitat ausstirbt und es im selben Jahr wiederbesiedelt, das Habitat also besetzt bleibt. Dieser Effekt ist vor allem dann wichtig, wenn viele kleine Habitate häufig in der Nähe von größeren liegen, wie dies bei *Neophilaenus albipennis* im Untersuchungsgebiet der Fall ist. Hier reicht selbst die nachgewiesene Mobilität (vgl. Kapitel 4.3.3.) aus, daß die großen Habitate diese kleinen Habitate jedes Jahr mit Individuen "versorgen" können.

Für die Aussterbewahrscheinlichkeit ergibt sich dann folgende Gleichung:

$$E_i = (1 - C_i) \cdot E_i \quad (2)$$

Aus Gleichung (1) wird dann:

$$I_i = \frac{C_i}{C_i + E_i - C_i \cdot E_i} \quad (3)$$

Die Aussterbewahrscheinlichkeit berechnet sich aus der Flächengröße und zwei Konstanten, wobei die Flächengröße als Maß für die Populationsgröße steht:

$$E_i = \frac{e}{A_i^x} \quad (4)$$

wobei:

- A_i : Flächengröße von Habitat i
- e : Aussterbewahrscheinlichkeit pro Jahr bzw. Generation, bezogen auf die Flächengröße
- x : Maß für die Umweltstochastizität

Die Wiederbesiedlungswahrscheinlichkeit hängt von der Zahl der Einwanderer in ein Habitat ab. Ein sigmoider Kurvenverlauf wurde angenommen:

$$C_i = \frac{M_i^2}{M_i^2 + y^2} \quad (5)$$

wobei:

- C_i : Wiederbesiedlungswahrscheinlichkeit
- M_i : Zahl der Einwanderer
- y : Maß für die Wiederbesiedlungsfähigkeit der Einwanderer

Die Gesamtzahl der Einwanderer wird berechnet, indem bei jedem Habitat (i) die Zahl der Einwanderer aus allen anderen besetzten Habitaten (j) addiert wird. Dies geschieht mit einer exponentiellen Ausbreitungskurve in Abhängigkeit von der Flächengröße - als Maß für die Populationsgröße - des Ausgangshabitats. Die Summe wird berechnet für alle Habitats außer $i = j$:

$$M_i = \beta \cdot \sum_j p_j \cdot \exp(-\alpha \cdot d_{ij}) \cdot A_j \quad (6)$$

wobei:

- M_i : Zahl der Einwanderer in Habitat i
- β : Maß für Dichte, Auswanderungsrate und Anteil der im Habitat eintreffenden Tiere
- p_j : Besetzung von Habitat j (1 für besetzte, 0 für unbesetzte Habitats)
- α : Maß für die Überlebensrate der Auswanderer während der Ausbreitung
- d_{ij} : Entfernung zwischen Habitat i und Habitat j in [km]
- A_j : Flächengröße von Habitat j in [1000 m²]

Die Gleichung (6) für die Zahl der Einwanderer eingesetzt in Gleichung (5) ergibt für die Wiederbesiedlungswahrscheinlichkeit:

$$C_i = \frac{1}{1 + \left| \frac{y'}{p_j \cdot \exp(-\alpha \cdot d_{ij}) \cdot A_j} \right|^2} \quad (7)$$

wobei:

y' : Zusammenfassung von y und β mit $y' = \frac{y}{\beta}$

Der Parameter y' ist ein Maß für die Wiederbesiedlungsfähigkeit einer Art. Bei kleinem y' spielt Isolation für die Wiederbesiedlung eine geringe Rolle.

Aus Gleichung (4) und (7) eingesetzt in Gleichung (3) ergibt sich das Modell zur Berechnung der Inzidenz eines Habitats aus dessen Flächengröße und Lage:

$$I_i = \frac{1}{1 + \frac{e'}{\left(p_j \cdot \exp(-\alpha \cdot d_{ij}) \cdot A_j \right)^2 \cdot A_i^x}} \quad (8)$$

wobei:

e' : Zusammenfassung von e und y' mit $e' = e \cdot y'^2$

Die Gleichung (8) enthält die drei unbekanntenen Variablen α , e' und x . Die Werte für diese werden iterativ ermittelt. Verwendet wurde dazu die Methode der größten Wahrscheinlichkeit ('maximum likelihood', ML):

$$ML = - \sum p_i \cdot \ln \hat{I}_i + (1 - p_i) \cdot \ln(1 - \hat{I}_i) \quad (9)$$

wobei:

ML: maximum likelihood

\hat{I}_i : Inzidenz aus Gleichung (6)

p_i : 1 für besetzte, 0 für unbesetzte Habitate

Durch Einsetzen von Werten für α , e' und x wird das Minimum für ML gesucht. Dazu wurde in Pascal ein Computerprogramm entwickelt, das diese Anpassung auf drei Stellen genau durchführt. Die Distanzen zwischen den Flächen wurden mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems berechnet. Im Gegensatz zur logistischen Regressionsanalyse wird hier die Entfernung zwischen den Mittelpunkten der Flächen verwendet. Grundlage für die Anpassung ist das Besetzungsmuster von 1994. Der Extinktionsparameter e' ist auf eine Flächeneinheit bezogen. Als Bezugsgröße wurde 1000 m² gewählt, d.h. alle Flächengrößen fließen als Anteil von 1000 m² in das Modell ein. Das Ergebnis der Anpassung zeigt Tabelle 26.

Tabelle 26: Anpassung der beobachteten Verbreitung von *Neophilaenus albipennis* an das Metapopulationsmodell nach Gleichung (8). Flächengrößeneinheit 1000 m².

Parameter	Anpassung
ML	162,1
α	2,32
e'	2,58
x	0,828

Die erhaltenen Werte für α , e' und x am Minimum können nun in Gleichung (8) eingesetzt und für jede Fläche deren Inzidenz berechnet werden, wobei wiederum eine Inzidenz kleiner gleich 0,5 als Nichtvorkommen und eine Inzidenz über 0,5 als Vorkommen gewertet wird.

Die Vorhersagegüte des Metapopulationsmodells ist hoch und liegt bei 88,9 % (Tabelle 27), wobei das Vorkommen bei 96,6 % der unbesetzten und 53,3 % der besetzten Habitate richtig vorhergesagt werden kann. Die Vorhersagegüte dieses Modells, das nur auf den beiden Parametern Flächengröße und Isolation beruht, ist - v.a. bei den besetzten Habitaten - höher als die des Inzidenzmodells der logistischen Regression, das zusätzlich auch Parameter zur Habitatqualität enthält.

Tabelle 27: Vorhersagegüte des Metapopulationsmodells.

Beobachtung:	Vorhersage:		richtig
	unbesetzt	besetzt	
unbesetzt	402	14	96,6 %
besetzt	42	48	53,3 %
			insgesamt: 88,9 %

Das Modell kann durch Berücksichtigung der Habitatqualität erweitert werden. Dazu schlägt HANSKI (1994a) vor, die Flächengröße A_i durch die effektive Flächengröße A_i' zu ersetzen, wobei $A_i' = A_i \cdot h_i$ ist, mit h_i als Habitatindex (mit Werten zwischen 0 und 1).

Die Deckung der Wirtspflanze - nach Flächengröße und Isolation der wichtigste Parameter zur Erklärung des Vorkommens von *N. albipennis* - ist korreliert mit der Dichte (vgl. Kapitel 4.2.1.2.). Der Habitatindex wurde berechnet aus:

$$h_i = \frac{c_i}{c_{\max}} \quad (10)$$

wobei:

c_i : Deckung von *Brachypodium pinnatum* (Median aus 10 Stichproben)

c_{\max} : Maximale Deckung

Bei Berücksichtigung eines Habitatparameters in das Modell ergibt sich eine neue Anpassung, die in Tabelle 28 zu sehen ist.

Tabelle 28: Anpassung der beobachteten Verbreitung von *Neophilaenus albipennis* an das Metapopulationsmodell mit Habitatindex (siehe Text). Flächengrößeneinheit 1000 m².

Parameter	Anpassung
ML	148,4
α	2,51
e'	0,269
x	0,828

Die Vorhersagegüte des Modells mit dem Habitatparameter Deckung der Wirtspflanze ist geringfügig verbessert (Tabelle 29). Es werden 89,5 % der Habitate in ihrer Besetzung richtig vorhergesagt. Voraussetzung zur Einbeziehung der Habitatqualität ist, daß diese linear mit der Dichte zusammenhängt. Da bei *N. albipennis* diese Beziehung nicht bekannt ist - bei *Adarrus multinotatus* und *Ribautodelphax pungens* ist ein exponentieller Zusammenhang zwischen der Dichte und der Deckung der Wirtspflanze anzunehmen - und aufgrund der geringen Verbesserung des Modells, wird in den weiteren Analysen die Habitatqualität im Modell nicht berücksichtigt.

Tabelle 29: Vorhersagegüte des Metapopulationsmodells mit Habitatindex (siehe Text).

Beobachtung:	Vorhersage:		richtig
	unbesetzt	besetzt	
unbesetzt	404	12	97,1 %
besetzt	41	49	54,4 %
			insgesamt: 89,5 %

Die hohe Vorhersagegüte des Metapopulationsmodells bestätigt, zusammen mit dem beobachteten Turnover, die Annahme einer Metapopulationsstruktur von *Neophilaenus albipennis* im Untersuchungsgebiet.

Für die Simulation der Metapopulationsdynamik und den Vergleich der Extinktionswahrscheinlichkeiten des Metapopulationsmodell mit der des individuenbasierten Modells (vgl. Kapitel 4.3.6.) fehlen noch die Werte für die Parameter e und y'. Aus Gleichung (8) können keine vom Kolonisationsparameter y' unabhängigen Werte für die Extinktionsrate e gewonnen werden, da beide als Produkt e' darstellen. Aus den Daten zum Turnover kann aber e bestimmt werden. Die Summe der Extinktionen und Wiederbesiedlungen im Modell ergibt sich aus:

$$T = (1 - C_i) \cdot E_i \cdot p_i + C_i \cdot (1 - p_i) \quad (11)$$

wobei:

T: Summe der turnover-Ereignisse

Setzt man für E_i und C_i die Gleichungen (4) und (7) in Gleichung (11) ergibt sich für die Zahl der turnover-Ereignisse:

$$T = \frac{1}{\left(p_j \cdot \exp(-a \cdot d_{ij}) \cdot A_j \right)^2 + y'^2} \cdot \left(p_j \cdot \exp(-a \cdot d_{ij}) \cdot A_j \right)^2 \cdot (1 - p_i) + \frac{e' \cdot p_i}{A_i^x} \quad (12)$$

Von *N. albipennis* wurde in zwei Jahren die Verbreitung dokumentiert und dabei 20 Extinktionen beobachtet. In den 50 untersuchten, im ersten Jahr leeren Habitaten, wurden 3 Wiederbesiedlungen gefunden. Hochgerechnet auf die 416 unbesetzten Flächen sind dies 25 Wiederbesiedlungen und insgesamt 45 Turnover-Ereignisse. Aus Gleichung (12) kann nun der Wert für y' berechnet werden, da T , α , e' und x bekannt sind:

$$y' = 20,5$$

Mit dem Wert von y' ergibt sich mit $e = \frac{e'}{y'^2}$:

$$e = 0,00614$$

Mit Gleichung (4) läßt sich die Extinktionswahrscheinlichkeit für ein besetztes Habitat in Abhängigkeit von dessen Flächengröße berechnen. Sie sinkt sehr schnell mit zunehmender Flächengröße (Abbildung 24). Die Extinktionswahrscheinlichkeit kann nun verglichen werden mit der im Überlebensmodell (vgl. Kapitel 4.3.6.) nach einer Generation berechneten. Dieses Modell liefert die Extinktionswahrscheinlichkeit in Abhängigkeit von der Populationsgröße und wurde mit der durchschnittlichen Dichte von 2,1 Ind./m² und einer Dichte von 0,5 Ind./m², wie sie in kleinen Populationen typischerweise auftritt (vgl. Kapitel 4.2.1.2.), auf die Flächengröße bezogen. Die Extinktionswahrscheinlichkeit aus dem Metapopulationsmodell stimmt gut mit den Ergebnissen des Überlebensmodells einzelner Populationen überein (Abbildung 24). Der verbleibende Unterschied dürfte auf die unterschätzte Stochastizität und damit unterschätzte Extinktionswahrscheinlichkeit im Überlebensmodell zurückzuführen sein.

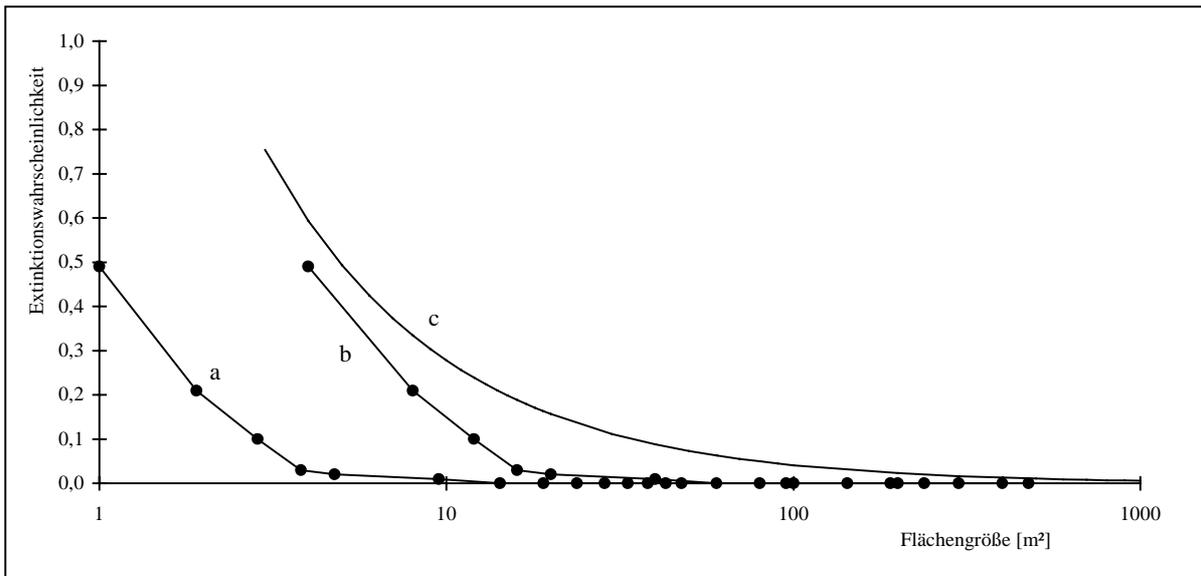


Abbildung 24: Extinktionswahrscheinlichkeit in Abhängigkeit von der Flächengröße. (a) Ergebnis des Überlebensmodells (vgl. Kapitel 4.3.6.) nach 1 Generation, jeder Punkt repräsentiert 100 Simulationen, Dichte 2,1 Ind./m², (b) wie (a) jedoch Dichte 0,5 Ind./m², (c) Ergebnis des Metapopulationsmodells.

Mit e und y' sowie den bereits ermittelten Parametern α und x ist mit dem Modell eine Simulation der Metapopulationsdynamik über viele Generationen hinweg möglich. In dem entwickelten Pascal-Programm lassen sich zudem Simulationen bei veränderter Flächengröße und Anzahl der Habitate durchführen.

Beginnend mit der in 1994 festgestellten Verbreitung wird das Besetzungsmuster der nächsten Generation berechnet, indem den einzelnen Habitaten entsprechend ihrer Extinktions- und Wiederbesiedlungswahrscheinlichkeit über eine Zufallsfunktion eine neue Besetzung zugewiesen wird. Das so gewonnene Besetzungsmuster ist wiederum Grundlage zur Simulation der nächsten Generation und so läßt sich die Dynamik über viele Generationen simulieren. Die Dynamik der Metapopulation im Gleichgewicht ist hoch (Abbildung 25), es kommt zu Schwankungen von bis zu etwa 30 besetzten Habitaten in nur wenigen Jahren.

Die Reaktion der Metapopulation bei Veränderungen der Habitate wurde in zwei Szenarien untersucht. Zur Simulation von Flächenverlusten wurde zufallsverteilt eine bestimmte Anzahl von Habitaten aus der Metapopulation entfernt, worauf diese mit einer verringerten Anzahl besetzter Habitate reagiert. Die Reaktion tritt mit einiger Verzögerung ein, und die Metapopulation erreicht ein Gleichgewicht (Abbildung 25 a). Bei einer zu geringen Zahl von Habitaten stirbt die gesamte Metapopulation aus.

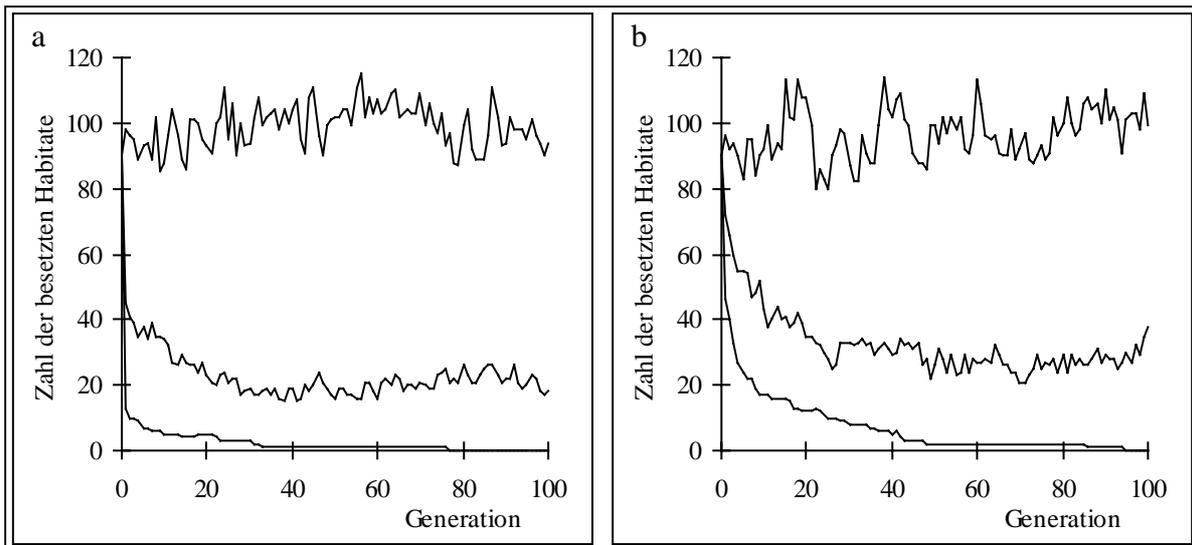


Abbildung 25: Einzelne Simulationsläufe des Metapopulationsmodells bei (a) abnehmender Zahl der zur Verfügung stehenden Habitate (obere Kurve: Grundmodell, mittlere Kurve: 250 Habitate entfernt, untere Kurve: 450 Habitate entfernt) und (b) abnehmender Flächengröße der Habitate (obere Kurve: Grundmodell, mittlere Kurve: Habitatflächen um 50 % reduziert, untere Kurve: Habitatflächen um 90 % reduziert).

Da die Metapopulation auf Veränderungen der Habitate verzögert reagiert und sich ein Gleichgewicht erst nach vielen Generationen einstellt, wurde jeder Simulationslauf bis zur hundertsten Generation durchgeführt. Die Zahl der besetzten Habitate in der hundertsten Generation wurde als Gleichgewichtswert angenommen. Bei der Auftragung der Zahl der besetzten Habitate im Gleichgewicht gegen die Zahl der verbliebenen Habitate (Abbildung 26 a) zeigt sich, daß die Zahl der besetzten Flächen überproportional mit der Wegnahme von Habitaten sinkt. Bei Wegfall von etwa der Hälfte der Habitate bleiben - gegenüber der Ausgangssituation - nur etwa 20 % der Habitate besetzt.

In einem zweiten Szenario wurden keine Habitate entfernt, sondern deren Größe verringert. Im Modell ist die Habitatfläche das Maß für die Populationsgröße. Eine Verringerung der Habitatfläche kann daher auch als eine Verschlechterung der Habitatqualität interpretiert werden, bei der die Kapazität des Habitats sinkt. Die Metapopulation reagiert auch bei Reduzierung der Flächengrößen stark verzögert mit einer Verminderung der Zahl der besetzten Flächen (Abbildung 25 b). Die Zahl der besetzten Habitate sinkt bei zunehmender Reduzierung der Flächengrößen (Abbildung 26 b). Bei Reduzierung der Habitatfläche um die Hälfte sind etwa ein Viertel der Habitate noch besetzt.

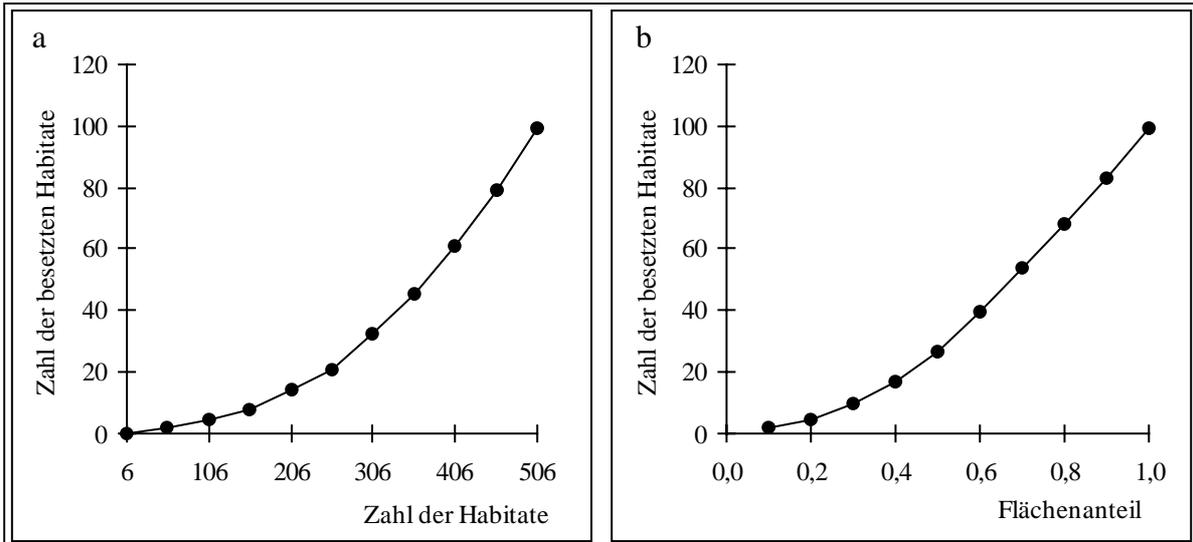


Abbildung 26: Zunahme der Zahl der besetzten Habitats bei (a) zunehmender Zahl der zur Verfügung stehenden Habitats und (b) zunehmender Flächengröße der Habitats. Jeder Punkt repräsentiert 100 Simulationsläufe des Metapopulationsmodells und gibt die Zahl der besetzten Habitats nach 100 Generationen an.

Werden die Flächengrößen zu stark reduziert bzw. zu viele Habitats entfernt, kann die Metapopulation aussterben. Die Überlebenswahrscheinlichkeit ist bei zunehmender Verknappung der Habitats lange sehr hoch (Abbildung 27). Erst bei sehr starker Reduzierung der Habitats kommt es zum Aussterben der Metapopulation.

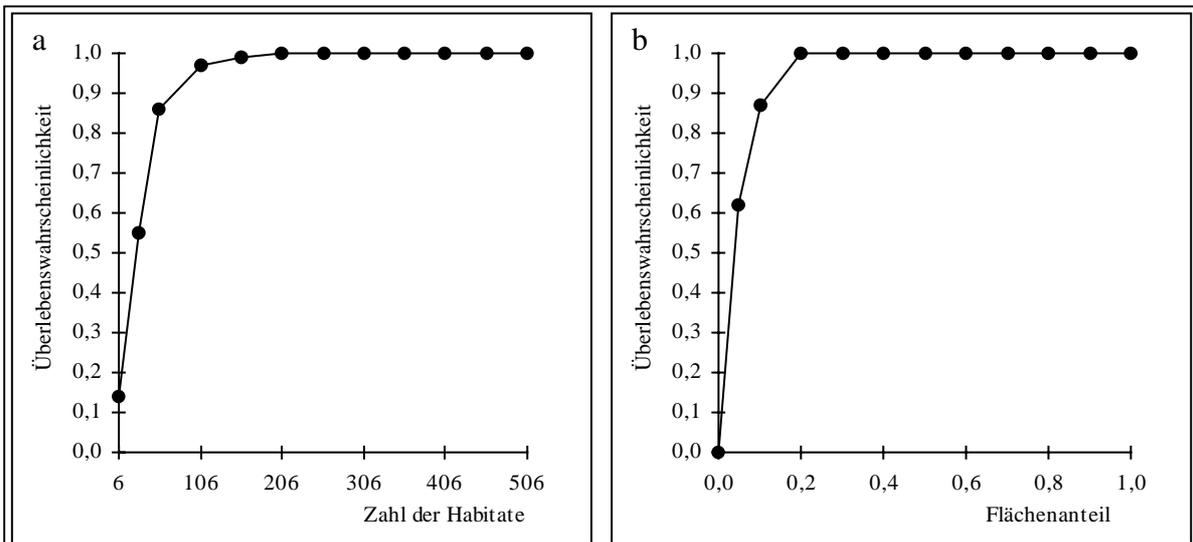


Abbildung 27: Überlebenswahrscheinlichkeit der Metapopulation nach 100 Generationen bei (a) zunehmender Zahl der zur Verfügung stehenden Habitats und (b) zunehmender Flächengröße der Habitats. Jeder Punkt repräsentiert 100 Simulationsläufe.

4.3.6. Modell zur Überlebensfähigkeit kleiner Populationen

Zur Analyse der Überlebensfähigkeit kleiner Populationen von *Neophilaenus albipennis* wurde ein individuenbasiertes Computermodell entwickelt. Das Modell untersucht den Einfluß der demographischen Stochastizität auf die Überlebenswahrscheinlichkeit von Populationen. Durch die Variation des Zeitpunkts des Auftretens der Adulten - der durch klimatische Faktoren determiniert sein dürfte - beinhaltet das Modell auch eine Komponente, welche die Umweltstochastizität wiedergibt, da die Zahl der abgelegten Eier pro Weibchen vor allem eine Funktion dessen Lebensdauer ist.

Das Modell quantifiziert die Auswirkungen von zufälligen Schwankungen in den gemessenen Wertebereichen der populationsbiologischen Parameter. Die mittlere Wachstumsrate der Populationsgröße von einer Generation zur nächsten wurde durch die Anpassung der Eimortalität als im Durchschnitt 1 angenommen, so daß ein Aussterben von Populationen ausschließlich durch stochastische Prozesse verursacht wird. Deterministisches Aussterben aufgrund von z.B. suboptimaler Habitatqualität wird nicht betrachtet. In zwei Modellvarianten kann eine Verknappung der Männchen zur Kopulation auftreten, wodurch die Wachstumsrate bei sehr kleinen Populationen kleiner als 1 werden kann.

4.3.6.1. Modellparameter

Die Aussagekraft eines ökologischen Modells hängt entscheidend von der Qualität der Eingangsdaten ab. Je weniger Annahmen aufgrund fehlender Freilanddaten getroffen werden müssen, umso höher wird die Güte der Ergebnisse sein. Als Freilanddaten gingen in das Modell die Mortalitätsraten bei der Entwicklung vom ersten Larvenstadium zum Adulttier, die Adultsterblichkeit, die Reifezeit der Eier bis zur ersten Eiablage und die Ovariolenzahl ein. Zusätzlich liegen genaue Angaben zur Phänologie und der Verteilung der Schlüpfzeitpunkte vor, Beobachtungen zum Paarungsverhalten fließen mit ein. Eine Zusammenfassung der Modellparameter ist in Tabelle 30 zu sehen.

Die Zahl der abgelegten Eier hängt von der Lebensdauer der Weibchen ab. Um die unterschiedlichen Schlüpfzeitpunkte der Adulten in das Modell einzubauen, wurde die Kurve für das Auftreten der L4 (vgl. Abbildung 12, S. 35 und Abbildung 13, S. 35) an ein Polynom 4. Grades angepaßt ($R^2 = 0,87$) und die Verteilungsfunktion berechnet (Abbildung 28). Dabei wurden die beiden Kurven von Br 2 und Br 498 überlagert. Der Beginn der Adultschlüpfperiode variierte in den drei Beobachtungsjahren zwischen dem 18. Mai und dem 5. Juni, die Saison der Adulten endete am 31. August. Die Adultmortalität wurde für Männchen und Weibchen nach Abbildung 14, S. 37 als vom Tag des Schlüpfens bis zum 31. August linear zunehmend angenommen.

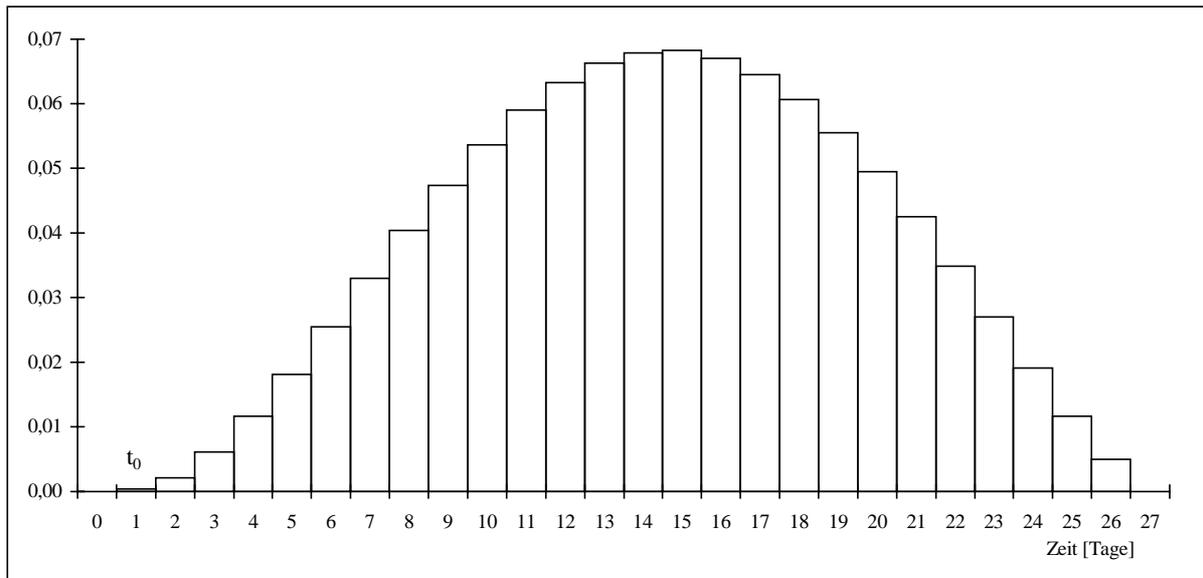


Abbildung 28: Verteilungsfunktion für das Auftreten der Adulten, abgeleitet aus der Phänologie der L4 (vgl. Text), t_0 : Zeitpunkt des Auftretens der ersten Adulten.

Die Weibchen von *N. albipennis* besitzen 16 Ovariolen (vgl. Kapitel 4.3.2.3.). Im Modell wird davon ausgegangen, daß bei jeder Eiablage alle Ovariolen Eier produzieren. Die Reifezeit der Eier in den Ovariolen bis zur ersten Eiablage beträgt 15 Tage, für die weiteren Eiablagen wurde ebenfalls eine Reifezeit von 15 Tagen angenommen. Die durchschnittlich abgelegte Gesamteizahl beträgt im Modell 35,8 Eier pro Weibchen. Basierend auf dieser Eizahl wurde die Eimortalität so eingestellt, daß die Wachstumsrate im Modell durchschnittlich 1 ist. Es ergibt sich eine Eimortalität $m_{ei} = 0,0840$.

Jedem Larvenstadium wurde zufallsverteilt eine Mortalität aus der im Freiland gemessenen Spanne (vgl. Tabelle 22, S. 42) zugeordnet und eine Gleichverteilung innerhalb der beobachteten Spanne angenommen. Die Mortalität wurde bei jedem Larvenstadium unabhängig von der Mortalität des vorherigen berechnet. Eine Rangkorrelation der Mortalitäten L1 mit der L2 bzw. L3 mit der L4 ergibt zwar einen signifikanten Zusammenhang (Spearman-Rangkorrelation, $r = 0,76$, $p = 0,027$, $n = 8$) zwischen den Mortalitäten aufeinanderfolgender Larvenstadien. Die Wertepaare L3 mit L4 weisen jedoch - aufgrund der sinkenden Mortalität mit zunehmender Entwicklung der Larven - im Vergleich zu den Paaren L1 mit L2 im Mittel kleinere Ränge auf, so daß den beiden Paargruppen erst getrennt Ränge zugewiesen werden müssen und diese dann zusammengefaßt werden können. Jetzt ergibt sich keine Korrelation zwischen den Mortalitäten der einzelnen Larvenstadien (Spearman-Rangkorrelation, $r = 0,35$, $p = 0,399$). Die Mortalität von Larvenstadium L5 zum Adultstadium wurde fest angenommen und der beobachtete Wert eingesetzt. Die Mortalitäten sind im Modell unabhängig von der Dichte.

Tabelle 30: Liste der Modellparameter mit den eingesetzten Werten und eine Einschätzung der Erfassung der wirklichen Stochastizität (Stochastizität vermutlich: - unterschätzt, + überschätzt, O richtig erfaßt).

Parameter	Wertebereich	Einschätzung der Stochastizität
m_{L12} (Mortalität L1→L2)	0,500 - 0,833	+?
m_{L23} (Mortalität L2→L3)	0,490 - 0,500	-
m_{L34} (Mortalität L3→L4)	0,261 - 0,320	-
m_{L45} (Mortalität L4→L5)	0,311 - 0,462	-
m_{L5im} (Mortalität L4→Imago)	0,167	-
eizahl (Zahl der Eier pro Ablage)	16	-
t_0 (Termin des Auftretens der ersten Adulten)	18.5. - 5.6.	O
t_{i0} (Schlüpfzeitpunkte der Weibchen)	vgl. Abbildung 28	O
rz (Reifezeit der Eier)	15 Tage	-
Termin des Auftretens der letzten Adulten	31.8.	O
m_{ei} (Eimortalität)	0,0840	-

Trotz einer guten Datengrundlage sind in dem entwickelten Modell Annahmen und Vereinfachungen nötig. Die Reifezeit der Eier wurde konstant angenommen, dürfte aber in der Realität, wie bei vielen Insekten, von der Temperatur abhängen. Aus den Beobachtungen zur Paarung geht nicht hervor, inwieweit die späten Kopulationen für eine Eiablage der Weibchen nötig sind, weshalb drei verschiedene Modellvarianten simuliert werden. Der Wert von 35,8 Eiern pro Weibchen liegt sehr nahe bei dem Wert von 34,6 Eier pro Weibchen, den WHITTAKER (1971) bei der nahverwandten Art *Neophilaenus lineatus* gemessen hat. Die Eimortalität könnte mit $m_{ei} = 0,084$ zu niedrig angesetzt sein - WHITTAKER (1971) fand bei *N. lineatus* eine Eimortalität von 0,31. Für die Wachstumsraten spielt dies jedoch keine Rolle, da die Eimortalität der Parameter zum Abgleich der Wachstumsrate ist. Der in den drei Jahren festgestellte Termin des letzten Auftretens von Adulten ist im Vergleich zu Literaturangaben sehr früh, SCHIEMENZ (1969) gibt Nachweise bis Oktober an. Bei einem späteren Zeitpunkt würde sich im Modell die Zahl der abgelegten Eier erhöhen und daraus beim Abgleich der Wachstumsrate ein höherer Wert für die Eimortalität resultieren.

4.3.6.2. Modellablauf

Das Modell beginnt mit der Initialisierung der Startpopulationsgröße, wobei das Geschlechterverhältnis 1:1 gesetzt wird. Mit jeder neuen Generation wird zufallsverteilt ein Saisonbeginn (t_0) gewählt. Jedem Weibchen wird dann anhand der Verteilungsfunktion zufallsverteilt ein Schlüpfzeitpunkt (t_{i0}) zugeordnet. Zu diesem Schlüpfdatum wird die Reifezeit der Eier (rz) addiert. Nach der Addition wird über die Adultmortalität abgefragt, ob das Weibchen bis zu diesem Schritt überlebt. Ist das der

Fall, wird ebenfalls über die Adultmortalität abgefragt, ob zu Beginn (Modellvariante 1) bzw. am Ende (Modellvariante 2) der Reifezeit der Eier Männchen zur Paarung vorhanden sind. Trifft dies zu, so wird ein Satz Eier abgelegt. Dieses Verfahren wird solange fortgesetzt, bis das Weibchen stirbt bzw. der 31. August erreicht ist. Nach dem Durchlauf aller Weibchen ergibt sich die Gesamtzahl der in der Population abgelegten Eier. Im Grundmodell entfällt die Abfrage der Männchenmortalität, da die Männchen hier nicht limitiert sind.

Die Zahl der Eier wird der Eimortalität (m_{ei}) unterworfen, woraus sich die Zahl der L1 errechnet. Aus der Zahl der L1 wird die Zahl der L2 berechnet, indem aus der Spanne von m_{L12} zufallsverteilt ein Wert für die Mortalität beim Übergang von L1 zu L2 ausgewählt wird. Entsprechend wird bei den weiteren Entwicklungsschritten bis zur L5 verfahren. Die Zahl der L5 wird nun der Mortalität m_{L5im} unterworfen, woraus sich die Zahl der Adulten der nächsten Generation ergibt. Über eine Zufallsverteilung wird den Adulten ein Geschlecht zugewiesen. Die Population ist erloschen, wenn entweder keine Männchen oder keine Weibchen mehr geschlüpft sind, andernfalls wird eine weitere Generation simuliert.

Die Mittelwerte für die populationsbiologischen Parameter werden langfristig eingehalten. Für das einzelne Individuum bzw. die gerade betrachtete Generation können aber Abweichungen in der vorgegebenen Spanne vorkommen. So kann eine Population nach der Zahl der simulierten Generationen ausgestorben sein. Um Überlebenswahrscheinlichkeiten zu erhalten, werden viele Simulationen durchgeführt (100 bzw. 1000) und der Anteil der überlebenden Populationen gezählt.

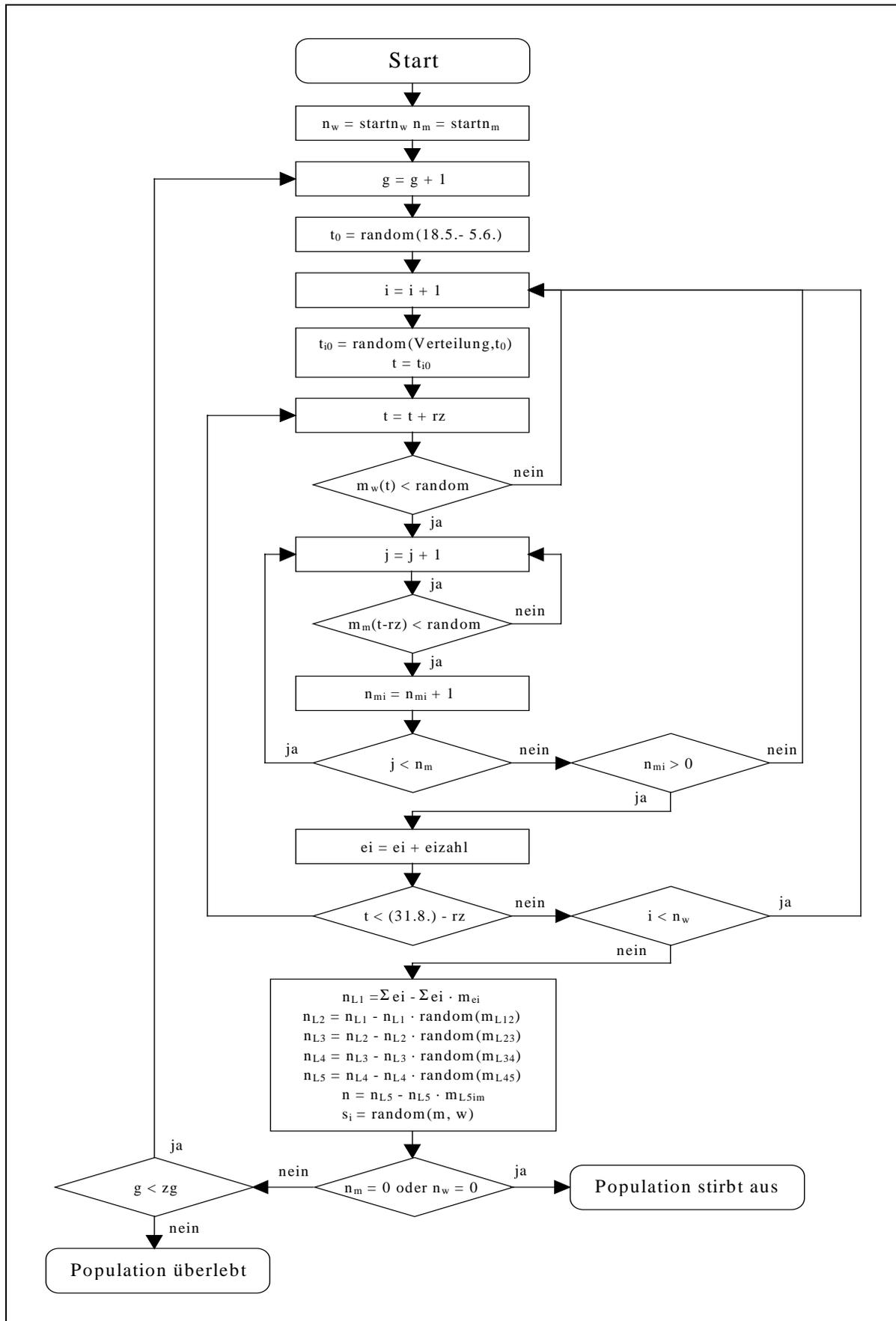


Abbildung 29: Flußdiagramm des individuenbasierten Modells zur Überlebensfähigkeit kleiner Populationen von *Neophilaenus albipennis*.

4.3.6.3. Modellergebnisse

Die Wachstumsrate von einer Generation zur nächsten hat im Grundmodell durchschnittlich den Wert 1. In den beiden Modellvarianten ist aufgrund der Verknappung der Männchen zur Begattung der Weibchen bei sehr kleinen Populationen die Eiablage vermindert und die Wachstumsrate bei Populationen unter etwa 20 Individuen kleiner als 1 (Abbildung 30). Der Unterschied in der Wachstumsrate bei kleinen Populationsgrößen zwischen Modellvariante 1 (Kopulation am Anfang der Reifezeit der Eier) und Modellvariante 2 (Kopulation am Ende) ist gering.

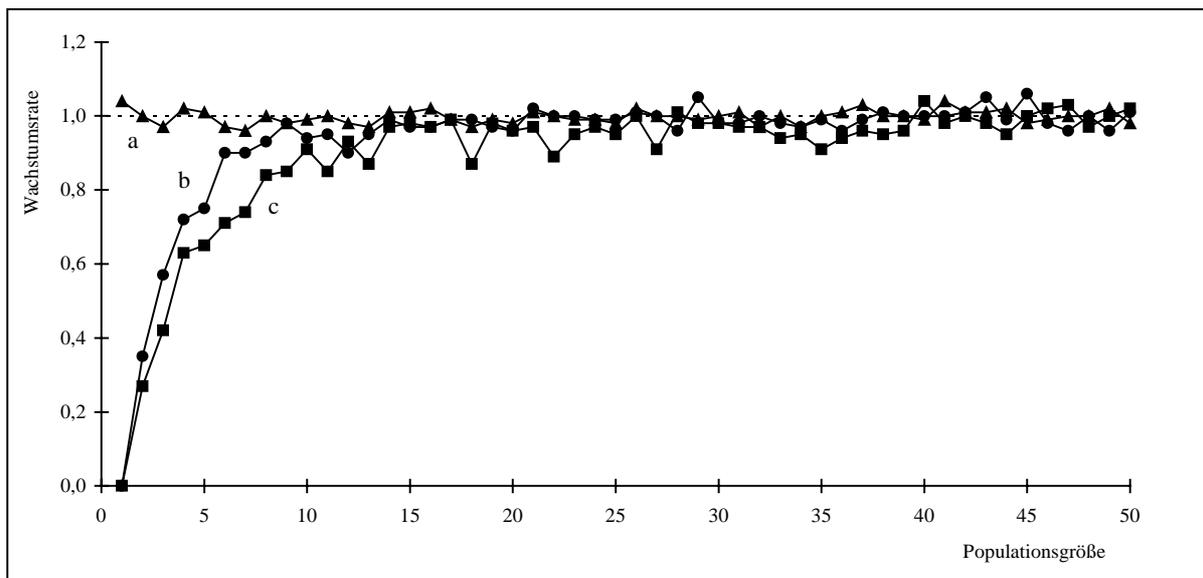


Abbildung 30: Mittlere Wachstumsrate von einer Generation zur nächsten in Abhängigkeit von der Populationsgröße, (a) ohne Verknappung der Männchen (Grundmodell), (b) Kopulation zu Beginn der Reifezeit der Eier (Modellvariante 1), (c) Kopulation am Ende der Reifezeit (Modellvariante 2); jeder Punkt repräsentiert das Ergebnis von mindestens 100 Simulationen.

Ein wichtiger Bestandteil von Simulationsmodellen ist die Sensitivitätsanalyse. Vor allem bei Annahmen muß geprüft werden, wie sich verschiedene Varianten auf das Modellergebnis auswirken. Die im Modell eingebaute Verknappung der Männchen bei kleinen Populationsgrößen wurde in drei Varianten verglichen. Die Auswirkungen auf das Modellergebnis sind gering (Abbildung 31) und nehmen mit zunehmenden Populationsgrößen ab.

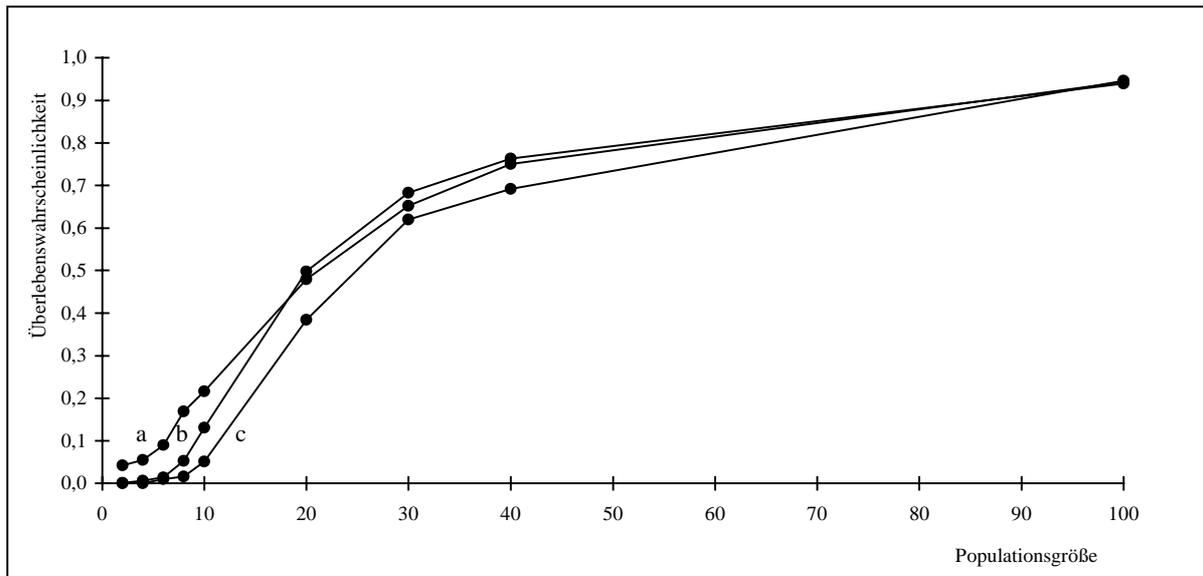


Abbildung 31: Modellergebnis: Überlebenswahrscheinlichkeit nach 10 Generationen (a) Männchen nicht limitiert (Grundmodell), (b) Kopulation zu Beginn der Reifezeit der Eier (Modellvariante 1), (c) Kopulation am Ende der Reifezeit (Modellvariante 2); jeder Punkt repräsentiert 1000 Simulationläufe.

Das Modell liefert die Überlebenswahrscheinlichkeit von *Neophilaenus albipennis* nach einer festgelegten Zahl von Generationen. Die Startpopulationsgröße wurde variiert, Abbildung 32 zeigt die Überlebenswahrscheinlichkeit in Abhängigkeit von der Populationsgröße für drei verschiedene Simulationszeiträume bei Modellvariante 1. Diese Variante dürfte die Freilandbeobachtungen am besten wiedergeben. Es zeigt sich auch, daß die drei unterschiedlichen Annahmen zur Paarungsstrategie wenig Einfluß auf das Modellergebnis haben (Abbildung 31).

Die Überlebenswahrscheinlichkeit steigt mit zunehmender Startpopulationsgröße rasch an und nähert sich asymptotisch einem Wert von 100 %. Je höher die Zahl der Generationen ist, umso langsamer erfolgt diese Annäherung an 100 %. Bei einer Simulationsdauer von 10 Jahren (entspricht 10 Generationen) wird bei einer Populationsgröße von etwa 150 Individuen eine Überlebenswahrscheinlichkeit von 95 % erreicht. Bei der Simulation von 20 bzw. 50 Jahren wird dieser Wert erst bei Populationsgrößen von 260 bzw. 360 Individuen erreicht.

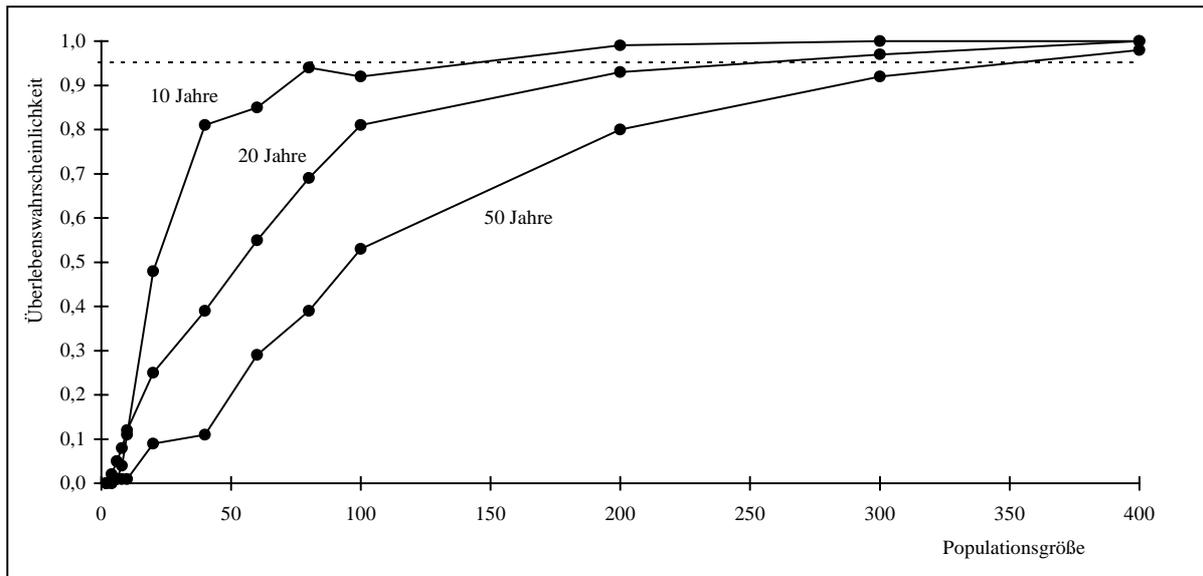


Abbildung 32: Ergebnis des Modells (Modellvariante 1): Überlebenswahrscheinlichkeit von *Neophilaenus albipennis*-Populationen in Abhängigkeit von deren Größe für drei verschiedene Zeiträume. Jeder Punkt repräsentiert das Ergebnis von 100 Simulationen.

Die im Modell errechneten Überlebenswahrscheinlichkeiten beruhen auf Schwankungen der Populationsparameter, wie sie in nur drei Jahren beobachtet wurden. Allein um diese Schwankungen längerfristig auszugleichen und das Überleben zu sichern, sind bereits relativ hohe Populationsgrößen nötig. Werden längere Zeiträume betrachtet, so sind die Schwankungen der Parameter noch größer. Zudem wurden für einige Parameter feste Werte und keine Spannen eingesetzt. Die demographische und die von der Umwelt verursachte Stochastizität im Modell dürfte daher wesentlich geringer sein als in der Realität. Die Überlebenswahrscheinlichkeiten werden überschätzt. Die mit diesem Modell ermittelten Populationsgrößen, die zum Überleben nötig sind, dürfen daher nicht als ausreichend für eine reale Population angesehen werden, sie geben lediglich ein Mindestmaß an, das erreicht sein muß, um das Überleben zu sichern.

5. Diskussion

5.1. Vergleichende Untersuchungen

Innerhalb der untersuchten Gilde dreier monophager Zikadenarten zeigt sich eine deutliche Differenzierung hinsichtlich Habitat- und Flächenansprüche, sowie dem Einfluß von Isolationseffekten (Tabelle 31).

Tabelle 31: Überblick über die drei untersuchten Arten mit der jeweils auf diese Gilde bezogenen Einschätzung der Habitat- und Flächenansprüche.

	<i>Adarrus multinotatus</i>	<i>Neophilaenus albipennis</i>	<i>Ribautodelphax pungens</i>
Körpergröße (mm)	2,5 - 3,5	4,5 - 6,5	2,0 - 2,5
Generationen pro Jahr	2	1	2
Überwinterung	Ei	Ei	Larve
Nahrungsquelle	Phloem	Xylem	Phloem
Dichte (Ind./m ²)	max. 111,4 Ø 26,1	max. 6,2 Ø 2,1	max. 240,0
Gesamt- populationsgröße	10 ⁶ -10 ⁷	10 ⁴ -10 ⁵	-
Besetzungsgrad	87,2 %	17,8 %	13,7 %
Habitatanspruch	gering: Dichte der Wirtspflanze keine Beschattung	hoch: Dichte der Wirtspflanze, Mikroklima, keine Beschattung, kein Zechstein als geologischer Untergrund	mäßig: hohe Dichte der Wirtspflanze
Flächenanspruch 95 % besetzt bei	gering 8 m ²	hoch 1976 m ²	hoch 10052 m ²
Mobilität	hoher Genfluß zwischen Teilpopulationen (SCHWING 1995)	gering, kein Flugverhalten nachweisbar, jedoch prinzipiell flugfähig	-
Isolationseffekte	nicht nachweisbar	durch Inzidenzmodelle nachgewiesen	-
Populationsstruktur	'patchy population'	Metapopulation mit hoher Dynamik	-

Die Arten weisen unterschiedliche Strategien auf, um bei einer Fragmentierung der Landschaft zu überleben. Durch Fragmentierung, die auch in natürlichen Habitaten auftreten kann, werden die Habitate verkleinert und deren Abstände zueinander erhöht. Die optimale Überlebensstrategie für eine Art in einer fragmentierten Landschaft ist der Aufbau von hohen Dichten und damit hohen Populationsgrößen, je größer eine Teilpopulation ist, desto geringer ist allgemein deren Aussterberisiko. Eine hohe Mobilität sorgt für einen hohen Individuenaustausch zwischen den Teilpopulationen und gewährleistet, daß ausgestorbene bzw. neu entstandene Habitate wiederbesiedelt werden.

Im Untersuchungsgebiet ist diese Strategie von *Adarrus multinotatus* am besten verwirklicht. Sie kann hohe Dichten aufbauen, und die Teilpopulationen sind aufgrund hoher Mobilität durch hohen Individuenaustausch miteinander verbunden. Ein gewisser Teil der Individuen lebt in ihrer Lebensspanne in mehr als einer Habitatfläche. Diese Populationsstruktur kann als 'patchy population' (HARRISON 1991, 1994) bezeichnet werden. Das Überleben der Art in einer Landschaft ist weniger stark von der räumlichen Konfiguration der Habitate abhängig (HASTINGS & HARRISON 1994) als z.B. in einer Metapopulation.

Im Gegensatz dazu kann *Neophilaenus albipennis* nur Dichten aufbauen, die mindestens eine Zehnerpotenz niedriger sind. Die Größe der Teilpopulationen von *N. albipennis* ist jedoch im Vergleich zu anderen in der Porphyrlandschaft untersuchten Arten als hoch einzustufen. Der Tagfalter *Chazara briseis* kommt in Dichten vor, die noch mindestens um eine Zehnerpotenz niedriger sind, als bei *N. albipennis*. Der Falter *C. briseis* weist jedoch eine sehr hohe Mobilität auf (SEUFERT & GROSSER 1996) und kann daher aussterbende Habitate rasch wiederbesiedeln, wodurch das Überleben in der Landschaft gut gesichert zu sein scheint. Auch bei der Ödlandschrecke *Oedipoda caerulescens* wurden im Vergleich zu *N. albipennis* wesentlich geringere Dichten festgestellt und eine hohe Mobilität nachgewiesen (APPELT 1996). Es kann also, vermutlich aber nur bis zu einem gewissen Grad, das hohe Aussterberisiko kleiner Habitate und damit kleiner Teilpopulationen im Hinblick auf das Überleben in der gesamten Landschaft durch hohe Mobilität ausgeglichen werden.

Die gemessene Mobilität von *N. albipennis* ist gering. Der Individuenaustausch zwischen Teilpopulationen reicht jedoch aus, um die einzelnen Habitate und Teilpopulationen zu einer Metapopulation zu integrieren. Voraussetzung für das langfristige Überleben einer Metapopulation ist, daß die Wiederbesiedlungsrate mindestens so groß ist wie die Aussterberate. Das bedeutet umgekehrt, daß auch bei einer kleinen Wiederbesiedlungsrate das Überleben der Metapopulation gesichert ist, falls die Aussterbewahrscheinlichkeit zumindest einiger Teilpopulationen gering ist. Bei *N. albipennis* mit seinen hohen Individuendichten und damit Populationsgrößen ist scheint dies zuzutreffen.

5.1.1. Habitatanspruch

Habitatfragmentierung entsteht durch zunehmende Flächenverluste. Habitate verschwinden jedoch nicht nur durch direkte Eingriffe, sondern auch aufgrund einer Verschlechterung der Habitatqualität. Im Hinblick auf die Überlebensfähigkeit von Populationen gefährdeter Tierarten ist die Klärung der spezifischen Habitatansprüche daher die Voraussetzung aller Analysen. Sie ermöglicht erst die Interpretation der Flächenansprüche und eine Einschätzung von Isolationseffekten. Die Ausbreitung von Tieren ist immer abhängig von den Interhabitaträumen und deren Qualität für die Ausbreitung. Die Habitatfaktoren haben zudem einen erheblichen Einfluß auf die Dichte der Arten und damit auf die Habitatkapazitäten. Diese wiederum bestimmen die Flächengrößen für das Überleben.

Die drei untersuchten Arten unterscheiden sich stark in ihren Habitatansprüchen. Die Zwergzikade *Adarrus multinotatus* besiedelt sämtliche Bestände ihrer Wirtspflanze, außer diese messen nur wenige Quadratmeter und weisen eine sehr geringe Deckung von *Brachypodium pinnatum* auf. Bei zu starker Beschattung fehlt sie ebenfalls.

Die Spornzikade *Ribautodelphax pungens* hat einen Schwellenwert der Deckung der Wirtspflanze, unter dem die Art praktisch nicht vorkommt. *R. pungens* kann hohe Dichten nur bei hoher Deckung der Wirtspflanze aufbauen.

Auch *Neophilaenus albipennis* kommt, unabhängig von der Flächengröße, nur in Beständen mit hoher Deckung von *B. pinnatum* vor. Die Larven von *N. albipennis* bevorzugen ein bestimmtes Mikroklima und leben in dichten Beständen von *Brachypodium pinnatum* mit hoher Luftfeuchtigkeit in einer eng begrenzten Höhe an der Wirtspflanze. Es mag auf den ersten Blick widersinnig erscheinen, daß die Larven, die sich mit einem Schaumballen umhüllen, von der Luftfeuchtigkeit der Umgebung abhängig sind. TURNER (1994) konnte bei der Schaumzikade *Aphrophora saratoga* jedoch zeigen, daß Schutz des Schaumballens vor Wasserverlust durch Evaporation Grenzen hat.

N. albipennis fehlt in beschatteten Beständen der Wirtspflanze und fast vollständig auf Zechsteinkalk. Das Fehlen von *N. albipennis* auf Kalk dürfte ein regionaler Effekt sein, da die Art in anderen Gebieten (z.B. Leutratl, Oberpfälzer Jura) sehr wohl auf Kalk vorkommt. Im Untersuchungsgebiet sind die Böden auf Zechsteinkalk meist flachgründig. Eventuell genügt durch die geringen Niederschläge im Untersuchungsgebiet der Wasserhaushalt in der Wirtspflanze nicht den Ansprüchen des Xylem-Saugers *N. albipennis*. Gestützt wird diese Interpretation auch dadurch, daß alle anderen im Untersuchungsgebiet sonst weit verbreiteten und an Gräsern lebenden Schaumzikaden auf den Zechsteinkalk-Flächen ebenfalls weitgehend fehlen.

Auch die negative Reaktion auf Beschattung der Wirtspflanzenbestände von *N. albipennis* konnte in weiter südlich liegenden Vorkommen nicht bestätigt werden. Denkbar wäre, daß durch die Lage des Untersuchungsgebiets am nördlichen Rand des Areals aufgrund der geringeren Wärmesummen bei Beschattung ein Überleben nicht möglich ist.

5.1.2. Flächenanspruch

Prinzipiell sind zwei Möglichkeiten denkbar den Flächenbedarf einer Population zu bestimmen. Zum einen lassen sich aus den Aktionsräumen der einzelnen Individuen und deren Überlappung der Flächenbedarf bestimmen. Der zweite Ansatz ist ein mehr landschaftsbezogener. Aus dem Besetzungsgrad (Inzidenz) einer größeren Anzahl potentieller Habitats lassen sich mit Hilfe von Inzidenzkurven Schwellenwerte für die minimale Flächengröße angeben. Aus Inzidenzkurven lassen sich keine Flächengrößen im Sinne einer MVP ('minimum viable population', SHAFFER 1987) ableiten, sie liefern jedoch die Flächengrößen, die von den Arten zur Besiedlung akzeptiert werden und im Naturschutz relevant sind (vgl. HOVESTADT et al. 1991).

Für die drei untersuchten Zikadenarten steigt die Inzidenz mit zunehmender Flächengröße der Habitats. Diese Zunahme entspricht theoretischen Erwartungen, auf kleinen Flächen können keine stabilen Populationen aufgebaut werden. Sie sind auf ständigen Individueneintrag angewiesen und werden als sink-Habitats (WATKINSON & SUTHERLAND 1995) bezeichnet. Außerdem werden kleine Flächen auch von migrierenden Individuen schlechter gefunden als große. Der positive Zusammenhang zwischen Habitatgröße und Besetzungsgrad wurde auch bei anderen monophytophagen Insektenarten gefunden (MATTER 1996). MACGARVIN (1982) und KAREIVA (1985) zeigen, daß es eine kritische Flächengröße gibt, unter der die Arten nicht mehr vorkommen.

Die Zwergzikade *Adarrus multinotatus* zeigt in der untersuchten Gilde den geringsten Flächenanspruch. Auch SCHIEMENZ (1969) beschrieb einen kleinen isolierten Bestand von *B. pinnatum* in dem *A. multinotatus* jedoch mit hoher Abundanz vorkam.

Der Unterschied im Flächenanspruch zwischen *A. multinotatus* und *N. albipennis* bzw. *R. pungens* ist durch zwei Phänomene interpretierbar. Zum einen kann *A. multinotatus* wesentlich höhere Dichten aufbauen und braucht für eine lebensfähige Population eine geringere Fläche. Der bedeutendere Erklärungswert dürfte aber in den höheren Habitatansprüchen von *N. albipennis* liegen. Wie gezeigt wurde, sind für die Larven dieser Art innerhalb der Habitats mikroklimatisch begünstigte Mikrohabitats nötig, die sich durch hohe Deckung der Vegetation auszeichnen. Es kann also in einem Habitat immer nur ein geringer Anteil der Fläche genutzt werden. Eine für das Überleben ausreichende Anzahl solcher Mikrohabitats ist aber erst in größeren Flächen vorhanden. Auch bei der Spornzikade *R. pungens* dürfte die Abhängigkeit von hoher Deckung der Wirtspflanze für den hohen Flächenbedarf verantwortlich sein.

Ein zweiter Aspekt der Flächengröße ist die Auswirkung auf die Individuendichte der Arten. Die Ressourcen-Konzentrations-Hypothese von ROOT (1973) geht davon aus, daß die Dichte phytophager Insekten mit der Flächengröße zunimmt, da größere Flächen höhere Einwanderungsraten haben und die Tiere länger dort verweilen. Diese Abhängigkeit wurde auch in anderen Untersuchungen gefunden (KAREIVA 1985, MACGARVIN 1982). Es liegen aber auch Untersuchungen vor, in denen die unter-

suchten Arten keinen (GREZ & GONZÁLEZ 1995, MACGARVIN 1982) oder einen negativen Zusammenhang (BACH 1988, CROMARTIE 1975, MACGARVIN 1982) zwischen Dichte und Flächengröße zeigen. Die einzelnen Arten reagieren also unterschiedlich. Bei *A. multinotatus* wurde kein Zusammenhang zwischen der Dichte und der Flächengröße gefunden, die Dichte hängt jedoch positiv von der Deckung der Wirtspflanze ab. Bei der am Adlerfarn lebenden Spornzikade *Ditropis pteridis* zeigte LAWTON (1978) einen positiven Zusammenhang zwischen der Flächengröße und der Dichte. DENNO et al. (1981) fanden bei den beiden an *Spartina patens* lebenden Zwergzikaden *Amplicephalus simplex* und *Destria bisignata* einen negativen bzw. keinen Zusammenhang zwischen der Flächengröße und der Individuendichte. Bei den von ihnen untersuchten Spornzikaden *Tumidagena minuta* und *Megamelus lobatus* steigt bzw. fällt die Dichte mit zunehmender Flächengröße des Wirtspflanzenbestands. Aus den vorliegenden Ergebnissen an Zikaden läßt sich allgemein ableiten, daß Arten mit einem hohen Anteil brachypterer Individuen und damit geringer Mobilität in großen Flächen höhere Dichten aufbauen können, vermutlich aufgrund geringerer Mortalitätsraten in großen Flächen. Im Gegensatz dazu sind Arten mit hoher Mobilität wie *Adarrus multinotatus* und *Amplicephalus simplex* häufig in der Lage, auch in kleine Habitatsinseln mit vielen Individuen einzuwandern und so die Dichteunterschiede zwischen den Wirtspflanzenbeständen zu nivellieren.

5.1.3. Isolation

Isolation beschränkt den Individuenaustausch zwischen Populationen. Mit zunehmender Isolation von nicht besiedelten Habitaten sinkt auch die Wiederbesiedlungswahrscheinlichkeit, worauf potentielle Habitate leer bleiben. Aus hoher Isolation kann ein verminderter Genfluß zwischen den Populationen resultieren (SEITZ 1995). Isolation von Habitaten kann aber auch positive Auswirkungen haben, so zeigten KRUESS & TSCHARNTKE (1994), daß der Parasitierungsgrad vermindert sein kann, bei Krankheits-epidemien kann Isolation das Aussterberisiko vermindern.

Nachweisen läßt sich Isolation mit mehreren Methoden. Bei der populationsgenetischen Analyse wird die genetische Struktur der Teilpopulationen bestimmt und daraus der Genfluß zwischen den Teilpopulationen geschätzt (vgl. VEITH & SEITZ 1995). Eine zweite Methode Isolation nachzuweisen, ist die Analyse der gesamten Verbreitung einer Art in einer Landschaft. Durch die geringere Wiederbesiedlungswahrscheinlichkeit bleiben unter dem Einfluß von Isolation potentielle Habitate unbesiedelt. Ein abnehmender Besetzungsgrad bei zunehmender Entfernung zu anderen Teilpopulationen deutet auf Isolationseffekte hin.

Im Untersuchungsgebiet besiedelt *Adarrus multinotatus* nahezu alle Bestände ihrer Wirtspflanze. Aufgrund der hohen Individuendichte steht ein großes Reservoir an Individuen für die Ausbreitung zur Verfügung und die Mobilität ist so hoch, daß bei einem Aussterben der Art in einem Habitat dieses rasch wiederbesiedelt werden kann.

Einen indirekten Hinweis für hohe Mobilität lieferten BORNHOLDT & REMANE (1993), die *A. multinotatus* in geringer Anzahl auch außerhalb der Wirtspflanzenbestände fanden. Insgesamt wurden bei Zwergzikaden (Cicadellidae) häufig Ausbreitungsdistanzen von mehreren Kilometern nachgewiesen (TAYLOR 1985).

SCHWING (1995) fand bei der populationsgenetischen Analyse von *A. multinotatus* im Untersuchungsgebiet einen hohen Genfluß zwischen den Teilpopulationen. Die Zahl der Migranten zwischen den Teilpopulationen wird in jeder Generation zwischen 2,5 und 3,9 Individuen geschätzt.

Im Gegensatz zu *Adarrus multinotatus* ist die Verbreitung von *Neophilaenus albipennis* von Isolationseffekten beeinflusst. Die nachgewiesene Mobilität von *N. albipennis* ist gering und durch Fortbewegung am Boden verursacht. Die höhere Mobilität der Männchen innerhalb des Habitats dürfte auf höhere Aktivität bei der Partnerfindung zurückzuführen sein. Für einen Individuenaustausch zwischen den Wirtspflanzenbeständen reicht diese Mobilität nur im Nahbereich aus. Zwischen weiter entfernten Habitaten kann Austausch nur durch Fliegen oder passive Ausbreitung erfolgen. WALOFF (1980) konnte bei den verwandten Arten *Philaenus spumarius* und *Neophilaenus lineatus* Fliegen nachweisen. Über die Ausbreitung von Schaumzikaden ist allgemein jedoch wenig bekannt. Es kann aber davon ausgegangen werden, daß die Ausbreitung nur durch die Adulten erfolgen kann, da die Larven wenig mobil sind (vgl. RAATIKAINEN 1972).

Die beiden Arten *Adarrus multinotatus* und *Neophilaenus albipennis* sind also in derselben Landschaft unterschiedlich stark von Isolation betroffen. In der Analyse weiterer Wirbelloser im Untersuchungsgebiet (SEUFERT & BAMBERGER 1996) wurde ebenfalls eine starke Differenzierung zwischen den Arten hinsichtlich Isolationsphänomenen gefunden.

5.2. Untersuchungen an *Neophilaenus albipennis*

5.2.1. Populationsbiologie

Aus den überwinterten Eiern schlüpfen im Frühjahr die Larven von *Neophilaenus albipennis*. Diese leben häufig in Aggregationen bis zu vier Individuen, wobei die Aggregation mit zunehmender Entwicklung abnimmt.

Als Aggregationen werden Ansammlungen von Tieren bezeichnet, die durch äußere Umweltfaktoren zustande kommen (APFELBACH & DÖHL 1980, FRANCK 1985) und nicht durch soziale Attraktion. Dagegen wird von TEMBROCK (1992) in einer Aggregation auch eine wechselseitige Anziehung z.B. durch Pheromone vorausgesetzt. GATTERMANN (1993) vereint Gemeinschaften mit und ohne sozialer Attraktion unter dem Begriff Aggregation.

Das Leben in Gruppen bringt für das einzelne Individuum einen Vorteil. Bei Insekten wurden bei Aggregation geringerer Feinddruck (CAPPUCINO 1987, LAWRENCE 1990, TAYLOR 1977, TURCHIN & KAREIVA 1989), bessere Thermoregulation (SEYMOUR 1974), schnelleres Wachstum (LAWRENCE 1990) und bessere Ausbeutung von Nahrungsressourcen (GHENT 1960, PETERSON 1987, TSUBAKI & SHIOTSU 1982, WAY & CAMELL 1970) nachgewiesen. NUORTEVA (1962, zitiert nach WHITTAKER 1965b) konnte bei der Spornzikade *Javesella pellucida* nachweisen, daß alte Einstichstellen attrahierend wirken. KLOFT (1957) vermutet bei Blattläusen, daß die Konzentration von nutzbaren Substanzen zumindest kurzzeitig in der Nähe der Einstichstellen erhöht ist und damit eine Aggregation ernährungsphysiologisch Vorteile bringt. Die Aggregation hat aber auch ihre Kosten durch intraspezifische Konkurrenz (FAETH 1990) und höhere Infektionsraten durch Viren und Pilze (CAPPUCINO 1987, HOCHBERG 1991).

Die Aggregation von Larven in einem Schaumballen wurde bei Schaumzikaden oft dokumentiert (AKIYAMA & MATSUMOTO 1986, BALES & FURNISS 1984, DOERING 1922, HALKKA et al. 1977, HAMILTON 1982, MANGAN & WUTZ 1983, MARTIN et al. 1995, MATSUMOTO 1990, MCEVOY 1986, OOMEN 1975, WHITTAKER 1965b).

Zur Einschätzung der Aggregation der Larven von Schaumzikaden liegen bisher nur wenige Angaben vor. MATSUMOTO (1990) und WHITTAKER (1971) zeigten, daß die Aggregation der Larven mit der Dichte zunimmt. MANGAN & WUTZ (1983) fanden bei *Philaenus spumarius* keinen Zusammenhang zwischen der Dichte und der Aggregation der Larven. WHITTAKER (1971) stellte bei *Neophilaenus lineatus* zudem fest, daß die Mortalität der Larven umgekehrt dichteabhängig ist, ein Zusammenhang der auch bei *Philaenus spumarius* vermutet wird (WHITTAKER 1973, WIEGERT 1964a).

Bei *N. albipennis* konnte gezeigt werden, daß die Mortalität bei Aggregation der Larven in einem Schaumballen vermindert ist. Dies ist der erste direkte Nachweis bei Schaumzikaden, daß die Aggregation der Larven einen Vorteil für das einzelne Individuum hat. Bei *N. albipennis* ist nicht klar, ob die Aggregation in den Schaumballen dichteabhängig ist.

Wie kommt diese Aggregation der Larven zustande? Weibchen aus der Gattung *Neophilaenus* legen ihre Eier in Gruppen ab (BRAASCH 1960, WHITTAKER 1965b) und umhüllen sie mit Eihüllsekreten (BRAASCH 1960). Diese Gelege werden oft in Spalten und Blattachsen der Wirtspflanze abgelegt. Schlüpfen nun die Larven, so sitzen auf einer Wirtspflanze mehrere Larven gleichzeitig. Diese leben nun am Ort des Schlüpfens in einem Schaumballen zusammen und die Aggregation ist indirekt durch die Eiablage zustande gekommen. Die Eiablage in Gruppen sorgt also, zumindest in den jüngeren Larvenstadien, für eine Aggregation von Geschwistern. Die intraspezifische Konkurrenz ist hier herabgesetzt und eine Kooperation wird eingegangen für den Gewinn an 'inclusive fitness'.

Einen Hinweis auf aktive Aggregation liefert die Verteilung der Larven von *N. albipennis* am Halm. Sie bevorzugen eine bestimmte Höhe am Halm und könnten sich daher wiederum indirekt aggregieren. Bei den wenig mobilen und einen engen Bereich

der Wirtspflanze bevorzugenden jungen Larvenstadien mag dies zutreffen. Bei den mobileren Larvenstadien L4 und L5 ist die Amplitude der Höhen, die bevorzugt werden jedoch viel größer. Der Abschnitt auf dem Halm der Wirtspflanze, wo die Larven sitzen, ist um ein mehrfaches größer als der Durchmesser eines Schaumballens. Die Larven sitzen also nicht zwangsläufig in der selben Höhe und damit zusammen in einem Schaumballen. Tatsächlich aber kommt es praktisch nie vor, daß an einem Halm mehrere Larven sitzen und diese nicht aggregiert sind. Die Larven scheinen also aktiv Aggregationen zu bilden. Ein weiterer Hinweis auf aktive Aggregation ist die Beobachtung, daß auch Larven unterschiedlichen Entwicklungsstadiums zusammen in einem Schaumballen zu finden sind. Aus diesen Hinweisen ist davon auszugehen, daß nicht nur Geschwister zusammen in einem Schaumballen leben. Bei *Neophilaenus lineatus* konnte NOVOTNÝ (1987) keine intraspezifische Konkurrenz feststellen. Selbst Larven verschiedener Arten können zusammen vorkommen, was auch bei anderen Schaumzikadenarten festgestellt werden konnte (HALKKA et al. 1977). Es ist also auch die interspezifische Konkurrenz soweit herabgesetzt, daß es zu Kooperationen kommt.

Die Mortalität der Larven von *N. albipennis* nimmt mit zunehmender Entwicklung ab. Ein Vergleich mit *Neophilaenus lineatus* (Abbildung 33) zeigt eine weitgehende Übereinstimmung im Verlauf der Überlebenskurve der Larven. Insgesamt erreichen bei *N. lineatus* mehr Larven das Adultstadium. Eine mögliche Erklärung für die höheren Mortalitätsraten bei *N. albipennis* könnte die Lage der untersuchten Population am Nordrand des Areals sein.

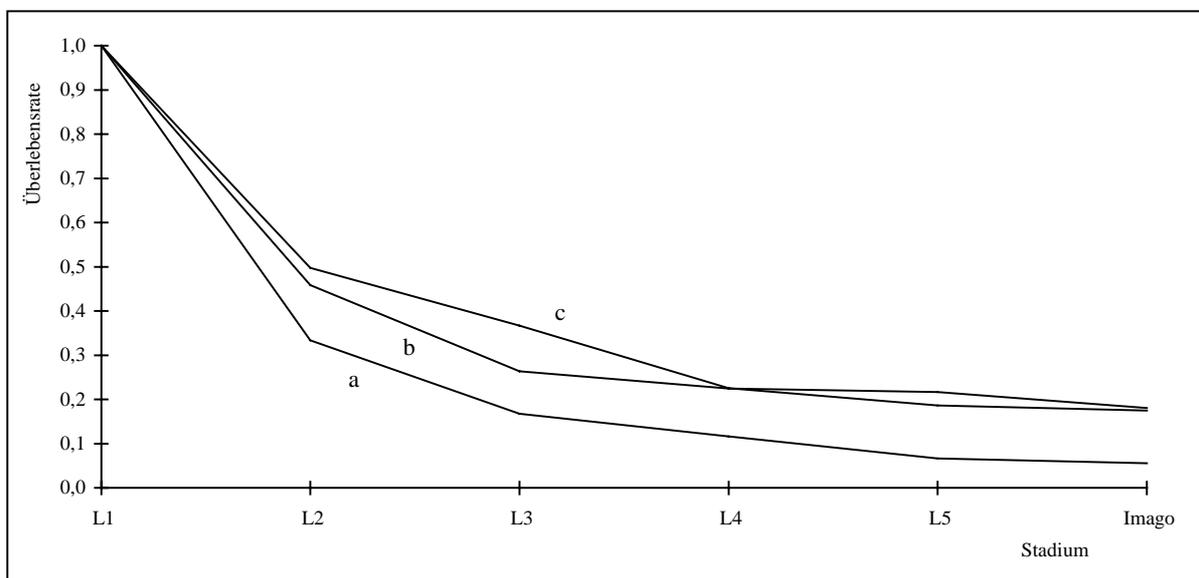


Abbildung 33: Überlebensrate der Larven von *Neophilaenus albipennis* (a) Individuelle Markierung (a) und Blattkäfig-Methode (b) (jeweils Mittelwert aus zwei Flächen) im Vergleich mit *Neophilaenus lineatus* (c) (nach WHITTAKER 1965b, Mittelwert aus zwei Jahren).

Der Vergleich der Mortalitäten mit und ohne Ausschluß von Feinden zeigt, daß Feinde nur einen geringen Anteil an der Mortalität der Larven haben. Auch WHITTAKER (1971) fand in einem vergleichbaren Experiment mit Ausschluß von Feinden bei

Neophilaenus lineatus eine höchstens 5 % von Feinden hervorgerufene Mortalität. Auch bei anderen Schaumzikadenarten wurde nur ein geringer Einfluß von Feinden auf die Larven festgestellt (WHITTAKER 1970, HARPER & WHITTAKER 1976). Es gelingt offensichtlich nur wenigen Spezialisten, den Schutz des Schaumballens zu überwinden und in diesen einzudringen. HEWITT & NILAKHE (1986) fanden bei zwei tropischen Schaumzikaden eine hohe von Feinden und Krankheiten verursachte Mortalität bei frischgeschlüpften Larven, die noch keinen Schaumballen erzeugt haben.

Als Feinde von Larven europäischer Schaumzikaden wurden Vögel (HALKKA & KOHILA 1976, KRISTIN 1995) und Grabwespen (Sphecidae) (CALLAN 1980, FELTON 1987, PAGLIANO 1980) nachgewiesen. HARPER & WHITTAKER (1976) identifizierten Spinnen (Araneae), Sichelwanzen (Nabidae), Kurzflügler (Staphylinidae) und Weichkäfer (Cantharidae) als Feinde.

Der Anteil der Feinde an der Mortalität der Adulten konnte nicht bestimmt werden, da Adulte nicht die gesamte Lebensdauer in den Blattkäfigen gehalten werden konnten. Es sind jedoch eine Reihe von Feinden adulter Schaumzikaden dokumentiert worden, neben Vögeln (HALKKA & KOHILA 1976) wurden Augenfliegen (Pipunculidae) (WHITTAKER 1969), Spinnen (Araneae) und Sichelwanzen (Nabidae) (HARPER & WHITTAKER 1976) nachgewiesen.

Aus der im Vergleich zu anderen Zikaden langen Lebensdauer, dem gleichzeitigen Auftreten von Männchen und Weibchen von *N. albipennis* und den sehr späten Kopulationen läßt sich schließen, daß die Weibchen mit mehreren Männchen kopulieren, also ein polyandrisches Fortpflanzungsverhalten zeigen. Ob dieses Paarungsverhalten eine Spermaersatz-Polyandrie (VOLAND 1993) darstellt, läßt sich ohne histologische oder genetische Untersuchungen bzw. Kreuzungsexperimente nicht nachweisen. Denkbar wäre jedoch, daß es - bedingt durch die lange Lebensdauer und damit langer Zeit zwischen erster Kopulation und Eiablage - günstiger für die Weibchen ist, den Spermavorrat durch Kopulationen zu erneuern, als ihn aufwendig zu erhalten.

Die Weibchen legen im Sommer ihre Eier ab, wobei die Zahl der abgelegten Eier gering ist. Die Eimortalität ist entsprechend niedrig, wahrscheinlich bedingt durch den geschützten Eiablageplatz und die Umhüllung mit Eihüllsekreten (BRAASCH 1960), die vor allem zur Abwehr von Eiparasiten dient.

5.2.2. Populationsdynamik

Die Schaumzikade *Neophilaenus albipennis* zeigte eine hohe Populationsdynamik mit einer Schwankung um eine Zehnerpotenz in nur drei Jahren. Bei der Beurteilung des starken Rückgangs von Br 2 ist ein Einfluß von Störungen durch die Untersuchung selbst nicht auszuschließen. Hohe Schwankungen der Populationsgröße wurden jedoch auch bei anderen Schaumzikadenarten festgestellt (Tabelle 32). Im Vergleich zu den

bei anderen Arten festgestellten Schwankungen ist die von *N. albipennis* keineswegs als sehr hoch einzuschätzen.

Bei Betrachtung der Regulation der Populationen müssen Larvalstadien und Adultstadien unterschieden werden. Die Larvalmortalität wird nur zu einem geringen Anteil von Feinden verursacht, entscheidend scheinen vor allem klimatische Faktoren und der physiologische Zustand der Wirtspflanze zu sein. Die Larvalpopulation dürfte also stark "bottom-up" (vgl. PRICE 1992) reguliert zu sein. Inwieweit eine dichteabhängige Regulation wirkt ist nicht klar. Bei anderen Schaumzikaden wurden unterschiedliche Effekte festgestellt. WHITTAKER (1971) fand bei *Neophilaenus lineatus* eine schwache umgekehrte Dichteabhängigkeit der Larvenmortalität, bei *Philaenus spumarius* konnte er keine signifikante Populationsregulation beobachten (WHITTAKER 1973). Demgegenüber wurde bei *Aphrophora flavipes* eine Erhöhung der Mortalität bei zunehmender Dichte gefunden (MATSUMOTO 1990).

Inwieweit die Adultpopulation von *N. albipennis* reguliert wird, ist nicht geklärt. Bei *Neophilaenus lineatus* und *Philaenus spumarius* wurde eine schwach dichteabhängige Adultmortalität nachgewiesen (WHITTAKER 1971, 1973).

Tabelle 32: Populationsdynamik bei Schaumzikaden (Cercopidae).

Untersuchte Art	Untersuchungszeitraum	Schwankungsfaktor	Quelle
<i>Neophilaenus lineatus</i>	3 Jahre	80	WHITTAKER (1965b)
<i>Neophilaenus exclamationis</i>	4 Jahre	25	HAAS (1975)
<i>Neophilaenus lineatus</i>	4 Jahre	16	HILDEBRANDT (1990b)
<i>Neophilaenus lineatus</i>	3 Jahre	13	WHITTAKER (1965b)
<i>Neophilaenus lineatus</i>	9 Jahre	12	WHITTAKER (1971)
<i>Neophilaenus albipennis</i>	3 Jahre	11	diese Untersuchung
<i>Philaenus spumarius</i>	4 Jahre	9	HILDEBRANDT (1990b)
<i>Neophilaenus lineatus</i>	2 Jahre	5	WHITTAKER (1965b)
<i>Philaenus spumarius</i>	3 Jahre	5	HALKKA et al. (1967)
<i>Neophilaenus exclamationis</i>	2 Jahre	3	WHITTAKER (1965b)
<i>Philaenus spumarius</i>	7 Jahre	3	WHITTAKER (1973)
<i>Philaenus spumarius</i>	4 Jahre	3	MÜLLER (1978)
<i>Neophilaenus lineatus</i>	9 Jahre	2	WHITTAKER (1971)
<i>Neophilaenus lineatus</i>	6 Jahre	2	WHITTAKER (1971)
<i>Aeneolamia albofasciata</i>	3 Jahre	2	MARTIN et al. (1995)
<i>Philaenus spumarius</i>	4 Jahre	2	HAAS (1975)
<i>Cercopis sanguinolenta</i>	3 Jahre	2	BIEDERMANN (unpubl.)

5.2.3. Metapopulationsdynamik

In letzter Zeit werden viele strukturierte Populationen als Metapopulationen bezeichnet, wobei die Bedingungen für Metapopulationen nicht immer gegeben sind. Eine Metapopulation hat folgende Eigenschaften (vgl. HALLE 1996, REICH & GRIMM 1996):

- Die Habitate ('patches') und die darauf vorkommenden Teilpopulationen (auch Subpopulationen oder lokale Populationen genannt) können voneinander abgegrenzt werden und besitzen wenigstens z.T. eine eigene Dynamik, der Individuenaustausch zwischen den Teilpopulationen ist gering.
- Der Individuenaustausch zwischen den Teilpopulationen bzw. Habitaten ist jedoch so hoch, daß die Teilpopulationen nicht völlig voneinander isoliert sind.
- Alle Teilpopulationen (Metapopulation nur mit 'islands') oder zumindest ein Teil davon (Metapopulationen mit 'mainlands' und 'islands') können aussterben.
- Es kommt zu Wiederbesiedlungen ausgestorbener oder neu entstandener Habitate.

Die Metapopulation von *Neophilaenus albipennis* im Untersuchungsgebiet genügt diesen Bedingungen mit der Einschränkung, daß nicht überprüft wurde, ob die Teilpopulationen in ihrer Dynamik zumindest teilweise unabhängig sind. Ein Austausch zwischen Populationen und Extinktionen bzw. Wiederbesiedlungen wurden nachgewiesen. Die Verwendung des Metapopulationskonzepts für die Modellierung der Dynamik im Untersuchungsgebiet ist angezeigt.

Das eingesetzte Modell beschreibt die Dynamik der Metapopulation und erlaubt die Simulation von Veränderungen in Zahl und Größe der Habitate. Bei der Einschätzung ökologischer Modelle stellt sich immer die Frage nach Verifizierung der Ergebnisse. Derartige Modelle liefern häufig Prognosen über längere Zeiträume. Im Rahmen der meisten Untersuchungen ist eine Überprüfung der Ergebnisse nicht möglich. Dazu wären Langzeitstudien erforderlich, vor allem auch Untersuchungen zur Reaktion von Metapopulationen bei Reduktion (z.B. bei Eingriffen) oder Neuentstehung (z.B. durch Pflegemaßnahmen) von Habitaten. Bei dem Tagfalter *Hesperia comma* konnte die Ausbreitung einer Metapopulation innerhalb von 9 Jahren - nach Zunahme der Habitatqualität - gut in Einklang mit Modellerwartungen gebracht werden (HANSKI 1994a).

Bei simulierten Eingriffen in die Metapopulation von *N. albipennis* reagiert diese stark verzögert, was auf das Freiland übertragen bedeutet, daß es sehr lange dauern kann bis z.B. eine negative Auswirkung nachweisbar wird, also eine langfristige Verminderung der besetzten Habitate von der „normalen“ Dynamik der Metapopulation im Gleichgewicht getrennt werden kann. Das eingesetzte Metapopulationsmodell beruht auf einem Gleichgewichtszustand zwischen Aussterben und Wiederbesiedlung. Dabei ist unklar, ob dies auf die Metapopulation im Untersuchungsgebiet zutrifft. Abweichungen vom Gleichgewichtszustand können jedoch für die Überlebensfähigkeit einer Metapopulation von großer Bedeutung sein, sind aber ebenfalls nicht ohne Lang-

zeitstudien nachweisbar. In neuerer Zeit wird diskutiert, ob eine Metapopulation mehrere Gleichgewichtszustände aufweisen kann (HANSKI et al. 1995b).

Für die Überprüfung der Simulationsergebnisse müßte also über viele Jahre hinweg, eventuell mit Abständen dazwischen, das Besetzungsmuster der Habitate aufgenommen werden. Eine zweite Möglichkeit der Verifizierung besteht in der Übertragung der Modelle auf andere Metapopulationen der Art. Dabei müßte die Lage der hier untersuchten Metapopulation am Nordrand des Areals berücksichtigt werden, da dort die Dynamik im allgemeinen am höchsten ist (vgl. DOAK & MILLS 1994).

Kleine Teilpopulationen haben ein höheres Aussterberisiko, ein Zusammenhang, der auch in Studien an anderen Insekten festgestellt werden konnte (z.B. MURPHY et al. 1990). Die Populationsdynamik von *N. albipennis* kann sehr hoch sein, inwieweit die Populationsdynamiken zwischen den Teilpopulationen korreliert sind, ist nicht klar. Bei einer zumindest teilweisen Korrelation der Populationsdynamik kann bei zurückgehenden Populationsgrößen die Aussterberate höher sein als die Wiederbesiedlungsrate. Da die Aussterberate in den kleinen Flächen erhöht ist, zieht sich *N. albipennis* auf die größeren Habitate zurück, eine Abweichung von der klassischen Metapopulationsvorstellung (DOAK & MILLS 1994, HARRISON 1991), die unabhängige Dynamiken fordert. In der Realität dürften in einer Metapopulation häufig beide Mechanismen wirken: zufällige Extinktion und gekoppeltes Aussterben, z.B. bei negativen Witterungseinflüssen, die auf alle Teilpopulationen gleich wirken.

Im Modell zur Metapopulationsdynamik von *N. albipennis* werden, wie bisher in allen Metapopulationsmodellen, die Auswirkungen der Qualität der Interhabitaträume auf die Wiederbesiedlungswahrscheinlichkeiten vernachlässigt. GUSTAFSON & GARDNER (1996) zeigen die Bedeutung der Landschaftsheterogenität für die Einwanderungsraten in ein Habitat. Die Berücksichtigung der Interhabitaträume wäre eine Weiterentwicklung der bisherigen Metapopulationsmodelle, ebenso die Einbeziehung der Habitatqualität, nach Klärung des Zusammenhangs mit der Dichte.

5.2.4. Überlebensfähigkeit

In der Diskussion über die Auswirkungen der Fragmentierung von Habitaten taucht häufig die Frage nach der Überlebensfähigkeit kleiner Populationen auf. Bekannt ist, daß kleine Populationen allgemein ein hohes Aussterberisiko haben. Die MVP ('minimum viable population') gibt an, welche Mindestgröße eine Population haben muß, um einen bestimmten Zeitraum mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit zu überleben. Im allgemeinen ist es nicht einfach, die MVP einer Art zu bestimmen und dürfte ohne Modellierungsansätze nur in extrem aufwendigen Langzeitstudien zu ermitteln sein. Daher wird zunehmend die mathematische Modellierung im Rahmen von Populationsgefährdungsanalysen (PVA, 'population viability analysis', BOYCE 1992) eingesetzt. Neben strategischen Modellen (vgl. POETHKE & WISSEL 1994) zur Ableitung von allgemeinen Prinzipien, werden häufig auch taktische individuen-

basierte Modelle bei der Erstellung von Prognosen der Überlebensfähigkeit von Insektenpopulationen eingesetzt (POETHKE et al. 1994, SAMIETZ et al. 1996, WAGNER & BERGER 1996). Derartige Modelle werden auch zur Einschätzung der Überlebensfähigkeit von Metapopulationen verwendet (POETHKE et al. 1996). Das entwickelte Modell zur Überlebensfähigkeit kleiner Populationen von *Neophilaenus albipennis* ist ein erster Schritt zu einer Populationsgefährdungsanalyse (PVA). Es quantifiziert die gemessene Stochastizität und deren Auswirkung auf die Überlebenswahrscheinlichkeit. Modelle zur Überlebensfähigkeit haben Grenzen in der Vorhersage. Die Variabilität der Umwelt und der Demographie ist in den meist kurzfristigen Untersuchungen kaum zu erfassen. Zudem müssen häufig Einflußgrößen unberücksichtigt bleiben, so ignoriert das vorliegende Modell z.B. die Sukzession der Magerrasen im Untersuchungsgebiet. Diese Modelle sind jedoch in der Lage, eine untere Schwelle für die Erhaltung notwendigen Flächengrößen anzugeben, obwohl die ermittelten Werte für die Populationsgrößen, bei denen ein Überleben von *N. albipennis* gesichert ist, unterschätzt sein dürften. Außerdem können mit diesen Modellen die für das Überleben kritischen Faktoren abgeschätzt und Annahmen in deren Auswirkung auf die Überlebenswahrscheinlichkeit überprüft werden.

Die Überlebensmodelle liefern Wahrscheinlichkeitsaussagen und können deshalb das Schicksal einer realen Population nicht vorhersagen, wodurch die Ergebnisse der Modelle zur Populationsdynamik schwer zu verifizieren sind. Eine Überprüfung der Aussagen kann nicht an einer einzelnen Population erfolgen, sondern erfordert die Langzeitbeobachtung von sehr vielen Populationen, um Häufigkeiten für Aussterbeereignisse zu erhalten. Diese könnten dann mit den prognostizierten Wahrscheinlichkeiten verglichen werden.

Das entwickelte Überlebensmodell betrachtet nur eine isolierte Population von *N. albipennis*, und ein Individueneintrag bzw. eine Wiederbesiedlung wurden nicht simuliert. TSCHARNTKE (1992) zeigte für die beiden phytophagen Insekten *Lasioptera arundinis* (Cecidomyiidae) und *Archanara geminipunctata* (Noctuidae), daß eine Population trotz einer Größe von 11000 bzw. 180000 Individuen aussterben kann. Die beiden Arten können in den Habitaten nur überleben, wenn diese mit anderen in Individuenaustausch stehen, die einzelnen Teilpopulationen also in einem Populationsverbund integriert sind.

Eine Form von Populationsverbund ist die Metapopulation. Diese kann langfristig überlebensfähig sein, obwohl einzelne Teilpopulationen aussterben. HANSKI et al. (1996a) konnten in einem theoretischen Modell sogar zeigen, daß eine Metapopulation in Extremfällen sehr lange überleben kann, auch wenn sie nur aus Teilpopulationen besteht, die ohne Individuenaustausch negative mittlere Wachstumsraten aufweisen würden. Bildet ein Satz von Populationen eine Metapopulation, so läßt sich daraus aber nicht ableiten, daß diese zwangsläufig überlebt, auch eine Metapopulation kann aussterben.

Bei der Simulation der Metapopulationsdynamik von *N. albipennis* kommt es erst bei Reduktion der Flächengrößen um 90 % zum Aussterben der Metapopulation. Der

Grund dafür liegt in den im Untersuchungsgebiet vorhandenen großen Habitatflächen, die auch bei Reduktion ihrer Flächengröße weiter eine sehr geringe Aussterbewahrscheinlichkeit haben und lange besiedelt bleiben. Aber schon weit oberhalb dieser Reduktion der Flächengrößen bricht die Metapopulationendynamik zusammen, wobei nur noch wenige große Flächen besetzt bleiben und Wiederbesiedlungen sich nur noch sehr selten ereignen.

HANSKI et al. (1996b) haben vor kurzem das Konzept der MVM ('minimum viable metapopulation') in die ökologische Literatur eingeführt. Eine MVM gibt die Zahl der für ein Überleben der Metapopulation notwendigen Habitate an. Für den intensiv untersuchten Tagfalter *Melitaea cinxia* geben sie einen Wert von 20 Habitaten mit 10 Teilpopulationen für eine langfristig überlebensfähige MVM an. Für die Metapopulation von *Neophilaenus albipennis* leitet sich aus dem Verlauf der Überlebenswahrscheinlichkeit ein Wert von etwa 100 Habitaten für eine MVM ab, um das Überleben mit einer Sicherheit von 95 % zu gewährleisten. Die durchschnittliche Habitatgröße beträgt im Untersuchungsgebiet 117,9 m², d.h. 100 Habitate bedecken etwa 11800 m². Mit der durchschnittlichen Dichte von 2,1 Individuen pro m² und dem Besetzungsgrad von 17,8 % ergibt sich daraus eine Populationsgröße von etwa 4400 Individuen.

5.3. Naturschutzrelevanz

Die Gruppe der Zikaden (Auchenorrhyncha) umfaßt in Deutschland etwa 600 Arten und wird in jüngster Zeit zunehmend zur Beantwortung naturschutzfachlicher Fragen eingesetzt. HILDEBRANDT (1990a, 1995) zeigt die Eignung der Zikaden als Indikatororganismen und deren Verwendung im Naturschutz. Ein Beispiel für die Beurteilung von Pflegemaßnahmen gibt BORNHOLDT (1993).

Meist dienen Artenreichtum und -zusammensetzung bzw. Abundanzen der Arten als Bewertungskriterien. Landschaftsteile können aber auch nach der Vollständigkeit der Zikadengilden ausgewählter und für das Untersuchungsgebiet typischer Wirtspflanzenarten bewertet werden (z.B. HILDEBRANDT 1995, REMANE & REIMER 1989).

In dieser Untersuchung wird gezeigt, wie Erkenntnisse über Habitat- und Flächenansprüche durch die Erfassung der Präsenz in den Wirtspflanzenbeständen gewonnen werden können. Ein Vergleich der Präsenz einer Zikadenart mit Daten aus verschiedenen Gebieten könnte Informationen über den Zustand der Population liefern. Als Kriterium würde dabei weniger der absolute Wert für die Präsenz, sondern deren Abhängigkeit von z.B. den Flächengrößen dienen. Bei einem Rückgang einer Art wird angenommen, daß sich höhere Besetzungsgrade nur bei großen Flächen finden, d.h. der Wendepunkt der Inzidenzkurve verschiebt sich hin zu höheren Flächengrößen. Durch die Untersuchung von einer Reihe von Arten an mehreren für das bearbeitete Gebiet typischen Wirtspflanzen ließe sich eine Bewertung vornehmen, wobei die Häufigkeit des Auftretens unterdurchschnittlicher Präsenz - unter Berücksichtigung zoogeographischer und gebietstypischer Effekte - als Kriterium eingesetzt würde.

Weitere Untersuchungen müßten klären, ob sich daraus ein Bewertungssystem ableiten läßt. Erforscht werden müßte vor allem die Abhängigkeit der Präsenz von der Lage der untersuchten Population im Areal der Art und der Zusammenhang zwischen Präsenz und Rückgang bzw. Gefährdung einer Art.

Ein zentraler Punkt im Naturschutz ist die Frage nach den Flächengrößen, die für das Überleben einer Tier- oder Pflanzenart bereitgestellt werden müssen. In dieser Untersuchung konnte gezeigt werden, daß die Flächenansprüche, wie kaum anders zu erwarten, von Art zu Art stark schwanken. In der Naturschutzpraxis liegen jedoch meist keine spezifischen Habitate im Visier der Anstrengungen, sondern meist übergeordnete Landschaftseinheiten (z.B. ganze Trockenhänge oder Waldstücke). Unter Berücksichtigung dieses Gesichtspunkts ergibt sich für die Schaumzikade *Neophilaenus albipennis* ein erhöhter Flächenanspruch. So sind bei dieser Art bei etwa 2000 m² 95 % der Habitate besetzt. Bei Schutz- oder Pflegemaßnahmen werden aber nicht Wirtspflanzenbestände betrachtet, sondern ganze Magerrasenkomplexe. *Brachypodium pinnatum*-Bestände sind nur ein Teil der Vegetation der Trockenhügel in der Porphyrlandschaft bei Halle. Auf 17 untersuchten Hügeln bedeckt *B. pinnatum* im Mittel nur 3,8 % (Standardabweichung 6,8), eine Inzidenz von 95 % ist somit erst bei Magerrasenflächen von über 50000 m² erreicht.

Diese Einschätzung bezieht sich zunächst auf einzelne Habitate. Einzelne Teilpopulationen ohne Individuenaustausch dürften aber langfristig nicht lebensfähig sein. Aus dem Metapopulationsmodell ergibt sich für eine Überlebenswahrscheinlichkeit von 95 % eine Habitatfläche von etwa 11800 m², erneut umgerechnet auf die Magerrasenfläche wären zum Schutz der Metapopulation eine Fläche von über 300000 m² (= 0,3 km²) nötig. Das Modell ist zwar nicht in der Lage die absoluten Werte anzugeben, zeigt aber die Größenordnung für die Habitatflächen, die erhalten werden müssen. Die Abhängigkeit von der Entfernung zu anderen Vorkommen im Metapopulationsverbund und das hohe Aussterberisiko kleiner Populationen bedeutet, daß das Überleben der Art nur durch Erhalt weiterer Flächen in der näheren Umgebung gewährleistet werden kann. Ein einzelner Wirtspflanzenbestand dürfte kaum ausreichen um die Art zu erhalten. Konkret hieße dies in der Porphyrlandschaft, daß *N. albipennis* - außerhalb der großen Trockenhänge in den Naturschutzgebieten im Norden und Süden - langfristig nur durch Erhalt der Magerrasenvegetation auf einer großen Zahl von Hügeln gesichert werden kann.

Aus dem Verbund der Teilpopulationen in einer Metapopulationsstruktur ergibt sich eine weitere Konsequenz bei Eingriffen bzw. einer Verschlechterung der Habitatqualität. Das System kann sehr langsam darauf reagieren, so daß die Auswirkungen erst sehr spät nachgewiesen werden können. Die Ursache für einen aktuell beobachteten Rückgang einer Art kann also lange Zeit zurückliegen. Die Abschätzung der Folgen von Eingriffen sollte demnach langfristig verfolgt werden.

6. Zusammenfassung

In der vorliegenden populationsökologischen Arbeit an einer Gilde monophag an *Brachypodium pinnatum* lebender Zikadenarten wurde das Vorkommen und Überleben in einer fragmentierten Landschaft untersucht. Den drei Arten *Adarrus multinotatus*, *Neophilaenus albipennis* und *Ribautodelphax pungens* stehen im Untersuchungsgebiet, der Porphyrlandschaft bei Halle (Sachsen-Anhalt), insgesamt 506 Wirtspflanzeninseln zur Besiedlung zur Verfügung. Insgesamt wurden 69 Zikadenarten in diesen *Brachypodium pinnatum*-Beständen nachgewiesen.

Die Wirtspflanzeninseln wurden auf das Vorkommen der Arten kartiert und die Verbreitung der Arten erfaßt. Mit Hilfe logistischer Regressionsanalysen wurde die Abhängigkeit des Vorkommens der Arten in den Wirtspflanzeninseln von den Habitatparametern Deckung der Wirtspflanze, Exposition, Hangneigung, geologischer Untergrund und Beschattung untersucht. Alle drei Arten benötigen eine ausreichende Deckung ihrer Wirtspflanze, wobei der Schwellenwert unterschiedlich hoch ist. *Adarrus multinotatus* und *Neophilaenus albipennis* fehlen häufig in beschatteten Beständen und letztere Art auch in *Brachypodium pinnatum*-Beständen auf Zechsteinkalk. Mit an die jeweilige Art angepaßten Methoden wurden die Individuendichten bestimmt und deren Zusammenhang mit der Wirtspflanzendeckung und der Habitatgröße gezeigt. Bei allen drei Arten ist die Individuendichte korreliert mit der Deckung der Wirtspflanze, *Adarrus multinotatus* und *Ribautodelphax pungens* zeigen einen exponentiellen Zusammenhang.

Zur Analyse der Flächenansprüche wurden Inzidenzkurven erstellt. Sie zeigen die Abhängigkeit der Besetzungswahrscheinlichkeit von der Flächengröße. Innerhalb der Gilde wurden große Unterschiede in der Abhängigkeit des Vorkommens in den Wirtspflanzeninseln von deren Flächengröße gefunden. Während *A. multinotatus* in nahezu allen Beständen nachgewiesen wurde, siedeln die beiden anderen Arten fast nur in Habitaten über einem Schwellenwert der Flächengröße.

Die Verbreitung von *Neophilaenus albipennis* zeigt, im Gegensatz zu *Adarrus multinotatus*, einen Einfluß von Isolationsphänomenen. Der Besetzungsgrad der Wirtspflanzen-Bestände sinkt mit zunehmender Entfernung von anderen Vorkommen. Bei Fang-Wiederfang-Experimenten mit Adulten von *Neophilaenus albipennis* konnte nur eine geringe Mobilität nachgewiesen werden. Die größte nachgewiesene Entfernung betrug 31 m. Eine Ausbreitung durch aktives Fliegen konnte nicht nachgewiesen werden, ist aber nicht auszuschließen.

Die Schaumzikade *Neophilaenus albipennis* wurde intensiver populationsbiologisch untersucht. In zwei Teilpopulationen wurden die Mortalitäten der einzelnen Larvenstadien ermittelt, wobei sich zeigte, daß diese mit zunehmender Entwicklung abnehmen. Die Larven leben häufig zu mehreren in einem Schaumballen, wobei eine

Verminderung der Mortalität bei Aggregation nachgewiesen wurde. In Blattkäfigen ist bei Ausschluß von Feinden die Larvalmortalität insgesamt etwa 15 % geringer. Die Vegetationsstruktur an den Larvenaufenthaltsorten wurde beschrieben und das dort herrschende Mikroklima in mehreren Meßreihen charakterisiert.

Mit der Fang-Wiederfang-Methode wurde in einer Versuchsfläche die Populationsgröße von *Neophilaenus albipennis* ermittelt. Sie schwankte in drei Jahren um etwa eine Zehnerpotenz. Mit dieser Methode wurde auch die individuelle Lebensdauer bestimmt. Die Tiere sind im Vergleich zu anderen Zikaden sehr langlebig und können fast 60 Tage alt werden.

Auf Grundlage der erhobenen populationsbiologischen Daten wurde ein individuenbasiertes Modell zur Überlebensfähigkeit kleiner Populationen von *Neophilaenus albipennis* entwickelt. Es quantifiziert die gemessene demographische Stochastizität und liefert die Überlebenswahrscheinlichkeit in Abhängigkeit von der Ausgangspopulationsgröße.

Das Vorkommen von *Neophilaenus albipennis* zeigt eine starke Abhängigkeit von der Flächengröße und der Isolation der Habitate, zudem konnten Aussterbe- und Wiederbesiedlungsereignisse beobachtet werden. Die Teilpopulationen bilden im Untersuchungsgebiet eine Metapopulation. Mit der Anpassung an ein theoretisches Metapopulationsmodell konnte eine hohe Vorhersagekraft erzielt werden. Die Dynamik der Metapopulation wurde in verschiedenen Szenarien modelliert und die Überlebensfähigkeit der Metapopulation untersucht. Bei simulierten Eingriffen reagiert diese verzögert mit einer abnehmenden Zahl besetzter Habitate.

Die Populationsstruktur der untersuchten Arten und deren Strategie zum Überleben in einer fragmentierten Landschaft werden vergleichend diskutiert. Abschließend wird die Naturschutzrelevanz der Ergebnisse aufgezeigt.

7. Literatur

- ÅBERG, J., JANSSON, G., SWENSON, J.E. & ANGELSTAM, P. (1995): The effect of matrix on the occurrence of Hazel Grouse (*Bonasa bonasia*) in isolated habitat fragments. *Oecologia* **103**: 265-269.
- ADLER, G.H. & WILSON, M.L. (1985): Small mammals on Massachusetts islands: the use of probability functions in clarifying biogeographic relationships. *Oecologia* **66**: 178-186.
- AKÇAKAYA, H.R. & BAUR, B. (1996): Effects of population subdivision and catastrophes on the persistence of a land snail metapopulation. *Oecologia* **105**: 475-483.
- AKIYAMA, M. & MATSUMOTO, K. (1986): Biology of the Pine Spittlebug, *Aphrophora flavipes* (Homoptera: Cercopidae) in the nymphal stage. *Japanese Journal of Applied Entomology and Zoology* **30**: 136-141.
- ALTERMANN, M. & MAUTSCHKE, J. (1972): Zur Kenntnis und Verbreitung der Böden der Umgebung von Halle. *Archiv für Acker-, Pflanzenbau und Bodenkunde* **16**: 871-886.
- ANDRÉN, H. (1994): Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* **71**: 355-366.
- ANDRZEJEWSKA, L. (1966): An attempt at determining the absolute population numbers of *Cicadella viridis* L. in the light of its layer distribution. *Ecologia Polska A* **14**: 73-98.
- APFELBACH, R. & DÖHL, J. (1980): *Verhaltensforschung*. 3. Aufl. G. Fischer, Stuttgart. 193 S.
- APPELT, M. (1996): Elements of population vulnerability of the bluewinged grasshopper, *Oedipoda caerulescens* (LINNAEUS, 1758) (Caelifera, Acrididae). In: SETTELE, J., MARGULES, C., POSCHLOD, P. & HENLE, K. (Hrsg.): *Species survival in fragmented landscapes*. Kluwer, Dordrecht. S. 320-323.
- BACH, C.E. (1988): Effects of host plant patch size on herbivore density: patterns. *Ecology* **69**: 1090-1102.

- BALES, F.M. & FURNISS, M.M. (1984): Bionomics of the cone spittlebug, *Aphrophora canadensis* (Homoptera: Cercopidae) on Mugo Pine in Idaho. Great Basin Naturalist **44**: 338-348.
- BIEDERMANN, R. (1995): Populationsökologische Untersuchungen an ausgewählten Zikadenarten (Homoptera, Auchenorrhyncha) auf Trockenrasen unter Anwendung individueller Markierung - Ein Methodentest. Mitteilungen 1. Auchenorrhyncha-Tagung 23.9. bis 25.9.1994, Halle/Saale. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, S. 41-44.
- BIEDERMANN, R. & APPELT, M. (1996): Invertebrates and area size in the porphyry landscape of Halle. In: SETTELE, J., MARGULES, C., POSCHLOD, P. & HENLE, K. (Hrsg.): Species survival in fragmented landscapes. Kluwer, Dordrecht. S. 183-186.
- BORNHOLDT, G. (1993): Auswirkungen der Pflegemaßnahmen Mahd, Mulchen, Beweidung und Gehölzrückschnitt auf die Insektenordnungen Orthoptera, Heteroptera, Auchenorrhyncha und Coleoptera der Halbtrockenrasen im Raum Schlüchtern. Marburger Entomologische Publikationen **2(6)**: 1-330.
- BORNHOLDT, G. & REMANE, R. (1993): Veränderungen im Zikadenartenbestand eines Halbtrockenrasens in der Eifel (Rheinland-Pfalz) entlang eines Nährstoffgradienten. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz **2**: 19-29.
- BOYCE, M.S. (1992): Population viability analysis. Annual Review of Ecology and Systematics **23**: 481-506.
- BRAASCH, H. (1960): Über die Eihüllsekrete einheimischer Cercopiden (Homoptera, Cicadina). Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere **49**: 184-262.
- BRIGHT, P.W., MITCHELL, P. & MORRIS, P.A. (1994): Dormouse distribution: survey techniques, insular ecology and selection of sites for conservation. Journal of Applied Ecology **31**: 329-339.
- BROWN, J.H. & KODRIC-BROWN, A. (1977): Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. Ecology **58**: 445-449.
- BÜHL, A. & ZÖFEL, P. (1994): SPSS für Windows Version 6. Praxisorientierte Einführung in die Datenanalyse. Addison-Wesley, Bonn. 503 S.
- CALLAN, E.M. (1980): Nesting behavior and prey of *Argogorytes* ASHMEAD (Hymenoptera: Spicidae). Journal of the Washington Academy of Sciences **70**: 160-165.

- CAPPUCCINO, N. (1987): Comparative population dynamics of two goldenrod aphids: spatial patterns and temporal constancy. *Ecology* **68**: 1634-1646.
- COBBEN, R.H. (1987): What do we really know about host selection in Auchenorrhyncha ?. In: VIDANO, C. & ARZONE, A. (Hrsg.): Proceedings of the 6th Auchenorrhyncha Meeting, Turin, Italy, 7-11 September, 1987. Consiglio Nazionale delle Ricerche - IPRA, Rom. S. 81-92.
- CROMARTIE, W.J. (1975): The effect of stand size and vegetational background on the colonization of cruciferous plants by herbivorous insects. *Journal of Applied Ecology* **12**: 517-533.
- CURRY, J.P. (1994): *Grassland Invertebrates. Ecology, influence on soil fertility and effects on plant growth.* Chapman & Hall, London. 437 S.
- DELLA GUISTINA, W. (1989): Homoptères Cicadellidae III. Faune de France, Paris **73**: 1-350.
- DEN BIEMAN, C.F.M. (1986): Acoustic differentiation and variation in planthoppers of the genus *Ribautodelphax* (Homoptera, Delphacidae). *Netherlands Journal of Zoology* **36**: 461-480.
- DEN BIEMAN, C.F.M. (1987a): Host plant relations in the planthopper genus *Ribautodelphax* (Homoptera, Delphacidae). *Ecological Entomology* **12**: 163-172.
- DEN BIEMAN, C.F.M. (1987b): Variability in female calling signals in mixed populations of pseudogamous forms and bisexual *Ribautodelphax* species (Homoptera, Delphacidae). *Netherlands Journal of Zoology* **37**: 43-58.
- DEN BIEMAN, C.F.M. (1988a): Karyotypic variation in bisexual species and pseudogamous forms of the planthopper genus *Ribautodelphax* (Homoptera, Delphacidae). *Genetica* **76**: 101-110.
- DEN BIEMAN, C.F.M. (1988b): Hybridization studies in the planthopper genus *Ribautodelphax* (Homoptera, Delphacidae). *Genetica* **76**: 15-26.
- DEN BIEMAN, C.F.M. (1988c): Coexistence of pseudogamous and sexual planthoppers of the genus *Ribautodelphax* (Homoptera, Delphacidae). *Ecological Entomology* **13**: 383-390.

- DEN BIEMAN, C.F.M. & EGGERS-SCHUMACHER, H.A. (1987): Allozyme poly-morphism in planthoppers of the genus *Ribautodelphax* (Homoptera, Delphacidae) and the origin of the pseudogamous triploid forms. *Netherlands Journal of Zoology* **37**: 239-254.
- DENNO, R.F., RAUPP, M.J. & TALLAMY, D.W. (1981): Organization of a guild of sap-feeding insects: Equilibrium vs. Nonequilibrium coexistence. In: DENNO, R.F. & DINGLE, H. (Hrsg.): *Insect life history patterns: Habitat and geographic variation*. Springer, New York. S.151-181.
- DE WINTER, A.J. & ROLLENHAGEN, T. (1990): The importance of male and female acoustic behaviour for reproductive isolation in *Ribautodelphax* planthoppers (Homoptera: Delphacidae). *Biological Journal of the Linnean Society* **40**: 191-206.
- DIAMOND, J.M. (1975): Assembly of species communities. In: CODY, M.L. & DIAMOND, J.M. (Hrsg.): *Ecology and evolution of communities*. The Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge Massachusetts, S. 342-444.
- DOAK, D.F. & MILLS, L.S. (1994): A usefull role for theory in conservation. *Ecology* **75**: 615-626.
- DOERING, K. (1922): Biology and morphologi of *Lepyronia quadrangularis* (Say) (Homoptera, Cercopidae). *The Kansas University Science Bulletin* **14**: 515-587.
- EBER, S. & BRANDL, R. (1996): Metapopulation dynamics of the tephritid fly *Urophora cardui*: an evaluation of incidence-function model assumptions with field data. *Journal of Animal Ecology* **65**: 621-630.
- FAETH, S.H. (1990): Aggregation of leafminer, *Cameraria* sp. nov. (DAVIS): consequences and causes. *Journal of Animal Ecology* **59**: 569-586.
- FELTON, J.C. (1987): A new prey record for the solitary wasp *Gorytes laticinctus* (LEPELETIER) (Hymenoptera: Specidae). *Entomologische Berichten, Amsterdam* **47**: 89-90.
- FRANCK, D. (1985): *Verhaltensbiologie. Einführung in die Ethologie*. Thieme, Stuttgart. 301 S.
- GATTERMANN, R. (1993): *Verhaltensbiologie*. G. Fischer, Jena. 354 S.
- GEYER, A. & BÜCKER, M. (1992): Rote Liste gefährdeter Tagfalter (Rhopalocera) Bayerns. *Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz* **111**: 206-213.

- GHENT, A.W. (1960): A study of the group-feeding behaviour of larvae of the jack pine sawfly *Neodiprion pratti banksianae* ROH. *Behaviour* **16**: 110-148.
- GREZ, A.A. & GONZÁLEZ, R.H. (1995): Resource concentration hypothesis: effect of host plant patch size on density of herbivorous insects. *Oecologia* **103**: 471-474.
- GRIMM, V., STELTER, C., REICH, M. & WISSEL, C. (1994): Ein Modell zur Metapopulationsdynamik von *Bryodema tuberculata* (Saltatoria, Acrididae). *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* **3**: 189-195
- GUSTAFSON, E.J. & GARDNER, R.H. (1996): The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. *Ecology* **77**: 94-107.
- HAAS, H. (1975): Die Zikaden (Homoptera - Auchenorrhyncha) einer Wiese und ihr Energieumsatz. Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen. 63 S.
- HALKKA, O. & KOHILA, T. (1976): Persistence of visual polymorphism, despite a low rate of predation, in *Philaenus spumarius* (L.) (Homoptera, Aphrophoridae). *Annales Zoologici Fennici* **13**: 185-188.
- HALKKA, O., RAATIKAINEN, M., HALKKA, L. & RAATIKAINEN, T. (1977): Coexistence of four species of spittle-producing Homoptera. *Annales Zoologici Fennici* **14**: 228-231.
- HALKKA, O., RAATIKAINEN, M., VASARAINEN, A. & HEINONEN, L. (1967): Ecology and ecological genetics of *Philaenus spumarius* (L.) (Homoptera). *Annales Zoologici Fennici* **4**: 1-18.
- HALLE, S. (1996): Metapopulationen und Naturschutz - eine Übersicht. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* **5**: 141-150.
- HAMILTON, K.G.A. (1982): The Spittlebugs of Canada. *The Insects and Arachnids of Canada* **10**: 1-102.
- HANSKI, I. (1991): Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations. *Biological Journal of the Linnean Society* **42**: 17-38.
- HANSKI, I. (1992): Inferences from ecological incidence functions. *The American Naturalist* **139**: 657-662.
- HANSKI, I. (1994a): A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology* **63**: 151-162.

- HANSKI, I. (1994b): Patch-occupancy dynamics in fragmented landscapes. *Trends in Ecology and Evolution* **9**: 131-135.
- HANSKI, I. & GILPIN, M. (1991): Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society* **42**: 3-16.
- HANSKI, I. & GYLLENBERG, M. (1993): Two general metapopulation models and the core-satellite species hypothesis. *The American Naturalist* **142**: 17-41.
- HANSKI, I., KUUSSAARI, M. & NIEMINEN, M. (1994): Metapopulation structure and migration in the butterfly *Melitaea cinxia*. *Ecology* **75**: 747-762.
- HANSKI, I., FOLEY, P. & HASSELL, M. (1996a): Random walks in a metapopulation: how much density dependence is necessary for long-term persistence? *Journal of Animal Ecology* **65**: 274-282.
- HANSKI, I., MOILANEN, A. & GYLLENBERG, M. (1996b): Minimum viable metapopulation size. *The American Naturalist* **147**: 527-541.
- HANSKI, I., MOILANEN, A., PAKKALA, T. & KUUSSAARI, M. (1996c): The quantitative incidence function model and persistence of an endangered butterfly metapopulation. *Conservation Biology* **10**: 578-590.
- HANSKI, I., PAKKALA, T., KUUSSAARI, M. & LEI, G. (1995a): Metapopulation persistence of an endangered butterfly in a fragmented landscape. *Oikos* **72**: 21-28.
- HANSKI, I., PÖYRY, J., PAKKALA, T. & KUUSSAARI, M. (1995b): Multiple equilibria in metapopulation dynamics. *Nature* **377**: 618-621.
- HARPER, G. & WHITTAKER, J.B. (1976): The role of natural enemies in the colour polymorphism of *Philaenus spumarius* (L.). *Journal of Animal Ecology* **45**: 91-104.
- HARRISON, S. (1991): Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biological Journal of the Linnean Society* **42**: 73-88.
- HARRISON, S. (1994): Metapopulations and conservation. In: EDWARDS, P.J., MAY, R.M. & WEBB, N.R. (Hrsg.): *Large-scale ecology and conservation biology*. Blackwell, Oxford. S. 111-128.
- HARRISON, S. & THOMAS, C.D. (1991): Patchiness and spatial pattern in the insect community on ragwort *Senecio jacobaea*. *Oikos* **62**: 5-12.

- HARRISON, S., MURPHY, D.D. & EHRLICH, P.R. (1988): Distribution of the bay checkerspot butterfly, *Euphydryas editha bayensis*: evidence for a metapopulation model. *The American Naturalist* **132**: 360-382.
- HASTINGS, A. & HARRISON, S. (1994): Metapopulation dynamics and genetics. *Annual Review of Ecology and Systematics* **25**: 167-188.
- HASTINGS, A. & WOLIN, C.L. (1989): Within-patch dynamics in a metapopulation. *Ecology* **70**: 1261-1266.
- HENDERSON, I.F. & WHITAKER, T.M. (1977): The efficiency of an insect suction sampler in grassland. *Ecological Entomology* **2**: 57-60.
- HENLE, K. & STREIT, B. (1990): Kritische Beobachtungen zum Artenrückgang bei Amphibien und Reptilien und zu dessen Ursachen. *Natur und Landschaft* **65**: 347-361.
- HEWITT, G.B. & NILAKHE, S.S. (1986): Environmental factors affecting the survival of eggs and early instar nymphs of spittlebugs *Zulia entreperiana* (BERG) and *Deois flavopicta* STAL during the rainy season in Central Brazil. *Anais da Sociedade Entomologica do Brasil* **15**: 61-76.
- HILDEBRANDT, J. (1990a): Phytophage Insekten als Bioindikatoren für die Bewertung von Landschaftseinheiten am Beispiel von Zikaden. *Natur und Landschaft* **65**: 362-365.
- HILDEBRANDT, J. (1990b): Terrestrische Tiergemeinschaften der Salzwiesen im Ästuarbereich. Dissertation, Universität Bremen. 286 S.
- HILDEBRANDT, J. (1995): Zur Zikadenfauna im Feuchtgrünland - Kenntnisstand und Schutzaspekte. *Mitteilungen 1. Auchenorrhyncha-Tagung 23.9. bis 25.9.1994, Halle/Saale. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg*, S. 41-44.
- HINES, J.E. (1988): Program "JOLLY". U.S. Fish and Wildlife Service. Patuxent Wildlife Research Center. Laurel, Maryland.
- HINSLEY, S.A., BELLAMY, P.E., NEWTON, I. & SPARKS, T.H. (1996): Influences of population size and woodland area on bird species distributions in small woods. *Oecologia* **105**: 100-106.
- HOCHBERG, M.E. (1991): Viruses as costs to gregarious feeding behaviour in the Lepidoptera. *Oikos* **61**: 291-296.

- HORSFIELD, D. (1978): Evidence for xylem feeding by *Philaenus spumarius* (L.) (Homoptera: Cercopidae). *Entomologia experimentalis & applicata* **24**: 95-99.
- JAMES, F.C. & MCCULLOCH, C.E. (1990): Multivariate analysis in ecology and systematics: Panacea or Pandora's box? *Annual Review of Ecology and Systematics* **21**: 129-166.
- JOLLY, G.M. (1965): Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration-stochastic model. *Biometrika* **52**: 225-247.
- KAREIVA, P. (1985): Finding and losing host plants by *Phyllotreta*: patch size and surrounding habitat. *Ecology* **66**: 1809-1816.
- KAULE, G. (1991): *Arten- und Biotopschutz*. 2. Aufl. Ulmer, Stuttgart. 519 S.
- KINDVALL, O. (1996): Habitat heterogeneity and survival in a bush cricket meta-population. *Ecology* **77**: 207-214.
- KLOFT, W. (1957): Further investigations concerning the interrelationships between bark condition of *Abies alba* and infestation by *Adelges piceae typica* and *A. nüsslini schneideri*. *Zeitschrift für angewandte Entomologie* **41**: 438-442.
- KRISTIN, A. (1995): The diet and foraging ecology of the penduline tit (*Remiz pendulinus*). *Folia Zoologica* **44**: 23-29.
- KRUESS, A. & TSCHARNTKE, T. (1994): Habitat fragmentation, species loss, and biological control. *Science* **264**: 1581.
- KUENZI, F.M. & COPPEL, H.C. (1985): Feeding site and spittle of *Clastoptera arborina* BALL (Homoptera: Cercopidae). *Transactions of the Wisconsin Academy of Sciences, Arts and Letters* **73**: 154-159.
- KUHN, W., SCHÖPKE, H. & WALLASCHEK, M. (im Druck): Ergebnisse einer Kartierung der Biotop- und Nutzungstypen in der Halleschen Kuppenlandschaft. *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt*.
- KUNTZE, H.A. (1937): Die Zikaden Mecklenburgs, eine faunistisch-ökologische Untersuchung. *Archiv für Naturgeschichte, N.F.* **6**: 299-388.
- LAWRENCE, W.S. (1990): The effects of group size and host species on development and survivorship of a gregarious caterpillar *Halisidota caryae* (Lepidoptera, Arctiidae). *Ecological Entomology* **15**: 53-62.

- LAWTON, J.H. (1978): Host-plant influences on insect diversity: the effects of space and time. In: MOUND, L.A. & WALOFF, N. (Hrsg.): Diversity of insect faunas. Royal Entomological Society of London. Blackwell Scientific Publications, Oxford. S. 105-125.
- LEQUESNE, W. (1960): Hemiptera Fulgoromorpha. Handbooks for the Identification of British Insects **2(3)**: 1-68.
- LEQUESNE, W. (1965): Hemiptera Cicadomorpha (excluding Deltocephalinae and Typhlocybinae). Handbooks for the Identification of British Insects **2(2a)**: 1-64.
- LEQUESNE, W. (1969): Hemiptera Cicadomorpha Deltocephalinae. Handbooks for the Identification of British Insects **2(2b)**: 65-148.
- LEQUESNE, W. & PAYNE, K.R. (1981): Cicadellidae (Typhlocybinae) with a check list of the British Auchenorrhyncha (Hemiptera, Homoptera). Handbooks for the Identification of British Insects **2(2c)**: 1-95.
- MACGARVIN, M. (1982): Species-area relationships of insects on host plants: herbivores on rosebay willowherb. *Journal of Animal Ecology* **51**: 207-223.
- MAHN, E.-G. (1957): Über die Vegetations- und Standortsverhältnisse einiger Porphyrkuppen bei Halle. *Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Halle, mathematisch-naturwissenschaftliche Reihe* **6**: 177-208.
- MAHN, E.-G. & PARTZSCH, M. (1996): Vegetation cover of porphyry outcrops. In: SETTELE, J., MARGULES, C., POSCHLOD, P. & HENLE, K. (Hrsg.): Species survival in fragmented landscapes. Kluwer, Dordrecht. S. 169-172.
- MANGAN, R.L. & WUTZ, A. (1983): Aggregation patterns of meadow spittlebugs, *Philaenus spumarius* L. (Homoptera: Cercopidae), on old-field alfalfa plants. *Environmental Entomology* **12**:151-157.
- MARCHAND, H. (1953): Die Bedeutung der Heuschrecken und Schnabelkerfe als Indikatoren verschiedener Graslandtypen. *Beiträge zur Entomologie* **3**: 116-162.
- MARTIN, R.M., COX, J.R., ALSTON, D.G. & IBARRA, F. (1995): Spittlebug (Homoptera: Cercopidae) life cycle on buffelgrass in Northwestern Mexico. *Annals of the Entomological Society of America* **88**: 471-478.
- MATSUMOTO, K. (1990): Effects of density on the survival of nymphs in the pine spittlebug, *Aphrophora flavipes* (Homoptera: Cercopidae). Experiments in an outdoor cage. *Applied Entomology and Zoology* **25**: 339-346.

- MATTER, S.F. (1996): Interpatch movement of the red milkweed beetle, *Tetraopes tetraophthalmus*: individual responses to patch size and isolation. *Oecologia* **105**: 447-453.
- MCEVOY, P.B. (1986): Niche partitioning in spittlebugs (Homoptera: Cercopidae) sharing shelters on host plants. *Ecology* **67**: 465-478.
- MICHELTSEN, A., FINK, F., GOGALA, M. & TRAUER, D. (1982): Plants as transmission channels for insect vibrational songs. *Behavioral Ecology and Sociobiology* **11**: 269-281.
- MORRIS, D.W. (1995): Earth's peeling veneer of life. *Nature* **373**: 25.
- MÜLLER, H.J. (1978): Strukturanalyse der Zikadenfauna einer Rasenkatena Thüringens (Leutratal bei Jena). *Zoologisches Jahrbuch für Systematik* **105**: 258-334.
- MURPHY, D.D., FREAS, K.E. & WEISS, S.B. (1990): An environment-metapopulation approach to population viability analysis for a threatened invertebrate. *Conservation Biology* **4**: 41-51.
- NICKEL, H. (1994): Wärmeliebende Zikaden (Homoptera, Auchenorrhyncha) im südlichen Niedersachsen. *Braunschweiger naturkundliche Schriften* **4**: 533-551.
- NOVOTNÝ, V. (1987): Competition of populations of *Neophilaenus lineatus* (L.) (Homoptera, Auchenorrhyncha) on the meadows of the as. *Polygalo-Nardetum*. *Acta Universitatis Palackianae Olomucensis Facultas Rerum Naturalium* **90**: 159-166.
- OOMEN, P.A. (1975): A population study of the spittle bugs *Aeneolamia occidentalis* (Walk.) and *Prosapia simulans* (Walk.) (Homoptera: Cercopidae) in Mexican Pangola pastures. *Zeitschrift für angewandte Entomologie* **79**: 225-238.
- OSSIANNILSSON, F. (1978): The Auchenorrhyncha (Homoptera) of Fennoscandia and Denmark. Part 1: Introduction, Infraorder Fulgoromorpha. *Fauna Entomologica Scandinavica* **7(1)**: 1-222.
- OSSIANNILSSON, F. (1981): The Auchenorrhyncha (Homoptera) of Fennoscandia and Denmark. Part 2: The Families Cicadidae, Cercopidae, Membracidae, and Cicadellidae (excl. Deltocephalinae). *Fauna Entomologica Scandinavica* **7(2)**: 223-593.

- OSSIANNILSSON, F. (1983): The Auchenorrhyncha (Homoptera) of Fennoscandia and Denmark. Part 3: The Family Cicadellidae: Deltocephalinae, Catalogue, Literature and Index. *Fauna Entomologica Scandinavica* **7(3)**: 594-979.
- PAGLIANO, G. (1980): Fauna imenotterologica delle Langhe (Nota faunistica II - Specidae). *Rivista Piemontese di Storia Naturale* **1**: 105-135.
- PETER, H.-U. (1978): Quantitative Untersuchungen an Zikadenpopulationen in Halbtrockenrasen bei Jena (Thüringen) unter besonderer Berücksichtigung methodischer Aspekte. Dissertation, Friedrich-Schiller-Universität Jena. 261 S.
- PETERSON, S.C. (1987): Communication of leaf suitability by gregarious eastern tent caterpillars (*Malacosoma americanum*). *Ecological Entomology* **12**: 283-289.
- POETHKE, H.J. & WISSEL, C. (1994): Zur Bedeutung von Theorie und mathematischen Modellen für den Naturschutz. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* **3**: 131-137.
- POETHKE, H.J., GOTTSCHALK, E. & SEITZ, A. (1996): Gefährdungsgradanalyse einer räumlich strukturierten Population der Westlichen Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*): Ein Beispiel für den Einsatz des Metapopulationskonzeptes im Artenschutz. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* **5**: 229-242.
- POETHKE, H.J., GRIEBELER, E.M. & PAULER, R. (1994): Individuenbasierte Modelle als Entscheidungshilfen im Artenschutz. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* **3**: 197-206.
- POLLOCK, K.H., NICHOLS, J.D., BROWNIE, C. & HINES, J.E. (1990): Statistical inference for capture-recapture experiments. *Wildlife Monographs* **107**: 1-97.
- POST-PLANGG, N.U.A. & HOFFMANN, H.-J. (1982): Ökologische Untersuchungen an der Zikadenfauna des Bausenbergs in der Eifel - mit besonderer Berücksichtigung der Trockenrasen. *Decheniana Beihefte* **27**: 184-240.
- PRICE, P.W. (1992): Plant resources as the mechanistic basis for insect herbivore population dynamics. In: HUNTER, M.D., OHGUSHI, T. & PRICE, P.W. (Hrsg.): Effects of resource distribution on animal-plant interactions. Academic Press, San Diego. S. 139-173.
- RAATIKAINEN, M. (1972): Dispersal of leafhoppers and their natural enemies to oatfields. *Annales Agriculturae Fenniae* **11**: 146-153.

- REICH, M. & GRIMM, V. (1996): Das Metapopulationskonzept in Ökologie und Naturschutz: Eine kritische Bestandsaufnahme. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* **5**: 123-139.
- REMANE, R. (1958): Die Besiedlung von Grünlandflächen verschiedener Herkunft durch Wanzen und Zikaden im Weser-Ems-Gebiet. *Zeitschrift für angewandte Entomologie* **42**: 353-400.
- REMANE, R. (1987): Zum Artenbestand der Zikaden (Homoptera: Auchenorrhyncha) auf dem Mainzer Sand. *Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv* **25**: 273-349.
- REMANE, R. & FRÖHLICH, W. (1994): Vorläufige, kritische Artenliste der im Gebiet der Bundesrepublik Deutschland nachgewiesenen Taxa der Insekten-Gruppe der Zikaden (Homoptera, Auchenorrhyncha). *Marburger Entomologische Publikationen* **2 (8)**: 189-232.
- REMANE, R. & REIMER, H. (1989): Im NSG „Rotes Moor“ durch Wanzen (Heteroptera) und Zikaden (Homoptera, Auchenorrhyncha) genutzte und ungenutzte „ökologische Lizenzen“ im Vergleich zu anderen Mooren und der übrigen Rhön. *TELMA, Beiheft 2*: 149-172.
- REMANE, R. & WACHMANN, E. (1993): *Zikaden: kennenlernen - beobachten*. Naturbuch-Verlag, Augsburg. 288 S.
- RIBAUT, H. (1936): Homoptères auchénorhynques. I. (Typhlocybiidae). *Faune de France, Paris* **31**: 1-231.
- RIBAUT, H. (1952): Homoptères auchénorhynques. II. (Jassidae). *Faune de France, Paris* **57**: 1-474.
- RIECKEN, U., RIES, U. & SSYMANK, A. (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotop-typen der Bundesrepublik Deutschland. In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 41*. Kilda, Greven. 184 S.
- ROOT, R.B. (1973): Organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats: the fauna of collards (*Brassica oleracea*). *Ecological Monographs* **43**: 95-124.
- SAMIETZ, J., BERGER, U. & KÖHLER, G. (1996): A population vulnerability analysis of the stripewinged grasshopper, *Stenobothrus lineatus* (Caelifera: Acrididae). In: SETTELE, J., MARGULES, C., POSCHLOD, P. & HENLE, K. (Hrsg.): *Species survival in fragmented landscapes*. Kluwer, Dordrecht. S. 299-311.

- SCHIEMENZ, H. (1969): Die Zikadenfauna mitteleuropäischer Trockenrasen (Homoptera, Auchenorrhyncha) - Untersuchungen zu ihrer Phänologie, Ökologie, Bionomie und Chorologie. Entomologische Abhandlungen Staatliches Museum für Tierkunde in Dresden **36**: 201-280.
- SCHIEMENZ, H. (1987): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Homoptera - Auchenorrhyncha (Cicadina) (Insecta). Teil I: Allgemeines, Artenliste; Überfamilie Fulgoroidea. Faunistische Abhandlungen Staatliches Museum für Tierkunde Dresden **15**: 41-108.
- SCHIEMENZ, H. (1988): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Homoptera - Auchenorrhyncha (Cicadina) (Insecta). Teil II: Überfamilie Cicadoidea excl. Typhlocybinae et Deltocephalinae. Faunistische Abhandlungen Staatliches Museum für Tierkunde Dresden **16**: 37-93.
- SCHIEMENZ, H. (1990): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Homoptera - Auchenorrhyncha (Cicadina) (Insecta). Teil III: Unterfamilie Typhlocybinae. Faunistische Abhandlungen Staatliches Museum für Tierkunde Dresden **17**: 141-188.
- SCHIEMENZ, H., EMMRICH, R. & WITSACK, W. (1996): Beitrag zur Insektenfauna Ostdeutschlands - Homoptera - Auchenorrhyncha (Cicadina) (Insecta). Teil IV: Unterfamilie Deltocephalinae. Faunistische Abhandlungen Staatliches Museum für Tierkunde Dresden **20**:153-258.
- SCHOENER, T.W. (1991): Extinction and the nature of the metapopulation: a case system. Acta Oecologia **12**: 53-75.
- SCHWAB, M. (1963/1964): Der geologische Aufbau des Halleschen Porphyrokompleses. Hercynia, N.F. **1**: 167-185.
- SCHWING, U. (1995): Populationsgenetische Untersuchungen an der monophytophagen Zwergzikade *Adarrus multinotatus* (BOHEMAN 1847) in der Porphyrlandschaft bei Halle/Saale. Diplomarbeit, Universität Mainz. 72 S.
- SCHWOERBEL, W. (1957): Die Wanzen und Zikaden des Spitzberges bei Tübingen, eine faunistisch-ökologische Untersuchung. Zeitschrift für Ökologie und Morphologie der Tiere **45**: 462-560.
- SEITZ, A. (1995): Gene flow and the genetic structure of populations of Central European animal species. Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft **88**: 61-76.

- SEUFERT, W. & BAMBERGER, H. (1996): Invertebrates and isolation in the porphyry landscape of Halle. In: SETTELE, J., MARGULES, C., POSCHLOD, P. & HENLE, K. (Hrsg.): Species survival in fragmented landscapes. Kluwer, Dordrecht. S. 187-193.
- SEUFERT, W. & GROSSER, N. (1996): A population ecological study of *Chazara briseis* (Lepidoptera, Satyrinae). In: SETTELE, J., MARGULES, C., POSCHLOD, P. & HENLE, K. (Hrsg.): Species survival in fragmented landscapes. Kluwer, Dordrecht. S. 268-274.
- SEYMOUR, R.S. (1974): Convective and evaporative cooling in sawfly larvae. Journal of Insect Physiology **20**: 2447-2457.
- SHAFFER, M. (1987): Minimum viable populations: coping with uncertainty. In: SOULÉ, M.E. (Hrsg.): Viable populations for conservation. Cambridge University Press, Cambridge. S. 69-86.
- TAYLOR, B. (1991): Investigating species incidence over habitat fragments - a look at error estimation. Biological Journal of the Linnean Society **42**: 715-722.
- TAYLOR, L.R., WOIWOD, I.P. & PERRY, J.N. (1978): The density-dependence of spatial behaviour and the rarity of randomness. Journal of Animal Ecology **47**: 383-406.
- TAYLOR, R.A.J. (1985): Migratory behavior in the Auchenorrhyncha. In: NAULT, L.R. & RODRIGUEZ, J.G. (Hrsg.): The leafhoppers and planthoppers. John Wiley & Sons, New York. S.259-288.
- TAYLOR, R.J. (1977): The value of clumping to prey. Oecologia **30**: 285-294.
- TEMBROCK, G. (1992): Verhaltensbiologie. 2. Aufl. G. Fischer, Jena. 386 S.
- THOMAS, C.D. & HARRISON, S. (1992): Spatial dynamics of a patchily distributed butterfly species. Journal of Animal Ecology **61**: 437-446.
- THOMAS, C.D., THOMAS, J.A. & WARREN, M.S. (1992): Distribution of occupied and vacant butterfly habitats in fragmented landscapes. Oecologia **92**: 563-567.
- THOMPSON, V. (1994): Spittlebug indicators of nitrogen-fixing plants. Ecological Entomology **19**: 391-398.

- TSCHARNTKE, T. (1992): Fragmentation of *Phragmites* habitats, minimum viable population size, habitat suitability, and local extinction of moths, midges, flies, aphids and birds. *Conservation Biology* **6**: 530-536.
- TSUBAKI, Y. & SHIOTSU, Y. (1982): Group feeding as a strategy for exploiting food resources in the burnet moth *Pryeria sinica*. *Oecologia* **55**: 12-20.
- TURCHIN, P. & KAREIVA, P. (1989): Aggregation in *Aphis varians*: an effective strategy for reducing predation risk. *Ecology* **70**: 1008-1016.
- TURNER, J.S. (1994): Anomalous water loss rate from spittle nests of spittlebugs *Aphrophora saratoga* (Homoptera: Cercopidae). *Comparative Biochemistry and Physiology* **107A**: 679-683.
- VAN DORP, D. & OPDAM, P.F.M. (1987): Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecology* **1**: 59-73.
- VEITH, M. & SEITZ, A. (1995): Anwendungsmöglichkeiten der Populationsgenetik für den Artenschutz. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* **24**: 219-226.
- VILBASTE, J. (1982): Preliminary key for the identification of the nymphs of North European Homoptera Cicadinea. II. Cicadelloidea. *Annales Zoologici Fennici* **19**: 1-20.
- VOLAND, E. (1993): *Grundriß der Soziobiologie*. G. Fischer, Stuttgart. 289 S.
- WAGNER, G. & BERGER, U. (1996): A population vulnerability analysis of the redwinged grasshopper, *Oedipoda germanica* (Caelifera: Acrididae). In: SETTELE, J., MARGULES, C., POSCHLOD, P. & HENLE, K. (Hrsg.): *Species survival in fragmented landscapes*. Kluwer, Dordrecht. S. 312-319.
- WALOFF, N. (1973): Dispersal by flight of leafhoppers (Auchenorrhyncha: Homoptera). *Journal of Applied Ecology* **10**: 705-730.
- WALOFF, N. & THOMPSON, P. (1980): Census data of populations of some leafhoppers (Auchenorrhyncha, Homoptera) of acidic grassland. *Journal of Animal Ecology* **49**: 395-416.
- WATKINSON, A.R. & SUTHERLAND, W.J. (1995): Sources, sinks and pseudo-sinks. *Journal of Animal Ecology* **64**: 126-130.

- WAY, M.J. & CAMMELL, M. (1970): Aggregation behaviour in relation to food utilization by aphids. In: WATSON, A. (Hrsg.): Animal populations in relation to their food resources. Blackwell Scientific Publications, Oxford. S. 229-247.
- WHITLOCK, M.C. (1992): Nonequilibrium population structure in forked fungus beetles: extinction, colonization, and the genetic variance among populations. *The American Naturalist* **139**: 952-970.
- WHITTAKER, J.B. (1965a): The biology of *Neophilaenus lineatus* (L.) and *N. exclamationis* (Thunberg) (Homoptera : Cercopidae) on Pennine moorland. *Proceedings of the Royal entomological Society, London (A)* **40**: 51-60.
- WHITTAKER, J.B. (1965b): The distribution and population dynamics of *Neophilaenus lineatus* (L.) and *N. exclamationis* (Thun.) (Homoptera, Cercopidae) on Pennine moorland. *Journal of Animal Ecology* **34**: 277-297.
- WHITTAKER, J.B. (1969): The biology of Pipunculidae (Diptera) parasitising some British Cercopidae (Homoptera). *Proceedings of the Royal entomological Society, London (A)* **44**: 17-24.
- WHITTAKER, J.B. (1970): Cercopid spittle as a microhabitat. *Oikos* **21**: 59-64.
- WHITTAKER, J.B. (1971): Population changes in *Neophilaenus lineatus* (L.) (Homoptera: Cercopidae) in different parts of its range. *Journal of Animal Ecology* **40**: 425-443.
- WHITTAKER, J.B. (1973): Density regulation in a population of *Philaenus spumarius* (L.) (Homoptera: Cercopidae). *Journal of Animal Ecology* **42**: 163-172.
- WIEGERT, R.G. (1964a): Population energetics of meadow spittlebugs (*Philaenus spumarius* L.) as affected by migration and habitat. *Ecological Monographs* **34**: 217-241.
- WIEGERT, R.G. (1964b): The ingestion of xylem sap by meadow spittlebugs, *Philaenus spumarius* (L.). *The American Midland Naturalist* **71**: 422-428.
- WILCOVE, S.W., MCLELLAN, C.H. & DOBSON, A.P. (1986): Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULÉ, M.E. (Hrsg.): Conservation biology, the science of scarcity and diversity. Sinauer, Sunderland. S. 237-256.
- WILLIAM, S.J. & ANANTHASUBRAMANIAN, K.S. (1991): Host preference and feeding habits of the spittle bug, *Clovia quadridens* (WALKER) (Homoptera : Cercopidae). *Journal of Ecobiology* **3**: 245-247.

WITSACK, W. (1995): Rote Liste der Zikaden des Landes Sachsen-Anhalt. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt **18**: 29-34.

Danksagung

Vor allem danke ich Herrn Prof. Dr. Alfred Seitz für die Übernahme der Betreuung der Arbeit und seine Diskussionsbereitschaft.

Für die Bestimmung und Nachbestimmung von Zikaden bedanke ich mich bei Herrn Prof. Dr. Reinhard Remane (Marburg).

Mein besonderer Dank gebührt Frau Monika Appelt, Herrn Horst Bamberger, Herrn Thomas Baumann, Frau Edith Hoffmann, Herrn Wolfgang Seufert und Herrn Andreas Sundermeier (alle Halle) für ihre Hilfe, stete Diskussionsbereitschaft und mentale Unterstützung während der gesamten Arbeit.

Herrn Willy Kuhn (Stuttgart) danke ich für die Bereitstellung von GIS-Daten zur räumlichen Anordnung der Habitate.

Bei Herrn Doz. Dr. Werner Witsack, Herrn Dr. Peter Bliss, Herrn Dr. Holger Schöpke, Herrn Dr. Michael Wallaschek, Frau Ilona Bernstein und Frau Mable Strecker (alle Halle) bedanke ich mich für ihre Hilfe und Unterstützung. Frau Anja Nickstadt (Halle) danke ich für die Eingabe von Daten.

Für ihre Unterstützung bei der Fertigstellung der Arbeit danke ich ganz herzlich Frau Liane Nothaft (Regensburg).

Dank schulde ich auch dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) für die gewährte Unterstützung der Arbeit im Rahmen des Projekts "Bedeutung von Isolation, Flächengröße und Biotopqualität für das Überleben von Tier- und Pflanzenpopulationen in der Kulturlandschaft am Beispiel von Trockenstandorten", Teilprojekt IV (Förderkennzeichen 0339524 A).

Lebenslauf

geboren am 1. Januar 1966 in München

1972-1976: Grundschule St. Martin in Deggendorf

1976-1985: Robert-Koch-Gymnasium in Deggendorf,
Abschluß: Abitur

1985-1986: Wehrdienst

1986-1992: Studium der Biologie an der Universität Regensburg
Schwerpunkte: Zoologie, Neurophysiologie, Botanik, Mikrobiologie,
Nebenfach: Psychologie

Diplomarbeit: "Arthropodenvielfalt und Auerhuhnnahrung in den
emissionsgeschädigten Hochlagen des Bayerischen Waldes"

1992: Projekt: "Gefährdungsanalyse der Rauhfußhühner im Vorderen
Bayerischen Wald"

1993-1996 Wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Martin-Luther-Universität Halle-
Wittenberg

Anhang

Tabelle 33: Liste der *Brachypodium pinnatum*-Bestände mit Angabe der Habitatparameter, der Isolation (Entfernung zur nächsten Teilpopulation, *Na*: *Neophilaenus albipennis*, *Am*: *Adarrus multinotatus*) und des Vorkommens der drei untersuchten Arten im Jahr 1994.

Nr.	Flächen- größe [m ²]	Kalk	Deckung <i>Brachypodium</i> [%]	Ex- position	Be- schattung	Isolation <i>Na</i> [m]	Isolation <i>Am</i> [m]	<i>Adarrus</i> <i>multinotatus</i>	<i>Ribautodelphax</i> <i>pungens</i>	<i>Neophilaenus</i> <i>albipennis</i>
1	125	0	70	2	2	13	5	1	0	0
2	390	0	85	4	0	5	5	1	1	1
3	2	0	100	4	0	5	5	1	1	1
4	10	1	70	1	0	818	5	1	0	0
5	3	0	60	0	0	153	5	1	0	0
6	35	0	60	4	2	150	15	1	0	0
7	12	1	45	4	0	48	5	1	0	0
8	775	0	80	2	2	155	5	1	0	0
9	10	1	35	1	1	13	15	1	0	0
10	1	1	20	0	0	45	40	0	0	0
11	120	0	30	3	1	8	10	1	0	0
12	62	0	35	3	0	5	5	1	0	0
13	40	0	65	2	2	55	15	1	0	0
14	4	0	25	3	0	238	175	1	-	0
15	15	0	50	2	0	10	10	1	0	0
16	125	0	55	2	0	33	10	1	1	1
17	120	1	45	4	0	20	5	1	0	0
18	15	1	30	4	0	30	5	1	0	0
19	1480	1	25	1	1	18	5	1	1	0
20	17	1	55	2	1	293	5	1	0	1
21	1	1	50	3	0	18	15	0	0	0
22	11	0	75	3	0	418	80	1	1	1
23	20	1	20	2	1	50	5	1	0	0
24	1150	1	50	3	0	65	5	1	0	0
25	21	0	70	3	1	100	15	1	1	0
26	5	0	60	3	0	80	15	1	0	0
27	5	0	50	2	0	18	15	1	0	1
28	10	0	80	2	0	5	5	1	0	1
29	4	0	45	2	0	5	5	1	0	1
30	7	0	40	3	3	108	100	1	0	0
31	7233	0	40	0	0	8	5	1	-	1
32	12	0	70	3	0	248	20	1	0	0
33	4	0	55	3	1	220	5	1	0	0
34	6	0	35	2	0	10	10	1	0	0
35	3	0	70	1	0	33	15	1	0	1
36	4	0	70	1	0	18	10	0	0	0
37	5	0	85	3	0	15	10	1	0	0
38	14	0	70	2	1	8	10	1	0	1
39	9	0	80	3	1	43	5	1	0	1
40	20	1	40	2	1	60	5	1	0	0
41	3	1	40	2	0	120	5	1	0	0
42	60	0	70	2	0	395	15	1	0	0

Tabelle 33: Fortsetzung.

Nr.	Flächen- größe [m ²]	Kalk	Deckung <i>Brachypodium</i> [%]	Ex- position	Be- schattung	Isolation <i>Na</i> [m]	Isolation <i>Am</i> [m]	<i>Adarrus</i> <i>multinotatus</i>	<i>Ribautodelphax</i> <i>pungens</i>	<i>Neophilaenus</i> <i>albipennis</i>
43	3	0	70	3	0	465	15	1	0	0
44	7	0	60	2	1	520	5	1	0	0
45	41	0	70	2	0	528	5	1	0	0
46	7	0	65	3	0	580	10	1	0	0
47	105	0	50	2	0	250	180	1	0	0
48	10	0	40	3	1	343	340	1	-	0
49	1	1	55	4	2	68	5	1	0	0
50	1	1	35	0	3	65	5	1	0	0
51	1	1	25	0	2	55	5	1	0	0
52	1	1	40	0	3	50	5	1	0	0
53	1	1	35	0	3	45	5	1	0	0
54	1	1	40	0	2	20	20	1	0	0
55	1	1	30	0	3	18	15	1	-	0
56	1	1	25	4	0	5	5	1	-	0
57	6450	1	70	4	2	18	5	1	1	1
58	2	1	70	3	0	335	20	1	0	0
59	3548	1	60	3	1	358	20	1	1	0
60	1	1	30	3	3	325	25	0	0	0
61	6	1	30	4	3	13	15	1	0	0
62	6400	1	65	3	2	18	15	1	0	1
63	1	1	20	4	1	70	10	1	-	0
64	1	1	30	4	3	83	10	1	-	0
65	9	0	60	2	0	528	160	1	0	0
66	2	0	65	3	0	50	5	1	1	0
67	12	0	55	0	0	60	5	0	1	0
68	24	0	60	3	0	80	70	1	0	1
69	1	0	20	2	0	543	5	1	-	0
70	3	0	40	2	0	545	5	1	-	0
71	2	0	45	0	0	570	20	1	-	0
72	4	0	65	2	0	573	10	1	-	0
73	18	0	50	3	0	580	10	1	-	0
74	6	0	85	1	0	1425	10	1	-	0
75	27	0	80	2	0	1428	5	1	0	0
76	12	0	35	3	0	1430	5	1	-	0
77	4	0	80	3	0	1365	5	1	-	0
78	4	0	60	3	0	1370	5	1	-	0
79	5	0	45	4	0	1378	5	1	-	0
80	7	0	45	4	0	1385	5	1	-	0
81	7	0	75	3	0	1410	5	1	-	0
82	62	0	55	3	0	1418	5	1	-	0
83	24	0	80	3	0	1468	5	1	-	0
84	38	0	60	3	0	1468	5	1	-	0
85	4	0	40	1	0	1470	5	1	-	0
86	1	0	20	3	2	1478	10	1	-	0
87	1	0	15	3	1	1463	15	1	-	0
88	1	0	65	3	0	1465	25	1	-	0
89	74	0	20	1	0	1463	5	1	-	0

Tabelle 33: Fortsetzung.

Nr.	Flächen- größe [m²]	Kalk	Deckung <i>Brachypodium</i> [%]	Ex- position	Be- schattung	Isolation <i>Na</i> [m]	Isolation <i>Am</i> [m]	<i>Adarrus</i> <i>multinotatus</i>	<i>Ribautodelphax</i> <i>pungens</i>	<i>Neophilaenus</i> <i>albipennis</i>
90	2	0	30	3	1	1465	5	1	-	0
91	1	0	65	3	0	1468	5	1	-	0
92	4	0	30	3	0	1468	5	1	-	0
93	1	0	20	3	0	1533	35	0	-	0
94	20	0	30	3	0	1538	5	1	-	0
95	1	0	25	3	0	1540	5	1	-	0
96	3	0	25	3	0	1543	5	1	-	0
97	4	0	30	3	0	1545	5	1	-	0
98	1	0	25	3	0	1548	15	0	-	0
99	1	1	20	1	0	810	5	1	0	0
100	2	1	70	2	0	768	40	1	0	0
101	2	1	90	2	0	728	40	1	0	0
102	16	0	30	3	0	645	160	1	0	0
103	56	0	70	3	0	1085	10	1	-	0
104	191	0	55	4	0	1013	10	1	-	0
105	1	0	30	3	0	208	210	0	-	0
106	16	0	40	0	0	10	5	1	-	0
107	5	0	40	0	0	5	5	1	-	0
108	21	0	60	2	0	48	5	1	-	1
109	6	0	50	3	0	15	15	1	-	0
110	10	0	75	0	0	35	10	1	-	0
111	20	0	30	3	0	20	5	1	-	0
112	2	0	40	3	0	15	5	1	-	0
113	5	0	60	3	0	35	5	1	-	0
114	3	0	30	3	0	35	5	0	-	0
115	2	0	35	3	0	30	5	1	-	0
116	5	0	25	3	0	10	5	1	-	0
117	6	0	30	3	1	13	5	1	-	0
118	6	0	45	3	0	5	5	1	-	0
119	3	0	65	2	0	5	5	1	-	0
120	3	0	80	2	0	28	5	1	-	1
121	4	0	75	2	0	5	5	1	-	0
122	1	0	90	3	0	5	5	1	-	0
123	1	0	60	2	0	8	5	1	-	0
124	3	0	70	3	0	23	5	1	-	0
125	7	0	30	3	0	5	5	1	-	0
126	1	0	30	3	0	8	5	1	-	0
127	2	0	45	3	0	15	5	1	-	0
128	2	0	30	3	0	5	5	1	-	0
129	525	0	45	3	0	5	5	1	-	1
130	1	0	20	4	0	5	5	1	-	0
131	13	0	45	3	0	5	5	1	-	1
132	7	0	50	3	0	10	5	1	-	1
133	1	0	50	1	0	25	15	0	-	0
134	2	0	20	4	0	18	15	1	-	0
137	7	0	60	2	1	5	5	1	-	0
138	10	0	65	3	1	5	5	1	-	1

Tabelle 33: Fortsetzung.

Nr.	Flächen- größe [m ²]	Kalk	Deckung <i>Brachypodium</i> [%]	Ex- position	Be- schattung	Isolation <i>Na</i> [m]	Isolation <i>Am</i> [m]	<i>Adarrus</i> <i>multinotatus</i>	<i>Ribautodelphax</i> <i>pungens</i>	<i>Neophilaenus</i> <i>albipennis</i>
139	150	0	50	1	1	23	15	1	-	1
140	11	0	20	4	3	145	15	1	-	0
141	1	0	15	4	3	138	5	0	-	0
142	4	0	15	4	3	128	15	1	-	0
143	9	0	55	4	1	135	5	1	-	0
144	2	0	50	4	0	145	10	1	-	0
145	4	0	50	4	0	158	10	1	-	0
146	45	0	30	4	1	125	5	1	-	0
147	5	0	30	4	3	120	5	1	-	0
148	1346	0	40	3	2	53	5	1	-	0
149	1	0	25	1	0	50	5	1	-	0
150	1	0	40	2	0	35	10	1	-	0
151	3	0	70	2	1	35	5	1	-	0
152	2	0	40	2	1	35	5	1	-	0
153	1	0	30	2	0	43	5	1	-	0
154	2	0	35	1	2	68	5	1	-	0
155	2	0	45	1	0	68	5	1	-	0
156	3	0	20	4	0	25	5	1	-	0
157	4	0	30	4	0	25	5	1	-	0
158	3	0	20	4	1	13	10	1	-	0
159	5	0	25	4	2	8	5	1	-	0
160	4	0	10	4	0	5	5	1	-	0
161	4	0	20	4	0	5	5	1	-	0
162	1625	0	50	3	1	55	5	1	-	1
163	1225	0	65	0	1	55	5	1	-	1
164	1	0	40	0	3	5	5	1	-	0
165	1	0	30	0	0	5	5	1	-	0
166	4	0	30	0	0	8	5	1	-	0
167	4	0	65	0	2	10	5	1	-	0
168	5	0	50	0	0	20	5	1	-	0
169	7	0	60	0	0	25	5	1	-	0
170	3	0	50	1	0	40	5	1	-	0
171	1	0	60	0	0	50	5	1	-	0
172	3	0	45	1	1	28	5	1	-	0
173	2	0	60	0	0	30	5	1	-	0
174	8	0	70	1	0	38	5	1	-	0
175	33	0	80	0	1	213	170	1	-	0
176	10	0	20	1	0	508	5	1	-	0
177	9	0	20	1	0	505	5	1	-	0
178	24	0	40	0	0	780	5	1	-	0
179	9	0	40	0	0	783	5	1	-	0
180	3	0	50	3	0	768	10	1	-	0
181	9	0	55	3	0	763	5	1	-	0
182	200	0	40	0	0	788	5	1	-	0
183	633	0	40	3	0	743	5	1	-	0
184	9	0	65	2	0	660	55	1	-	0
185	10	0	30	3	0	595	35	1	-	0

Tabelle 33: Fortsetzung.

Nr.	Flächen- größe [m ²]	Kalk	Deckung <i>Brachypodium</i> [%]	Ex- position	Be- schattung	Isolation <i>Na</i> [m]	Isolation <i>Am</i> [m]	<i>Adarrus</i> <i>multinotatus</i>	<i>Ribautodelphax</i> <i>pungens</i>	<i>Neophilaenus</i> <i>albipennis</i>
186	2	0	65	3	0	560	35	1	-	0
187	28	0	80	2	0	1105	10	1	-	0
188	22	0	70	3	0	1108	10	1	-	0
189	7	0	15	1	0	1153	55	0	-	0
190	10	0	55	1	3	1423	15	0	-	0
191	8	0	75	3	3	1428	15	0	-	0
192	2	0	25	3	3	1425	5	0	-	0
193	1	0	30	3	3	1425	5	0	-	0
194	3	0	30	3	3	1428	5	0	-	0
195	3	0	70	3	3	1430	515	1	-	0
196	2	0	70	3	3	1433	5	0	-	0
197	31	0	40	1	0	95	30	1	-	1
198	18	0	25	2	0	33	30	1	-	0
199	9	0	40	1	1	40	35	1	-	0
200	6	0	70	3	0	18	5	1	-	1
201	5	0	70	2	0	5	5	1	-	0
202	1	0	20	2	0	5	5	1	-	0
203	3	0	65	2	0	10	10	1	-	0
204	12	0	80	1	0	15	15	1	-	0
205	6	0	65	1	0	15	15	1	-	0
206	5	0	70	3	0	8	10	1	-	0
207	2	0	60	1	3	5	5	1	-	0
208	688	0	60	3	0	5	5	1	-	1
209	853	0	70	3	0	5	5	1	-	1
210	52	0	70	1	0	15	10	1	-	1
211	5	0	75	4	0	5	5	1	-	1
212	325	0	65	3	1	5	5	1	-	1
213	150	0	35	2	0	5	5	1	-	1
214	33	0	50	2	0	135	105	1	-	0
215	2	0	25	3	2	160	10	1	-	0
216	3	0	20	3	0	145	10	1	-	0
217	9	0	20	3	3	123	10	1	-	0
218	275	0	30	2	2	95	10	1	-	0
219	1	0	10	2	3	103	5	0	-	0
220	2	0	30	3	1	88	10	1	-	0
221	4	0	20	4	3	5	5	1	-	0
222	19	0	25	3	3	53	5	1	-	0
223	3	0	25	1	3	55	5	1	-	0
224	3	0	20	2	3	5	5	1	-	0
225	16	0	30	2	2	50	5	1	-	0
226	193	0	35	3	1	355	5	1	-	1
227	3	0	25	2	0	48	5	1	-	0
228	4	0	20	3	1	5	5	1	-	0
229	4	0	10	2	3	90	10	0	-	0
230	2	0	30	2	1	103	10	1	-	0
231	36	0	40	1	0	195	5	1	-	0
232	4	0	20	1	0	190	5	1	-	0

Tabelle 33: Fortsetzung.

Nr.	Flächen- größe [m ²]	Kalk	Deckung <i>Brachypodium</i> [%]	Ex- position	Be- schattung	Isolation <i>Na</i> [m]	Isolation <i>Am</i> [m]	<i>Adarrus</i> <i>multinotatus</i>	<i>Ribautodelphax</i> <i>pungens</i>	<i>Neophilaenus</i> <i>albipennis</i>
233	625	0	50	3	0	200	10	1	-	1
234	3	0	50	2	0	85	30	1	-	0
235	1	0	20	2	0	100	10	0	-	0
236	1	0	25	4	0	43	5	1	-	0
237	3	0	20	2	0	38	5	1	-	0
238	2	0	30	3	0	65	5	1	-	0
239	1	0	20	3	2	63	5	1	-	0
240	6	0	25	2	2	63	5	1	-	0
241	2	0	45	2	0	13	5	1	-	0
242	2	0	40	2	0	15	5	0	-	0
243	2	0	20	3	2	25	5	1	-	0
244	4	0	15	3	0	20	5	1	-	0
245	13	0	20	4	1	45	10	1	-	0
246	2	0	25	2	0	33	5	0	-	0
247	1	0	30	1	1	63	5	0	-	0
248	34	0	50	2	0	55	5	1	-	0
249	1	0	70	2	2	50	5	1	-	0
250	14	0	40	2	1	85	5	1	-	0
251	2	0	20	2	2	80	5	1	-	0
252	1	0	20	2	3	83	5	1	-	0
253	2	0	20	1	2	80	15	1	-	0
254	3	0	30	2	0	23	10	0	-	0
255	2	0	40	2	1	25	5	1	-	0
256	11	0	20	3	0	275	5	1	-	0
257	3	0	40	3	1	278	5	1	-	0
258	4	0	20	3	3	295	10	1	-	0
259	1	1	30	0	0	743	5	1	-	0
260	2	1	30	0	2	735	5	1	-	0
261	3	1	25	0	0	725	5	1	-	0
262	3	1	40	0	0	725	5	1	-	0
263	1	1	20	0	0	715	10	0	-	0
264	2	1	30	0	0	733	5	1	-	0
265	1	1	45	0	0	738	5	1	-	0
266	4	1	20	3	0	773	5	1	-	0
267	125	1	20	3	0	778	5	1	0	0
268	2	1	20	3	0	773	5	1	-	0
269	31	1	30	2	1	735	5	1	-	0
270	900	1	25	4	1	680	5	1	-	0
271	1	1	30	1	0	768	5	1	-	0
272	1	1	20	1	0	763	5	1	-	0
273	1	1	20	1	1	760	5	1	-	0
274	4	0	10	2	2	608	45	1	-	0
275	1	1	40	0	0	698	25	0	-	0
276	1	1	30	0	0	725	15	0	-	0
277	100	1	20	0	2	783	5	1	-	0
278	325	1	25	1	1	808	5	1	-	0
279	2	1	30	0	2	800	10	0	-	0

Tabelle 33: Fortsetzung.

Nr.	Flächen- größe [m ²]	Kalk	Deckung <i>Brachypodium</i> [%]	Ex- position	Be- schattung	Isolation <i>Na</i> [m]	Isolation <i>Am</i> [m]	<i>Adarrus</i> <i>multinotatus</i>	<i>Ribautodelphax</i> <i>pungens</i>	<i>Neophilaenus</i> <i>albipennis</i>
280	1	1	30	2	3	828	5	1	-	0
281	425	1	45	2	0	825	5	1	-	0
282	2	1	20	2	3	828	5	0	-	0
283	47	1	25	0	3	760	25	1	-	0
284	31	1	30	0	3	735	30	1	-	0
285	6	0	20	1	0	723	20	0	-	0
286	6	1	40	2	0	633	105	1	-	0
287	1	0	20	2	0	715	45	0	-	0
288	3	0	70	2	0	568	20	0	-	0
289	4	0	40	0	2	565	10	0	-	0
290	6	0	30	0	2	550	20	1	-	0
291	1	0	10	1	3	533	15	0	-	0
292	1	0	15	1	3	523	25	0	-	0
293	2	0	20	0	3	568	10	0	-	0
294	11	0	30	0	2	580	20	1	-	0
295	1	0	20	2	0	543	85	0	-	0
296	7	0	30	2	1	595	10	0	-	0
297	1	0	30	2	0	23	10	0	-	0
298	1	0	30	2	0	18	10	0	-	0
299	1	0	30	2	2	20	5	0	-	0
300	23	0	50	2	0	15	5	1	-	0
301	1	0	20	2	1	13	5	1	-	0
302	1	0	20	2	2	13	5	1	-	0
303	2	0	40	2	0	18	5	1	-	0
304	12	0	30	2	0	5	5	1	-	0
305	3	0	35	2	0	15	5	1	-	0
306	3	0	20	2	0	15	5	1	-	0
307	1	0	20	2	3	30	10	1	-	0
308	125	0	30	2	0	13	5	1	-	0
309	9	0	10	2	0	5	5	1	-	0
310	15	0	35	2	0	8	5	1	-	1
311	19	0	65	2	0	8	5	1	-	1
312	1	0	10	2	0	5	5	1	-	0
313	2	0	10	0	2	55	25	0	-	0
314	248	0	25	1	2	8	5	1	-	0
315	2	0	30	2	0	5	5	1	-	0
316	1	0	20	2	0	5	5	1	-	0
317	495	0	55	2	0	8	5	1	-	1
318	2	0	60	2	0	5	5	1	-	0
319	7	0	40	1	0	10	5	1	-	0
320	1	0	35	1	0	8	10	1	-	0
321	1	0	70	1	0	5	5	1	-	0
322	7	0	60	1	0	15	5	1	-	1
323	2	0	40	0	0	5	5	1	-	0
324	4	0	30	0	0	5	5	1	-	0
325	75	0	35	0	0	8	5	1	0	1
326	19	0	45	1	0	5	5	1	-	0

Tabelle 33: Fortsetzung.

Nr.	Flächen- größe [m²]	Kalk	Deckung <i>Brachypodium</i> [%]	Ex- position	Be- schattung	Isolation <i>Na</i> [m]	Isolation <i>Am</i> [m]	<i>Adarrus</i> <i>multinotatus</i>	<i>Ribautodelphax</i> <i>pungens</i>	<i>Neophilaenus</i> <i>albipennis</i>
327	17	0	20	2	0	5	5	1	-	0
328	1	0	30	0	0	5	5	1	-	0
329	2	0	20	2	0	15	5	1	-	0
330	5	0	25	2	0	5	5	1	-	0
331	1	0	30	2	0	20	25	0	-	0
332	2	0	20	2	0	10	10	1	-	0
333	1	0	20	1	0	5	5	0	-	0
334	2	0	10	0	0	10	10	0	-	0
335	10	0	30	2	0	15	5	1	-	0
336	1	0	20	0	0	13	5	1	-	0
337	2	0	20	0	0	8	5	1	-	0
338	1	0	20	0	0	10	5	1	-	0
339	2	0	20	2	0	5	5	1	-	1
340	1	0	10	1	0	5	5	1	-	1
341	2970	0	60	1	0	5	5	1	-	1
342	1	0	30	0	0	5	5	1	-	0
343	14	0	65	2	0	35	30	1	-	1
344	1045	0	35	0	0	5	5	1	-	1
345	125	0	55	2	0	5	5	1	-	1
346	3	0	20	0	0	10	10	1	-	0
347	3	0	50	2	0	13	5	1	-	0
348	275	0	40	0	0	5	5	1	-	1
349	4	0	40	2	0	20	5	1	-	0
350	413	0	45	0	0	5	5	1	-	1
351	28	0	20	2	1	8	10	1	-	1
352	1	0	65	0	0	5	5	1	-	0
353	7	0	20	0	0	5	5	1	-	0
354	53	0	35	0	0	23	5	1	-	1
355	2	0	20	0	0	18	5	1	-	0
356	2	0	20	0	0	8	5	1	-	0
357	1	0	20	0	0	5	5	0	-	0
358	1	0	20	1	0	8	10	1	-	0
359	2	0	15	0	0	15	5	0	-	0
360	3	0	35	3	0	23	20	1	-	1
361	248	0	40	0	0	5	5	1	-	1
362	275	0	50	0	0	5	5	1	-	1
363	31	0	40	0	0	5	5	1	-	1
364	1	0	70	3	0	8	5	1	-	0
365	2	0	30	2	0	50	5	1	-	0
366	18	0	40	2	0	58	5	1	-	0
367	7	0	20	1	2	5	5	1	-	0
368	83	0	30	1	0	20	5	1	-	1
369	3	0	25	1	0	5	5	1	-	0
370	45	0	40	3	0	20	20	1	-	1
371	2	0	40	0	0	13	10	1	-	0
372	2	0	40	1	0	13	5	0	-	0
373	165	0	25	1	1	8	5	1	-	1

Tabelle 33: Fortsetzung.

Nr.	Flächen- größe [m²]	Kalk	Deckung <i>Brachypodium</i> [%]	Ex- position	Be- schattung	Isolation <i>Na</i> [m]	Isolation <i>Am</i> [m]	<i>Adarrus</i> <i>multinotatus</i>	<i>Ribautodelphax</i> <i>pungens</i>	<i>Neophilaenus</i> <i>albipennis</i>
374	1	0	20	2	2	8	5	1	-	1
375	3	0	45	2	0	5	5	1	-	0
376	9	0	45	2	0	5	5	1	-	1
377	4	0	30	2	0	15	25	1	-	0
378	21	0	20	2	0	60	30	1	-	0
379	9	0	35	4	1	25	20	1	-	0
380	25	0	50	2	2	35	5	1	-	1
381	12	0	25	2	1	10	5	1	-	0
382	1	0	20	2	0	5	5	1	-	0
383	275	0	30	1	0	35	5	1	-	1
384	2	0	40	2	0	5	5	1	-	0
385	6	0	20	4	2	50	5	1	-	0
386	8	0	20	0	1	60	5	1	-	0
387	1	0	40	2	0	20	5	0	-	0
388	1	0	20	2	2	30	5	1	-	0
389	1	0	20	2	1	30	5	0	-	0
390	1	0	30	2	2	28	5	0	-	0
391	22	0	20	4	1	30	5	1	-	0
392	350	0	35	3	0	5	5	1	-	1
393	2	0	30	3	0	5	5	1	-	0
394	2	0	20	3	0	15	10	1	-	0
395	4	0	30	3	0	5	5	1	-	1
396	14	0	20	3	0	13	5	1	-	0
397	4	0	55	4	0	33	5	1	-	0
398	5	0	25	3	0	20	5	1	-	0
399	3	0	20	2	0	5	5	1	-	0
400	2	0	50	2	0	8	5	1	-	0
401	1	0	20	2	1	13	5	1	-	0
402	51	0	65	3	1	5	5	1	-	1
403	10	0	20	4	0	5	5	1	-	1
404	1	0	40	3	0	5	5	1	-	0
405	446	0	30	2	0	5	5	1	-	1
406	3439	0	50	0	0	5	5	1	-	1
407	5	0	25	1	0	5	5	1	-	1
408	57	0	40	1	0	5	5	1	-	1
409	193	0	50	1	0	5	5	1	-	1
410	2	0	30	2	0	5	5	1	-	0
411	17	0	35	3	0	18	5	1	-	0
412	4	0	30	2	0	5	5	1	-	1
413	2	0	20	0	0	5	5	1	-	0
414	2	0	30	0	0	10	5	1	-	1
415	2	0	20	3	0	18	5	1	-	0
416	1	0	30	1	0	8	5	1	-	0
417	2	0	30	0	0	8	5	1	-	0
418	1785	0	40	0	0	8	5	1	-	1
419	4	0	60	0	0	5	5	1	-	0
420	660	0	70	1	0	8	5	1	-	1

Tabelle 33: Fortsetzung.

Nr.	Flächen- größe [m²]	Kalk	Deckung <i>Brachypodium</i> [%]	Ex- position	Be- schattung	Isolation <i>Na</i> [m]	Isolation <i>Am</i> [m]	<i>Adarrus</i> <i>multinotatus</i>	<i>Ribautodelphax</i> <i>pungens</i>	<i>Neophilaenus</i> <i>albipennis</i>
421	425	0	70	1	0	8	5	1	-	1
422	23	0	70	3	0	5	5	1	-	0
423	14	0	40	3	0	20	10	1	-	0
424	2	0	50	4	0	33	30	1	-	0
425	1	0	35	2	0	8	10	1	-	1
426	1	0	40	1	0	5	5	1	-	0
427	1	0	45	4	0	40	40	1	-	0
428	3	0	30	4	0	65	30	0	-	0
429	1	0	20	3	0	45	25	0	-	0
430	5	0	30	2	0	23	5	1	-	0
431	1	0	20	2	0	23	5	1	-	0
432	1	0	20	2	0	23	5	1	-	0
433	413	0	30	4	0	10	10	1	-	1
434	7	0	30	4	0	13	15	1	-	0
435	8	0	60	3	0	38	10	1	-	0
436	29	0	35	3	0	20	10	1	-	0
437	7	0	90	3	0	8	5	1	-	0
438	5	0	30	3	0	13	5	1	-	0
439	1	0	30	3	0	8	5	1	-	0
440	4	0	40	3	2	15	5	1	-	0
441	3	0	75	3	0	5	5	1	-	0
442	1	0	45	3	0	8	5	1	-	0
443	248	0	80	3	0	75	5	1	-	1
444	1	0	60	3	0	5	5	1	-	0
445	1	0	20	2	0	20	20	0	-	0
446	3	0	60	3	0	8	5	1	-	0
447	3	0	70	3	0	13	5	1	-	0
448	4	0	70	3	0	8	5	1	-	0
449	1	0	35	3	0	15	5	1	-	0
450	1	0	30	3	0	40	10	1	-	0
451	4	0	40	4	0	5	10	1	-	0
452	3	0	70	3	0	23	15	1	-	0
453	17	0	70	2	0	5	5	1	-	0
454	19	0	70	3	0	28	5	1	-	1
455	1	0	35	1	2	25	15	0	-	0
456	193	0	50	2	0	33	10	1	-	1
457	1	0	30	1	0	5	5	0	-	0
458	1	0	65	1	2	8	10	0	-	0
459	1	0	15	1	0	10	10	1	-	0
460	4	0	30	0	0	20	5	1	-	0
461	6	0	20	0	0	18	5	1	-	0
462	2	0	40	0	0	10	10	1	-	0
463	71	0	35	1	0	5	5	1	-	1
464	41	0	70	1	0	5	5	1	-	1
465	1	0	30	1	0	8	5	1	-	0
466	2	0	40	0	0	5	5	1	-	0

Tabelle 33: Fortsetzung.

Nr.	Flächen- größe [m ²]	Kalk	Deckung <i>Brachypodium</i> [%]	Ex- position	Be- schattung	Isolation <i>Na</i> [m]	Isolation <i>Am</i> [m]	<i>Adarrus</i> <i>multinotatus</i>	<i>Ribautodelphax</i> <i>pungens</i>	<i>Neophilaenus</i> <i>albipennis</i>
467	8	0	20	3	0	35	15	1	-	0
468	10	0	30	1	0	58	15	1	-	0
469	1	0	40	0	0	43	20	1	-	0
470	6	0	55	4	0	55	10	1	-	0
471	17	0	25	4	0	58	10	1	-	0
472	3	0	30	3	0	5	5	1	-	0
473	19	0	35	4	0	5	5	1	-	0
474	1	0	20	3	0	10	15	0	-	0
475	2	0	20	3	0	8	10	0	-	0
476	1	0	25	3	0	13	15	0	-	0
477	1	0	45	3	0	5	10	0	-	0
478	1	0	40	4	0	5	10	1	-	0
479	1	0	30	2	0	8	10	0	-	0
480	71	0	80	0	0	13	10	1	-	1
481	1	0	65	0	0	5	5	1	-	0
482	1	0	30	1	0	8	10	1	-	0
483	28	0	35	2	0	5	5	1	-	0
484	3	0	20	3	0	20	20	1	-	0
485	1	0	80	2	0	5	5	1	-	0
486	150	0	65	0	0	5	5	1	-	1
487	50	0	40	0	0	10	10	1	-	1
488	1	0	20	0	2	5	5	1	-	0
489	19	0	65	0	0	5	5	1	-	1
490	1	0	30	2	0	5	5	1	-	0
491	2	0	40	1	1	5	5	1	-	0
492	7	0	65	1	0	5	5	1	-	1
493	4	0	10	0	1	8	10	0	-	0
494	193	0	70	1	1	5	5	1	-	1
495	2	0	30	1	2	5	5	1	-	0
496	14	0	70	1	2	15	5	1	-	1
497	2	0	40	0	0	5	5	1	-	0
498	1293	0	70	1	1	10	5	1	-	1
499	625	0	70	2	2	10	10	1	-	1
501	1	1	80	2	1	85	10	1	0	0
502	6	1	40	3	0	5	5	1	-	0
503	1	0	70	2	1	155	75	0	0	0
504	15	0	60	2	0	185	15	1	0	0
505	5	0	80	0	0	210	5	1	0	0
510	6	1	35	3	0	125	5	1	0	0
511	1	0	20	3	3	105	10	1	-	0
512	5	0	50	4	0	25	5	1	-	0
513	2	0	30	4	0	23	5	1	-	0