©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Laufener Seminarbeitr. 8/98, S. 95-108 • Bayer.Akad.Natursch.Landschaftspfl. Laufen/Salzach 1998

Gefährdungsprognosen für Zielarten in fragmentierten Landschaften

Andreas HEIDENREICH & Karin AMLER

1. Einleitung

Jeder Naturschutz, der über den Schutz einzelner Arten wirken soll, muß in der Lage sein, aussagekräftige Situationsbeschreibungen und Prognosen für die untersuchte Art zu erstellen. Für eine Situationsbeschreibung genügt oft eine gründliche Kartierung der Vorkommen und der potentiellen Habitate. Eine Prognose dagegen wird oft mit sehr aufwendigen Populationsgefährdungsanalysen verbunden sein (BOYCE 1992; zu einigen Beispielen in Deutschland vgl. GOTTSCHALK 1996, 1997; WAGNER & BERGER 1996; VOGEL & JOHANNESEN 1996). Der folgende Artikel soll mit der standardisierten Populationsprognose (HEIDENREICH & AMLER 1999) einen gangbaren Mittelweg aufzeigen zwischen der - als Mindestanforderung notwendigen - reinen Situationsbeschreibung und der - wünschenswerten, aber meist zu aufwendigen - echten Populationsgefährdungsanalyse. Dabei spielt es keine Rolle, ob und wie man die zu schützende Art als Ziel-, Leit- oder Indikatorart definiert; wenn man allerdings die Definition von ZEHLIUS-ECKERT (in diesem Band) verwendet, bieten sich am ehesten echte "Zielarten" für diese Art der Gefährdungsprognose an.

Welche Informationen sind nun neben der reinen Situationsbeschreibung für eine Prognose der Bestandssicherheit einer Zielart notwendig?

Schon für die Situationsbeschreibung muß man zumindest ansatzweise die Habitatansprüche der Art kennen, um neben besiedelten auch potentielle Habitate kartieren zu können. Unter Umständen ist die Art ja dort nur zeitweilig ausgestorben und hat eigentlich ein viel größeres besiedelbares Areal, wenn eine Kolonisierung möglich ist.

Des weiteren sollte in den besetzten Habitaten eine Schätzung der Populationsgrößen erfolgt sein, da die Überlebensfähigkeit einer Population direkt von deren Größe abhängig ist. Sind mehrere benachbarte Habitate vorhanden, müssen für eine Situationsbeschreibung auch eventuell vorhandene Barrieren oder Verbreitungskanäle berücksichtigt werden.

Wenn es sich um kleine, potentiell stark isolierte Populationen handelt, sollte zu einer Situationsbeschreibung auch die Erhebung des genetischen Zustands der Populationen gehören. Dies ist bei normalen Naturschutzmaßnahmen aus Kostengründen allerdings wohl nicht möglich, sollte aber z.B. im Rahmen von Forschungsvorhaben durchgeführt werden.

Diese Informationen aus der Situationsbeschreibung müssen nun für eine Prognose mit Kriterien verknüpft werden, die eine Beurteilung im Hinblick auf die zukünftige Entwicklung erlauben. Als Beispiel soll hier das Kriterium der Überlebensfähigkeit gewählt werden, d.h. Populationen und deren Schutz werden als "gut" bewertet, wenn sie mit einer Wahrscheinlichkeit von über 95% nach 25 bzw. 100 Jahren - je nach Prognosezeitraum - noch existieren. Für die Prognose der Überlebensfähigkeit spielt natürlich die Populationsgröße die wichtigste Rolle; allerdings müssen auch Dispersionseffekte - etwa im Rahmen von Metapopulationen - und die populationsgenetischen Bedingungen berücksichtigt werden.

Zunächst wollen wir nur den Effekt der Populationsgröße untersuchen. Für eine isolierte Population, die über eine bestimmte Zeitspanne eine ausreichende Überlebenswahrscheinlichkeit erreicht, hat SHAFFER (1981) den Begriff "Minimum Viable Population" (MVP) geprägt. Eine MVP-Angabe hängt dabei nicht nur von den Charakteristika der Art ab, sondern ebenso von der betrachteten Zeitspanne und der erwünschten Sicherheit. SHAFFER (1987) rechnet mit Zeitspannen von 100 oder mehr Jahren; da aber für konkrete Planungssituationen bei Wirbellosen aufgrund der gesellschaftlichen und natürlichen Dynamik ein solcher Zeitorizont deutlich überhöht scheint, wird heute auch mit 25 Jahren und 95% Überlebenswahrscheinlichkeit gearbeitet. Im folgenden werden immer die Werte für 95% Überlebenswahrscheinlichkeit und 25 sowie 100 Jahre Prognosehorizont angegeben.

Wie kann nun eine solche MVP bestimmt werden?

Obwohl immer wieder Minimalareale oder -populationsgrößen aus dem Freiland gewonnen werden (z.B. WALLASCHEK 1995, 1996; INGRISCH & KÖHLER 1998), sind diese Werte durch die geringen Stichprobengrößen und die eventuell vorhandenen Einwanderungen äußerst unzuverlässig.

Eine statistisch besser gesicherte MVP-Bestimmung kann daher nur über mathematische Modelle erfolgen (SHAFFER 1987; LANDE & BARROWCLOUGH 1987; HEIDENREICH ET AL. 1997). Grobe Richtwerte ergeben sich bereits aus theoretischen, nicht artgebundenen Modellen, die alleine bei der Berücksichtigung der Stochastik in der kurzfristigen Populationsdynamik eine Größe von 50 Individuen fordern. Wird die Gefahr der langfristigen genetischen Verarmung einbezogen, steigt die

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

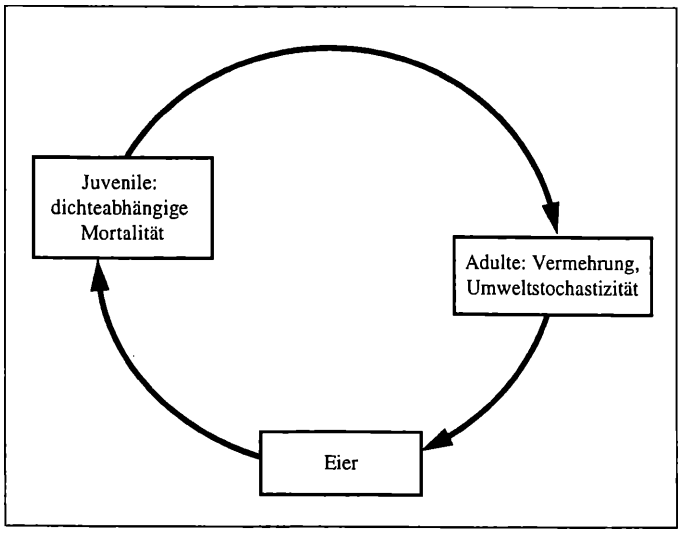


Abbildung 1

Schematisierter Lebenslauf eines univoltinen Insekts.

Grenze auf 500 Individuen, die aktiv am Reproduktionsgeschehen teilnehmen (SHAFFER 1987).
Die Variabilität, die durch umweltbedingte Schwankungen wie z.B. einen außergewöhnlich kühlen Sommer entsteht, sowie die artspezifische Reaktion auf hohe Populationsdichten und intraspezifische Konkurrenz sind in diesen Größen noch nicht einbezogen. Der Bezug auf "aktiv am Reproduktionsgeschehen teilnehmende Individuen", also N_e, läßt aber die Rückberechnung für einzelne dieser Faktoren zu (NUNNEY & ELAM 1992; NUNNEY & CAMPBELL 1993; CABALLERO 1994), leider aber nicht für alle oben genannten (VUCETICH ET AL. 1997).

2. Simulation einer isolierten Population: Ein allgemeines Simulationsmodell zur Berechnung von artspezifischen Überlebenswahrscheinlichkeiten

Das im folgenden entwickelte Simulationsmodell basiert im wesentlichen auf der Erkenntnis, daß die Lebenszyklen einzelner Artengruppen sich relativ gut schematisieren lassen. Eines dieser Schemata, das durch das logistische Wachstum mit nichtüberlappenden Generationen wiedergegeben wird, ist der typische Lebenszyklus von Heuschrecken und univoltinen Tagfaltern (Abb. 1). Dieser Zyklus umfaßt Larvalentwicklung, ein dispersionsfähiges Adultstadium und ein Eistadium. Die Überwinterung kann dabei in allen Stadien geschehen.

Dieser Lebenslauftyp wird nach BELLOWS (1981) am flexibelsten durch die Formulierung des logistischen Wachstums von MAYNARD SMITH & SLATKIN (1973) abgebildet (Abb. 2). Diese Formulierung hat drei Parameter: λ als maximale Wachstumsrate, β als Indikator der Dichteabhängigkeit und K als lokale Habitatkapazität.

Die Parametrisierung dieses Modells erfolgt über die Analyse von längeren Beobachtungsreihen an Populationen der betreffenden Art (HASSELL ET AL 1976; BELLOWS 1981; FOLEY 1997).

Diese Zeitreihenanalyse wird im folgenden Abschnitt an zwei Zeitreihen des Schachbretts (*Melanargia galathea*) beschrieben.

2.1 Parametrisierung des logistischen Wachstums nach MAYNARD SMITH & SLATKIN (1973) durch die Analyse von Zeitreihen des Schachbretts *(Melanargia galathea)*

Langfristige Beobachtungsdaten über Insekten sind leider relativ selten und noch seltener international publiziert. Eine große Ausnahme bildet dabei das British Butterfly Monitoring Scheme (POLLARD & YATES 1993), bei dem landesweit seit den 70er Jahren festgelegte Transekte mehrmals im Jahr von ehrenamtlichen Bearbeitern abgegangen werden und die Anzahl Individuen für alle gefangenen Arten registriert wird. Auf diese Weise entstanden an vielen Orten über 20jährige Zeitreihen von Transektfängen, die als Schätzwerte der Gesamtpopula-

$$N_{(t+1)} = N_{(t)} * \lambda_{akt} * \frac{1}{1 + (\bar{\lambda} - 1) * \left(\frac{N_{(t)}}{K}\right)^{\beta}}$$

λ_{akt}: aktuelle Wachstumsrate
$\bar{\lambda}$: mittlere Wachstumsrate
N(t): Populationsgröße zum Zeitpunkt t
K: Habitatkapazität
β: Intensität der Dichteregulation

mit $\lambda_{akt} \sim LN(\bar{\lambda}, \sigma^2)$

Abbildung 2

Logistisches Wachstum nach MAYNARD SMITH & SLATKIN (1973) mit Erweiterung durch lognormalverteilte aktuelle Wachstumsraten.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

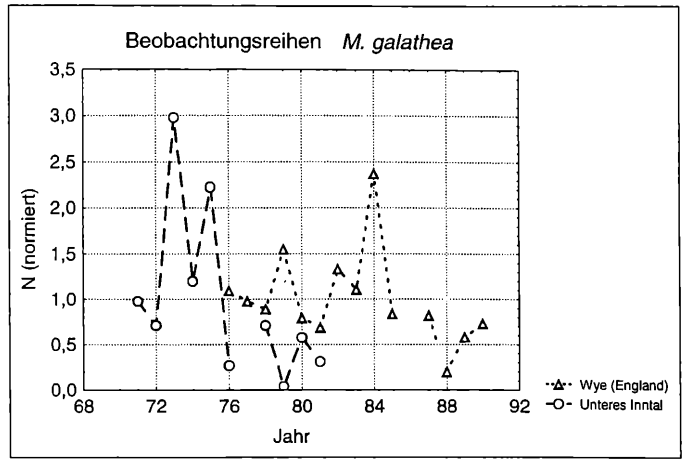


Abbildung 3

Zeitreihen von Transektfängen des Schachbretts (*Melanargia galathea*), Wye (Südengland) und Unteres Inntal.

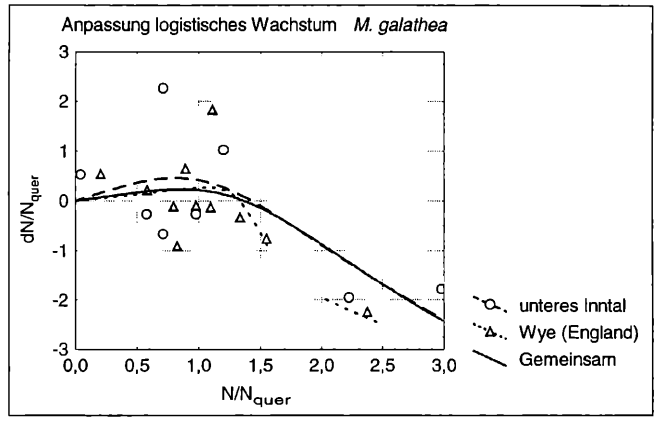


Abbildung 4

Anpassung des logistischen Wachstums nach MAYNARD SMITH & SLATKIN (1973) an die Zeitreihen Wye und Unteres Inntal für *Melanargia galathea.*

tionsgröße verwendet werden können. Für die Parametrisierung des Modells wird hier eine Zeitreihe aus Wye in Südengland verwendet (Abb. 3).

Innerhalb Deutschlands werden solche quantitativen Zeitreihen leider in der Regel nicht erhoben, eine Ausnahme bildet hier eine elfjährige Reihe von Transektfängen am Unteren Inn (REICHHOLF 1986; vgl. Abb. 3). Sie wird hier als Vergleich verwendet.

Zur Analyse wird für jedes Jahr die Änderung zum Folgejahr gegen die aktuelle Populationsgröße aufgetragen (Abb. 4) und an diese Punktwolke die logistische Wachstumsfunktion möglichst optimal angepaßt. Eine Schätzung des gemeinsamen Optimums, die die Datenpunkte beider Datenreihen verwendet, paßt auch zu den einzelnen Datenreihen nur wenig schlechter als deren Optima. Daher liegt nahe, daß die Parameterschätzung des gemeinsamen Optimums die Populationsdynamik der Art gut repräsentiert.

Das logistische Wachstum erklärt aber für Wye nur 56%, für die Zeitreihe aus dem Inntal nur 49% der tatsächlich beobachteten Variabilität in der Populationsentwicklung, die gemeinsame Anpassung sogar nur 54 bzw. 48%. Die restliche Variabilität ist bedingt durch Umwelteinflüsse, die im Modell abgebildet werden durch eine Lognormalverteilung der Wachstumsrate λ. Charakterisierender Parameter dafür ist die Varianz σ^2

Theoretisch kann man nun für jedes Jahr der Zeitreihe aus den Parametern β und K der optimalen Anpassung die aktuelle Wachstumsrate λ zurückrechnen und bekommt eine Verteilung der aktuellen Wachstumsraten λ_{akt}, aus der die Varianz σ^2 errechnet werden kann.

Durch die individuenbasierte Realisierung des Simulationsmodells spielen neben der Lognormalverteilung der Wachstumsrate jedoch auch andere Zufallsprozesse eine Rolle, so daß diese Varianz nicht direkt in das Modell übernommen werden kann. Ein Vergleich von Maßzahlen der Populationsvariabilität (THOMAS ET AL. 1994; CYR 1997) aus den Freiland-Zeitreihen und simulierten Zeitreihen mit unterschiedlicher Varianz ergibt den exakten Parameterwert dort, wo das Simulationsmodell die beste Übereinstimmung mit der Freiland-Zeitreihe zeigt (Abb. 5). Verwendet wird dazu der auch von THOMAS ET AL. (1994) in England benutzte Variationskoeffizient der Populationsgrößen (CV). Er liegt für Wye bei 0,55, für die Inntal-Zeitreihe bei 1,20.

Wird dieses Modell zur Berechnung von Überlebenswahrscheinlichkeiten für verschieden große Populationen (Abb. 6) - und damit zur MVP-Schätzung - verwendet, ergeben sich je nach angenommener Varianz, d.h. Stärke der umweltbedingten Schwankungen, unterschiedliche Werte (Tab. 1). Für Situationsbeurteilungen in Deutschland wäre

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

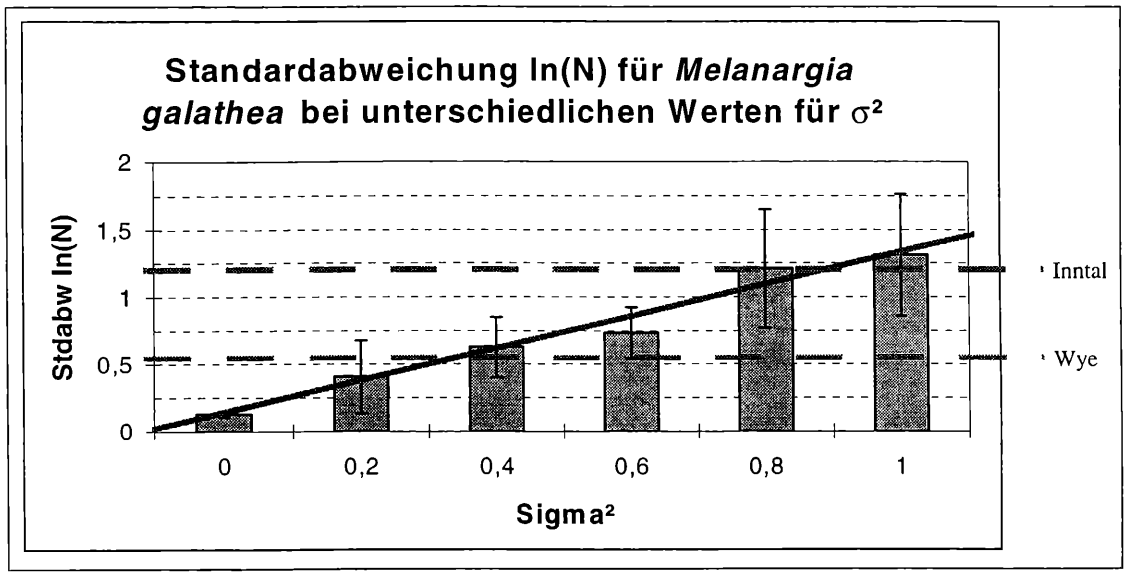


Abbildung 5

Sensitivitätsanalyse der Varianz σ^2 für Wye und Unteres Inntal.

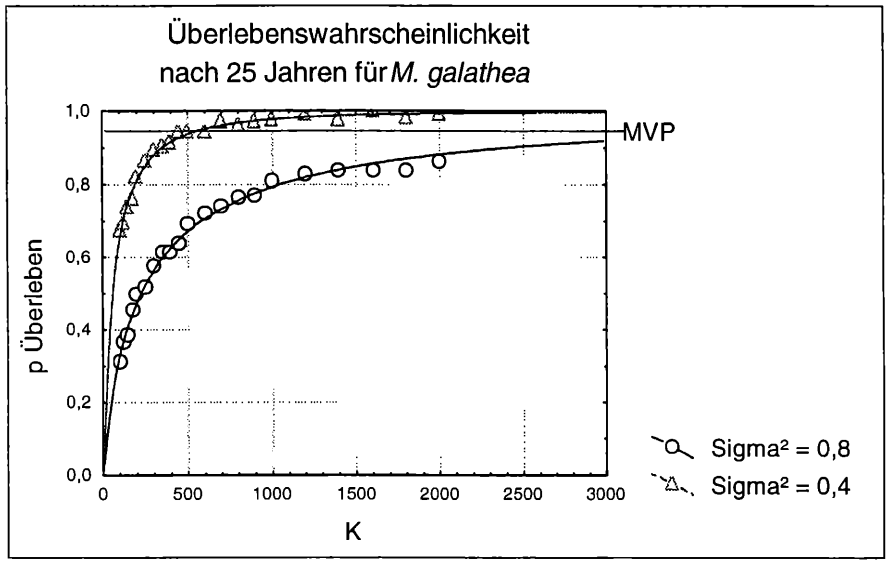


Abbildung 6

Inzidenzkurven Wye und Unteres Inntal, Simulationen isolierter Populationen. Parameterwerte: $\lambda = 1{,}357$, $\beta = 3{,}629$, 500 Replikate.

Tabelle 1

Parameter der Inzidenzkurve und MVP-Werte für Wye und Unteres Inntal, *Melanargia galathea.*

Parameter	Wye ($\sigma^2 = 0{,}4$)	Inntal ($\sigma^2 = 0{,}8$)
a	1,351	1,387
b	0,239	0,176
MVP 25 J.	580	4900
MVP 100 J.	1300	15000

der Wert nach REICHHOLF (1986) der - auch im Sinne einer Worst-Case-Sicherheitsphilosophie - angemessene, d.h. eine Population des Schachbretts, die 25 Jahre lang mit der Wahrscheinlichkeit von 95% überleben soll, müßte mindestens 4.900 Tiere umfassen; soll sie 100 Jahre lang gesichert sein, müßte sie mindestens 15.000 Individuen groß sein. Die Populationsgröße bezieht sich dabei immer auf die Habitatkapazität, d.h. in dem zu schützenden Habitat muß durch die vorhandenen Ressourcen eine Population dieser Größe unterhalten werden können.

Die Probleme bei der Abschätzung der Habitatkapazität werden in einem späteren Abschnitt diskutiert.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

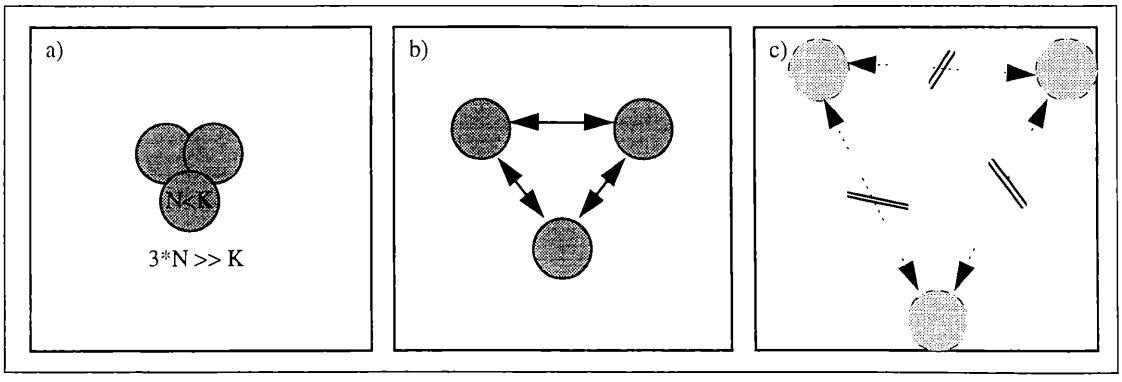


Abbildung 7

Idealisierte Metapopulationsstruktur und deren Übergang vom gesicherten Überleben (a) zur wahrscheinlichen Extinktion (c).

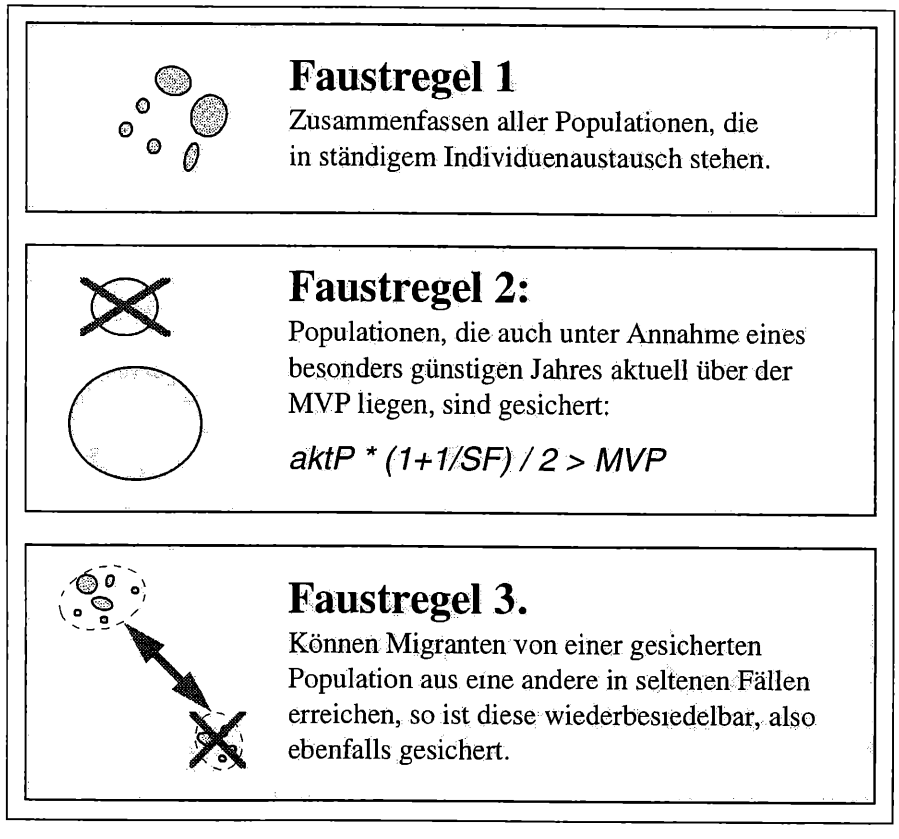


Abbildung 8

Faustregeln der Schnellprognose. Erklärung des Vorgehens im Text, Abkürzungen: aktP = aktuelle Populationsgröße, SF = Schwankungsfaktor, MVP = Mindestpopulationsgröße (Minimum Viable Population).

3. Isolation - ein Problem der fragmentierten Kulturlandschaft

Die Beurteilung der Überlebensfähigkeit einzelner, isolierter Populationen ist aber nur die eine Seite der Medaille. Nicht nur in der heutigen Kulturlandschaft findet man viele Biotoptypen und die darauf vorkommenden Arten nur in kleinen Habitatfragmenten im Untersuchungsgebiet verstreut (HARRISON 1991; HANSKI ET AL. 1995; APPELT & POETHKE 1997; GOTTSCHALK 1998). Einen Komplex kleiner Populationen, die durch Kolonisation miteinander verbunden werden, von denen aber auch alle von Zeit zu Zeit aussterben, nennt man *Metapopulation* im engeren Sinne (nach LEVINS (1969, 1970). Da jedoch häufig zwar ein Zusammenhang der Lokalpopulationen durch Dispersion gegeben ist, aber nicht alle Populationen mit großer Wahrscheinlichkeit aussterben, sind heute oft weiter gefaßte Definitionen üblich (REICH & GRIMM 1996).

Für den Artenschutz bringen solche Metapopulationsstrukturen neue Probleme mit sich. Stellen wir uns Abbildung 7 zufolge drei Populationen vor,

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

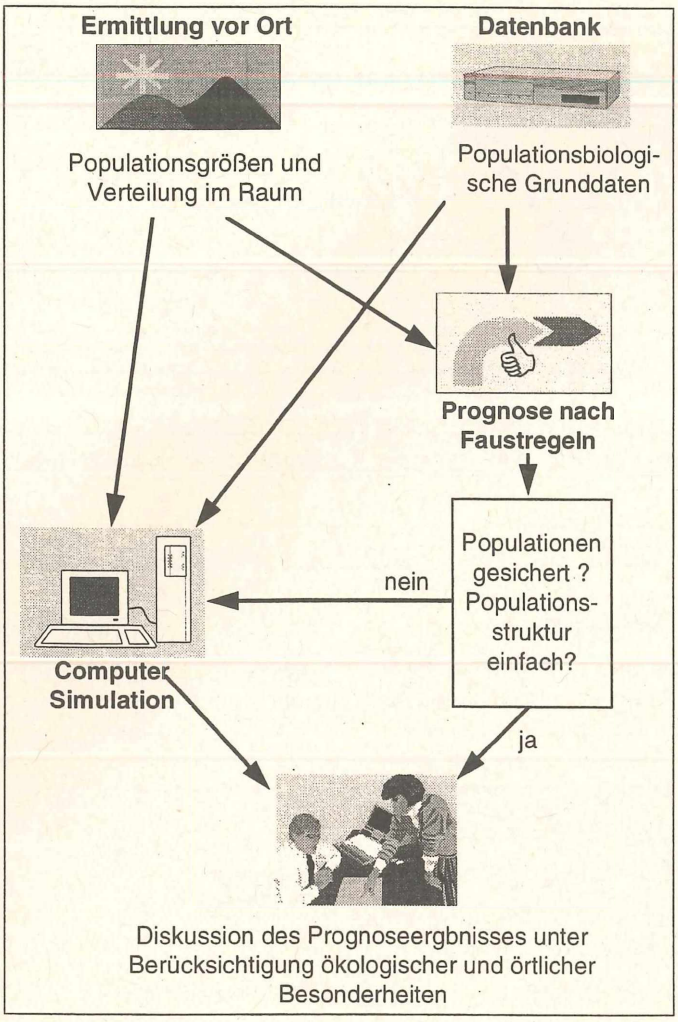


Abbildung 9

Ablaufschema der standardisierten Populationsprognose.

deren Größe jeweils knapp unterhalb der MVP liegt. Liegen alle Populationen nahe genug beieinander (a), wirken sie wie eine einzige panmiktische Population, so daß Ihre Populationsgrößen für den Vergleich mit der MVP addiert werden müssen und sie als gesichert beurteilt werden. Im anderen Extrem aber liegen die Populationen so weit voneinander entfernt (c), daß es keinem Individuum mehr gelingt, den Abstand zwischen zwei Populationen zu überwinden. Auf sich alleine gestellt, würden aber alle drei Populationen mit einer nicht zu vernachlässigenden Wahrscheinlichkeit aussterben, so daß die Gesamtpopulation als ungesichert gelten muß. Im Kontinuum der Populationsdistanzen zwischen diesen beiden Extrema gibt es einen Punkt, an dem die Dispersion gerade ausreicht, um die Extinktionsgefahr der Lokalpopulationen zu kompensieren (b). Auch dieser Punkt kann wie die MVP nur über Simulationsmodelle gefunden werden und ist neben der Größe der Lokalpopulationen auch von deren Anzahl und Anordnung zueinander sowie von der Dispersionsfähigkeit der Art abhängig (HANSKI 1994 a, b).

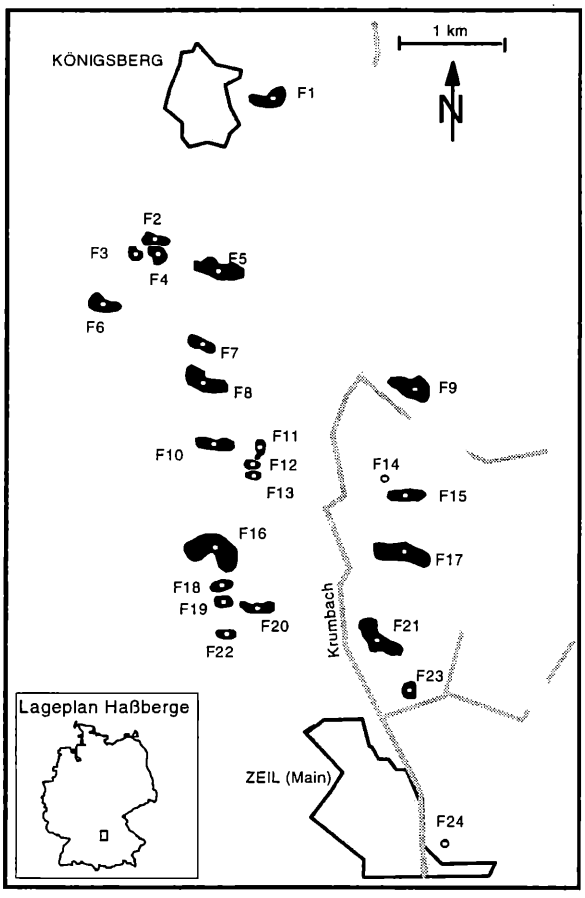
Die Untersuchung solcher Metapopulationen durch mathematische Modelle wird aus zwei Richtungen angegangen: Einerseits wird die nötige (und modellierte) Information soweit reduziert, daß die Modelle analytisch handhabbar werden (z.B. LEVINS 1970; HANSKI 1994 b), andererseits werden bereits bestehende oder neu erstellte Simulationsmodelle für Einzelpopulationen durch die Modellierung von Dispersion erweitert (im kommerziellen Bereich z.B. RAMAS/Metapop, vgl. AKCAKAYA & FERSON 1992).

Die Erweiterung des Simulationsmodells durch Dispersion wurde auch für das Simulationsmodell SISP realisiert und in die standardisierte Populationsprognose (HEIDENREICH & AMLER 1999) eingegliedert.

3.1 Ist eine Metapopulationsstruktur gegeben? Faustregeln für die Überprüfung

Wenn man bei einer Planungsmaßnahme nach Bestimmen einer oder mehrerer Zielarten feststellt, daß eine vorgefundene Art - in diesem Zusammenhang idealerweise eine Art, die für einen bestimmten Lebensraum typisch ist - hohe Ansprüche daran stellt und wenig dispersionsfähig ist (d.h. nach ZEHLIUS-ECKERT in diesem Band eine Indikatorart für diesen Habitattyp mit maximalen Ansprüchen im Gebiet in mehreren Populationen vorkommt), kann zunächst über die von AMLER ET

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)



Fläche	N (1995)
F1	1970
F2	920
F3	1160
F4	100
F5	3350
F6	3330
F7	860
F8	1260
F9	820
F10	3340
F11	230
F12	275
F13	310
F14	250
F15	2915
F16	1720
F17	6320
F18	25
F19	775
F20	295
F21	3000
F22	540
F23	55
F24	0

Abbildung 10

Untersuchungsgebiet Haßberge mit für das Jahr 1995 geschätzten Populationsgrößen für *P. albopunctata* auf den 24 als geeignetes Habitat eingeschätzten Flächen (JANSEN 1996).

AL. (1996) entwickelten einfachen Faustregeln geprüft werden, ob es sich um eine Metapopulationsstruktur nach dem oben geschilderten Muster (Levins-Typ) handelt. Diese Faustregeln sind in Abbildung 8 dargestellt.

Bei einer Mainland-Island-Struktur, die sich aus den Beobachtungen von MCARTHUR &WILSON (1967) herleitet, ist in jedem Fall eine größere Population vorhanden, von der aus alle kleineren Populationen wiedergegründet werden können. In einem solchen Fall reicht es aus, nachzuweisen, daß die große Mainland-Population gesichert ist.

Allerdings gibt es auch, wie im unten aufgeführten Beispiel zu sehen sein wird, Metapopulationen, die zwar ein "Mainland" besitzen, von dem aus aber nicht alle anderen Populationen besiedelt werden können. In diesem Fall müßte man davon ausgehen, daß die nicht vom Mainland aus erreichbaren Populationen dauerhaft aussterben. Wird dies als inakzeptabel betrachtet oder ist die Metapopulation nach den Faustregeln vom Levins-Typ, bleibt nur die Simulation der Gesamtpopulation, um eine Gefährdung feststellen zu können (Abb. 9).

Diese Faustregelüberprüfung soll exemplarisch an einem Beispiel nachvollzogen werden. Es handelt sich hier um ein Schutzkonzept für Trockenrasen in den Haßbergen, für das *Platycleis albopunctata* als Zielart ausgewählt wurde (POETHKE ET AL. 1996; GOTTSCHALK 1996, 1997). Zunächst werden die Vorkommen der Zielart kartiert und ihre Populationsgröße geschätzt (Abb. 10).

Im ersten Schritt der Faustregelbeurteilung werden diejenigen Vorkommen zu einer Population zusammengefaßt (Abb. 11), die weniger als die mittlere Migrationsdistanz (200m für *P. albopunctata*, vgl. Tab. 2) auseinander liegen (z.B. F2, F3 und F4), und die nicht durch Barrieren wie z.B. Hecken (z.B. zwischen F16 und F18 sowie zwischen F19 und F20) voneinander getrennt sind.

Tabelle 2

Parameterwerte für die Faustregeln für *P. albopunctata.*

Mittlere Wanderdistanz (Faustregel 1)	200 m
Schwankungsfaktor (Faustregel 2)	10
MVP 25 Jahre (Faustregel 2)	1200 Ind.
MVP 100 Jahre (Faustregel 2)	3900 Ind.
Maximale Wanderdistanz (Faustregel 3)	650 m

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

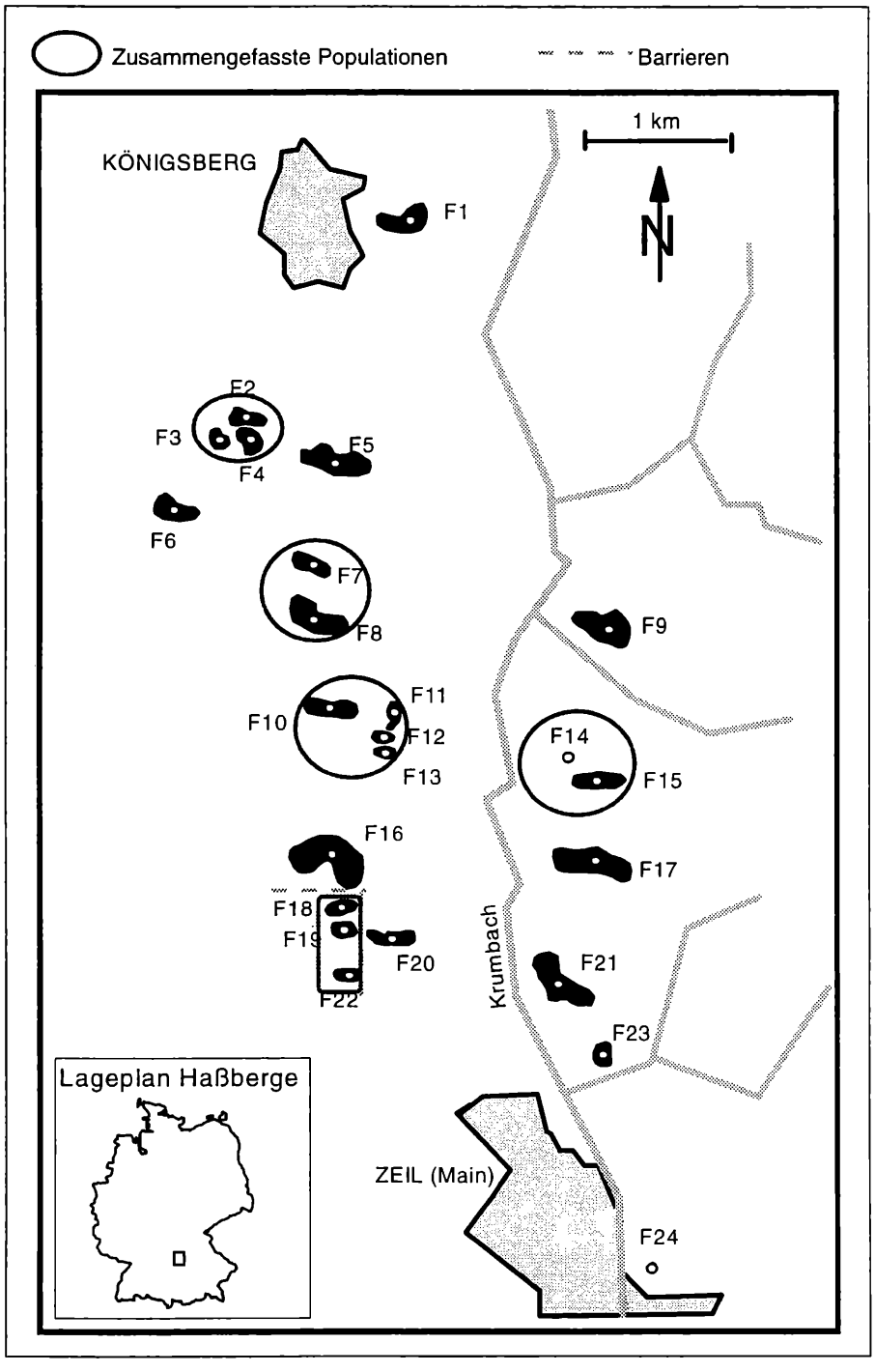


Abbildung 11

Zusammenfassung der einzelnen Habitate zu Lokalpopulationen. Der Populationskomplex F2-F4 hat eine Größe von 2.180 Individuen, F7 + F8: 2.120 Individuen; F10 - F13: 3.845, F14 + F15: 3.165 sowie F18, F19 + F22: 1.340 Individuen.

Die so zusammengefaßten Populationen werden im zweiten Schritt mit der MVP verglichen (Abb. 12). Dabei muß auch dem Umstand Rechnung getragen werden, daß in der Regel für eine Planung nur Populationsgrößenschätzungen aus einem Jahr vorliegen, die MVP aber einen Schätzwert für die mittlere Populationsgröße wiedergibt.

Daher wird der Schätzwert für die aktuelle Populationsgröße mit einem Schwankungsfaktor verrechnet, der der maximalen jährlichen Schwankung der Populationsgröße entspricht. Dabei wird zur Sicherheit angenommen, daß die Population sich in einem besonders guten Jahr befindet und im Mittel deutlich kleiner ist als im Untersuchungsjahr. Werden Populationen in diesem Vergleich als gesichert beurteilt (z.B. F17 bei einem Planungshorizont von 25 Jahren), muß man sie als Mainland betrachten, von dem aus mit Sicherheit Wiederbesiedlungen ausge-

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

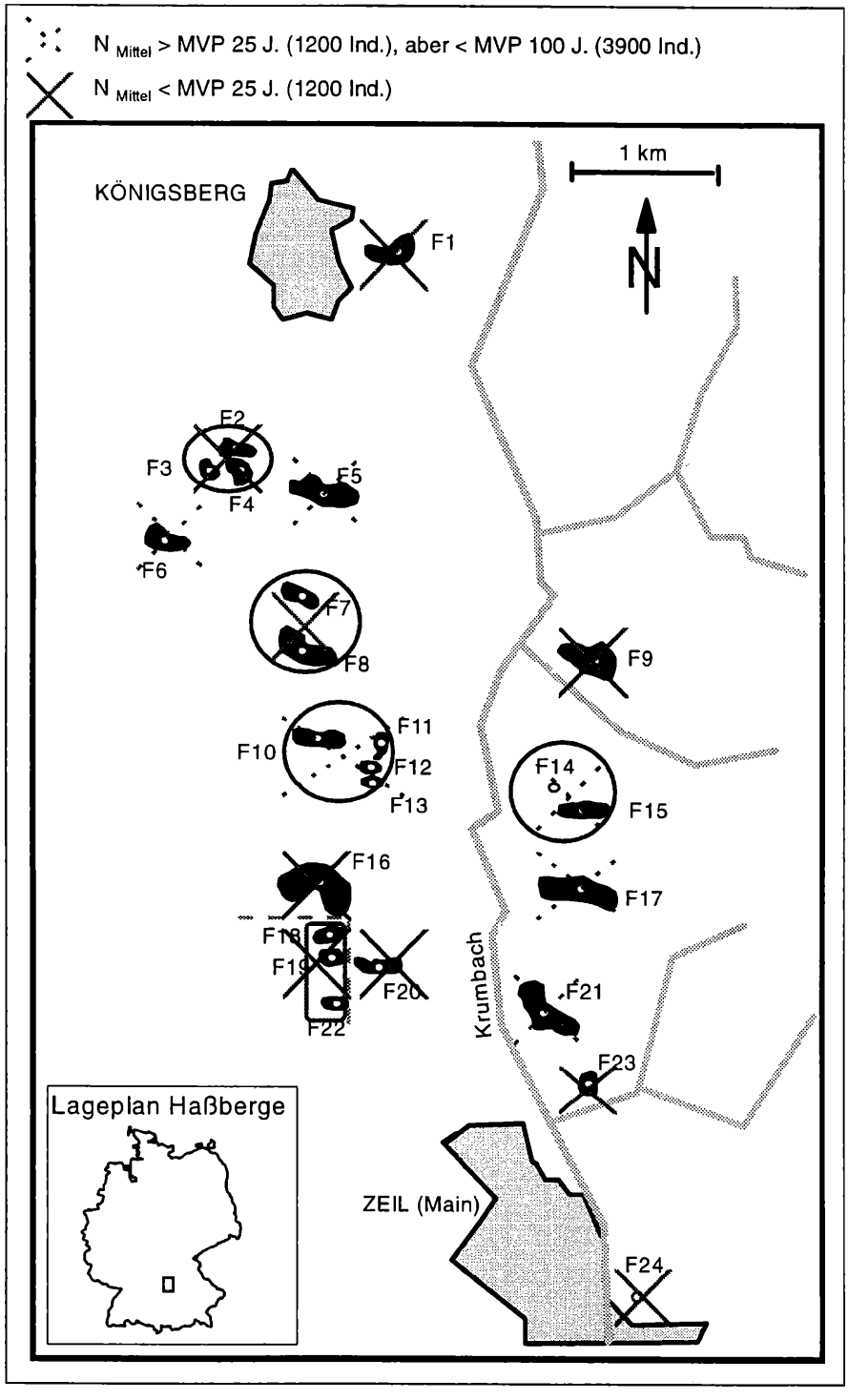


Abbildung 12

Vergleich der Minimum Viable Population (MVP) mit den für 1995 geschätzten und mit dem Schwankungsfaktor verrechneten Populationsgrößen N_{mittel}. Nach 100 Jahren ist das Aussterben aller Populationen zu erwarten, nach 25 Jahren überleben noch 6.

storbener Populationen in der Nähe möglich sind. Zwei solche Berechnungen sollen hier exemplarisch durchgeführt werden, um die Beurteilungen in Abbildung 12 verständlich zu machen:
Die Fläche F17 beherbergt mit 6.370 Individuen 1995 bei weitem die größte Population. Unter der Annahme, daß die Population sich in einem besonders guten Jahr befindet und maximal um den Faktor 10 schwankt, wird die angenommene mittlere Populationsgröße berechnet als

6.370 * (1+1/10) / 2 = 3.504 Individuen.

Dieser Wert ist deutlich größer als die MVP für 25 Jahre (1.200 Individuen), aber kleiner als diejenige für 100 Jahre (3.900 Tiere). Daher wird die Population F 17 über 25 Jahre als gesichert betrachtet, mit 100

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

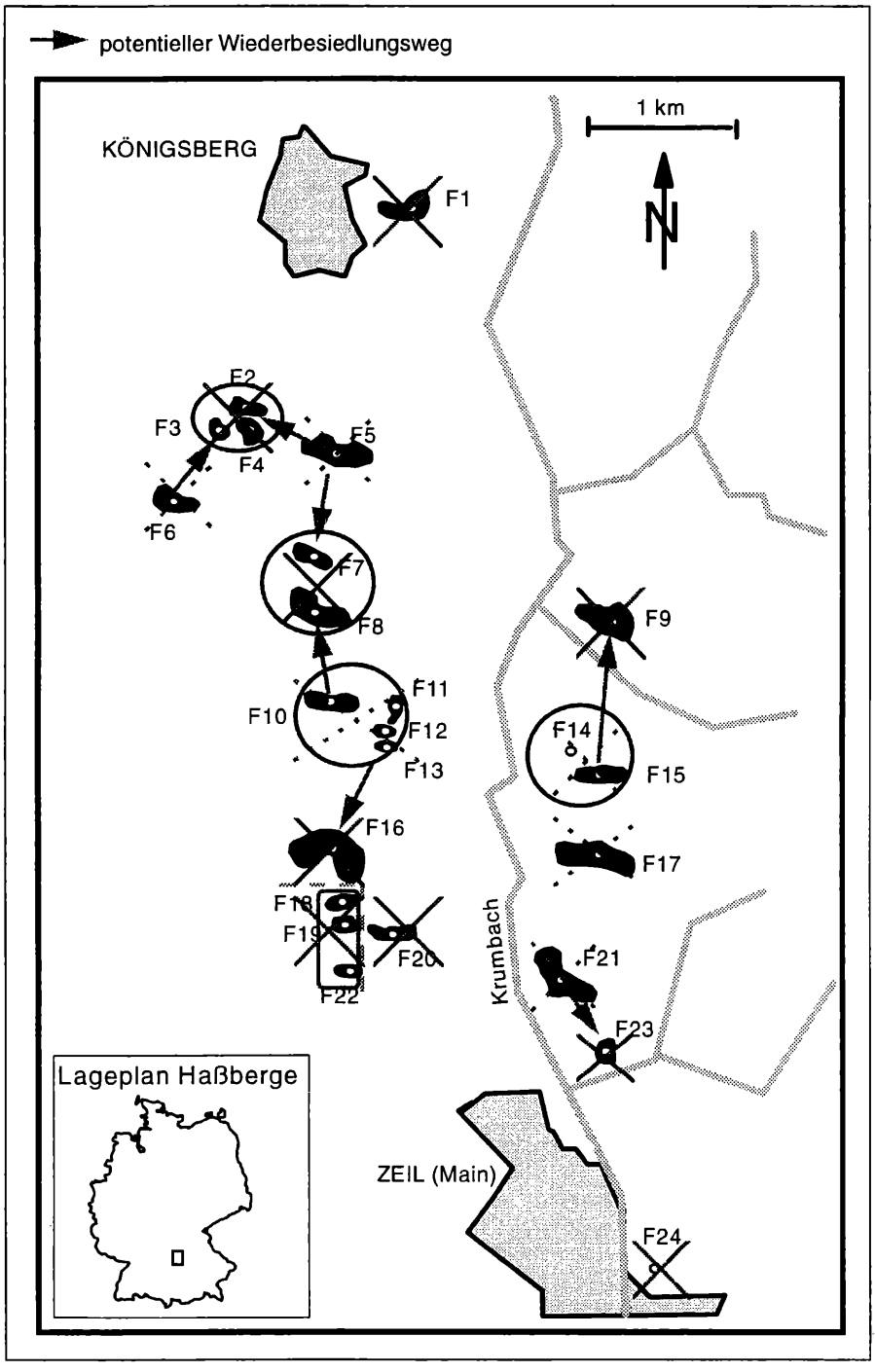


Abbildung 13

Betrachtung der Wiederbesiedlungsmöglichkeit von den als gesichert geltenden Flächen aus im maximalen Wanderungsradius.

Jahren Prognosehorizont wäre sie aber ungesichert. Für eine mittelgroße Population wie z.B. den Komplex F18, F19 und F22 mit insgesamt 1340 Individuen errechnet sich eine angenommene mittlere Populationsgröße von

1.340 * (1+1/10) / 2 = 737 Individuen.

Damit ist diese Population deutlich kleiner als beide MVP-Werte, wird also bei beiden Planungshorizonten als gefährdet betrachtet.

Im vorliegenden Beispiel (Abb. 12) werden 6 der 15 betrachteten Populationen als gesichert über 25 Jahre beurteilt; über 100 Jahre kann keine Population als gesichert angenommen werden.

Die Möglichkeit zur Wiederbesiedlung wird mit der dritten Faustregel (Abb. 13) geprüft. Dabei wird nur direkte Besiedlung berücksichtigt, d.h. die Dispersion von Individuen aus dem Mainland innerhalb der maximalen Dispersionsdistanz. So können von Fläche F5 aus die Flächen F4 und F7 wiederbesiedelt

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Tabelle 3

Parameter für die Simulation von *P. albopunctata*

Parameter	Wert	Quelle
β	1,68	Gottschalk 1993, Datenreihe vom Kaiserstuhl
λ	2,67	Gottschalk 1993, Datenreihe vom Kaiserstuhl
σ^2	0,8	Gottschalk 1993, Datenreihe vom Kaiserstuhl
pmig	0,15	Poethke et al. 1996
halbdist	0,8	Poethke et al. 1996
diameter	0,3	Poethke et al. 1996

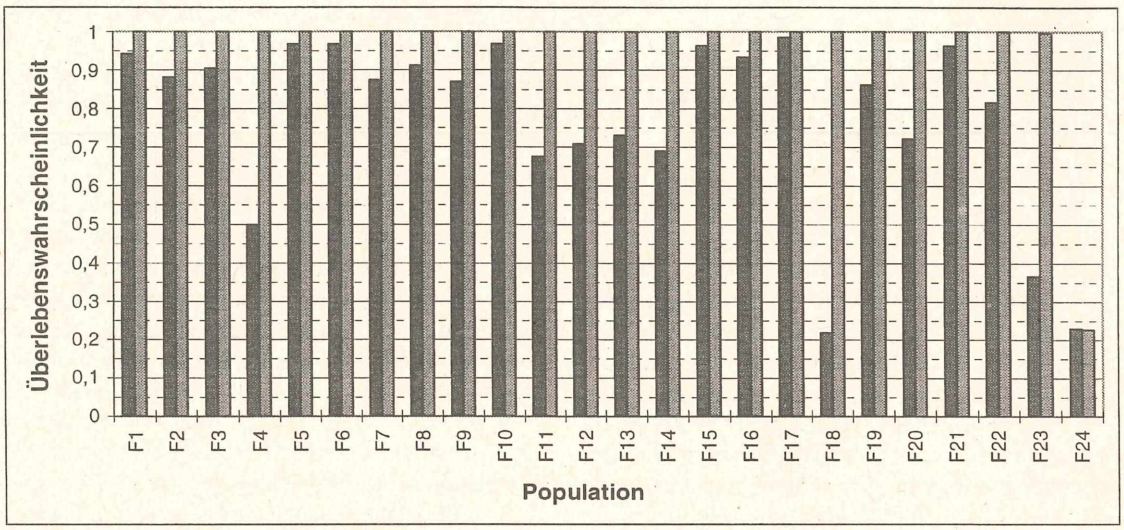


Abbildung 14

Inzidenzen nach 25 Jahren der Lokalpopulationen in der Metapopulation (helle Balken) im Vergleich mit gleich großen isolierten Populationen (dunkle Balken). Simulationsergebnisse mit den in Tabelle 3 aufgeführten Parameterwerten, 500 Replikate. Als Habitatkapazitäten und Startpopulationsgrößen wurden die aus den aktuellen Populationsgrößen mit Hilfe von Faustregel 2 errechneten mittleren Populationsgrößen eingesetzt.

werden. Insgesamt können so 11 Populationen im Rahmen von Mainland-Island-Strukturen als gesichert betrachtet werden. Sie teilen sich in einen großen, 6 Populationen umfassenden Komplex westlich des Krumbachtals und eine aus fünf Populationen bestehende Metapopulation östlich des Tals. Auch wenn man den durch populationsgenetische Untersuchungen (SCHMELLER 1995) nachgewiesenen recht hohen Genfluß durch das Krumbachtal als Beleg für den Individuenaustausch zwischen den Populationen F15 und F17 sowie F10-F13, F16 und F20 nimmt, bleibt die Überlebensprognose für einen großen Teil der Metapopulation unbefriedigend. Andererseits ist schon bei einer geringen Dispersion durch die Barrieren zwischen F16 und F18 sowie zwischen F18 / F19 und F20 die Integration dieser Populationen in die größere Metapopulation zu erwarten. Auch die am Rand gelegenen Flächen F1 und F23 könnten durch gelegentliche Weitwanderer wiederbesiedelt oder sogar erhalten werden.

Unter diesen Umständen sollte die Gefährdungssituation durch eine Simulation der gesamten Metapopulation geklärt werden, zumal für ein Schutzkonzept über die Zielart *P. albopunctata* die vorhandenen Halbtrockenrasen nicht nur auf einen Kernbereich reduziert werden sollten.

3.2 Folgeuntersuchung durch Simulation

Die Simulation der Metapopulation wird gleich gehandhabt und vom gleichen Programm durchgeführt wie die Simulation isolierter Einzelpopulationen. Einzige Veränderung ist die Verknüpfung des Adultstadiums mit einer Dispersionsphase, die aus allen Populationen mit konstanter Wahrscheinlichkeit Individuen gleichverteilt in alle Richtungen emigrieren läßt und den jeweils anderen Populationen zuordnet. Dabei ist die Ankunftswahrscheinlichkeit in einem bestimmten Patch negativ-exponentiell mit der Entfernung zwischen beiden Patches korreliert (HANSKI 1994; POETHKE ET AL.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

1996), wird aber u.U. modifiziert, um Barrieren oder Korridore zu berücksichtigen.

Bei der Migration ergibt sich zusätzliche Mortalität dadurch, daß nicht alle Individuen einen Patch erreichen, sondern z.B. die von Population F1 aus nach Norden wandernden Individuen umkommen, da sie kein geeignetes Habitat finden. Die Werte für die Modellparameter wurden in diesem Fall abgeleitet aus den Genflußdaten einer populationsgenetischen Untersuchung an *P. albopunctata* im gleichen Gebiet im gleichen Untersuchungsjahr (SCHMELLER 1995).

Die Simulation ergibt hier, wie schon POETHKE ET AL. (1996) zeigen konnten, eine sehr hohe Überlebenswahrscheinlichkeit für die Gesamtpopulation (vgl. auch Abb. 14). Im Vergleich der Überlebenswahrscheinlichkeiten für die Einzelflächen sowohl in der Metapopulation wie auch in isolierter Lage zeigt sich deutlich, daß vor allem die kleinen, zentral gelegenen Populationen gewinnen.

4. Diskussion

Die Ergebnisse aus dem oben dargestellten Beispiel zur Simulation einer Metapopulation zeigen deutlich, daß eine Gefährdungsbeurteilung alleine aufgrund der Größe der Einzelpopulationen nicht aussagekräftig ist. Eine solche Situation ist aber nicht in jedem Fall gegeben (vgl. z.B. die hypothetischen Situationen in Abb. 7a und 7c). Daher ist vor dem aufwendigen Einsatz eines Simulationstools eine einfache Abfrage über Faustregeln angebracht, die die Notwendigkeit überprüft, eine Simulation einzusetzen. Diese beiden Komponenten zusammen bilden die standardisierte Populationsprognose, wobei beide im Gegensatz zu anderen kommerziell oder auf wissenschaftlicher Basis erhältlichen Programmen (AKCAKAYA & FERSON 1992; LINDENMAYER ET AL. 1995) möglichst einfach gehalten werden. Die Reduktion des Parameterraums auf drei Dimensionen erlaubt zwar nur die Wiedergabe eines spezifischen Lebenszyklustyps, hat aber den Vorteil, daß die Parameter recht genau geschätzt werden können. Bei einem Modell mit vielen Parametern dagegen summieren sich die Schätzfehler der Parameterschätzung auf, so daß kaum noch eine zuverlässige Aussage über den Vertrauensbereich gewonnen werden kann (POEHTKE 1999). Die Parameter für die Simulationsanwendung stehen dabei inklusive Quellenangabe in einer Datenbank zur Verfügung (http://perdix.biologie.uni-mainz.de/SISP), so daß auch die zeitraubende Literatursuche bei der Anwendung entfällt.

Die hier vorgestellten Ergebnisse sind in jedem Fall ermutigend. Auch wenn die für *M. galathea* geschätzte MVP mit knapp 5.000 Tieren für 25 Jahre unerwartet hoch liegt, wird die Prognose für *P. albopunctata* mit 1.200 Individuen auch von einem detaillierteren Simulationsmodell gestützt (GRIEBELER, mdl. Mitteilung), welches die Populationsentwicklung über die Temperatursummenverteilung und reale Wetterdaten bestimmt. Eine echte Validierung ist jedoch nur mit Langzeituntersuchungen möglich.

5. Schlußfolgerung und Ausblick

Das hier dargestellte Verfahren der Standardisierten Populationsprognose ist ein neuer Ansatz, einen Kompromiß zwischen einer detaillierten, aber zu teuren Populationsgefährdungsanalyse und der Beurteilung durch Artenlisten oder reine Populationsgrößenschätzungen zu finden. Schon der Schritt von der Artenliste hin zur Populationsgrößenschätzung wird in wenigen Untersuchungen gemacht, geschweige denn bezahlt. Wird die Standardisierte Populationsprognose allerdings als Beurteilungsverfahren allgemein anerkannt, ist auch der Auftraggeber daran gebunden, eine Populationsgrößenschätzung als Basisdatenerhebung zu unterstützen, wobei die Genauigkeit verschiedener Verfahren und die notwendige Genauigkeit für die Beurteilung gegeneinander abgewogen werden müssen.

Ein Problem für die Simulation, aber auch die MVP-Bestimmung ergibt sich aus den in Abschnitt 2.1 angesprochenen Unterschieden im Einfluß der Umwelt. Für Großbritannien wurde bereits nachgewiesen, daß bei vielen Tagfalterarten nördlichere Populationen höhere Schwankungsbreiten in der Jahrespopulationsgröße haben als südlicher gelegene (THOMAS ET AL. 1994). Solche Unterschiede ergeben sich natürlich erst recht im Vergleich zu Populationen in Deutschland, wie man am Beispiel *M. galathea* sehen kann. Auch in kleinräumigen Bereichen kann es jedoch zu solchen Unterschieden kommen. GOTTSCHALK (unveröff. Erg.) führte die Populationsgrößenuntersuchungen auf zwei Untersuchungsflächen für *P. albopunctata* (Fläche F6 und eine Vergleichsfläche bei Hammelburg an der Fränkischen Saale) über bislang 5 Jahre weiter und fand bei Hammelburg eine deutlich stabilere Populationsdynamik als auf der Untersuchungsfläche Prappach (F6). Bisher ist jedoch ungeklärt, ob diese Unterschiede in unterschiedlichen Habitatqualitäten und damit anderem dynamischen Verhalten begründet oder reine Zufallsprodukte sind. Nachgewiesen ist jedoch, daß suboptimale Habitate die Populationsdynamik und die Gefährdung von *P. albopunctata* deutlich beeinflussen können (GRIEBELER mdl. Mitteilung).

Dieser Unsicherheit läßt sich im Moment nur dadurch begegnen, daß man das Modell mit Daten parametrisiert, die möglichst in der Nähe der zu untersuchenden Population gewonnen wurden, und die im Vergleich zu anderen Parametersätzen eher hohe Werte annehmen. Dadurch wird ein "Worst Case" simuliert, der einem zusätzlichen Sicherheitsfaktor gleichkommt.

Für das Migrationsmodell sind ebenfalls noch Fragen offen. So ist von vielen Heuschrecken bekannt, daß sie nur in Ausnahmefällen geflügelte Formen ausbilden und ansonsten flügellos sind (INGRISCH

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

& KÖHLER 1998, 275 ff.). Ein so modelliertes dichteabhängiges Migrationsverhalten hat aber starke Auswirkungen auf die Gefährdung der Population (GRIEBELER 1998), da dichteabhängige Emigration in der Regel die Population stabilisiert. Hier zeigt sich, daß die Annahme einer konstanten Migrationsrate der für die Population ungünstigste Fall ist, d.h. die Gefährdung unter dieser Annahme eher über- als unterschätzt wird, was einem zusätzlichen Sicherheitsfaktor gleichkommt.

Dank

Teile der dargestellten Ergebnisse wurden im Rahmen eines durch das Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) geförderten Projektes erzielt (Förderkennzeichen 0339518); die Simulationsstudien wurden gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt.

Literatur

AKCAKAYA, H.R. & S. FERSON (1992):
RAMAS/Space: Spatially structured Population models for Conservation Biology, Version 1.3.- Applied Biomathematics, New York.

AMLER, K.; F. LOHRBERG. & G. KAULE (1996):
Implementation of the FIFB results in environmental planning.- In: SETTELE, J.; C. MARGULES; P. POSCHLOD & K. HENLE (eds.): Species survival in fragmented landscapes, Kluwer, Dordrecht: 363-372.

APPELT, M. & H.J. POETHKE (1997):
Metapopulation dynamics in a regional population of the blue-winged grasshopper (*Oedipoda caerulescens*; Linnaeus 1758).- J. Insect Conservation 1: 205-214.

BELLOWS, T. S. JR. (1981):
The descriptive properties of some models for density dependence.- J. Anim. Ecol. 50: 139-156.

BOYCE, M.S. (1992):
Population viability Analysis.- Annual Review of Ecology and Systematics 23: 481-506.

CYR, H. (1997):
Does inter-annual variability in population density increase with time?.- Oikos 79: 549-558.

FOLEY, P. (1997):
Extinction models for local populations.- In: HANSKI, I.; & M. GILPIN: Metapopulation Biology: Ecology, Genetics, and Evolution. Academic Press, San Diego.

GOTTSCHALK, E. (1996):
Population vulnerability of the Grey Bush Cricket *Platycleis albopunctata* (GOETZE, 1778) (Ensifera: Tettigonidae).- In: SETTELE, J.; C. MARGULES; P. POSCHLOD & K. HENLE (eds.): Species survival in fragmented landscapes, Kluwer, Dordrecht: 324-328.

——(1997):
Habitatbindung und Populationsökologie der westlichen Beissschrecke *(Platycleis albopunctata,* GOETZE 1778) (Orthoptera: Tettigonidae). Eine Grundlage für den Schutz der Art.- Dissertation. Julius-Maximilian-Universität Würzburg: 91 S.

GRIEBELER, E. M. (1998):
Aspekte der Modellierung des Extinktionsrisikos von Metapopulationen.- Dissertation. Johannes-Gutenberg-Universität Mainz

HANSKI, I. (1994 a):
Patch-occupancy dynamics in fragmented landscapes-TREE 9(4): 131-135.

——(1994 b):
A practical model of metapopulation dynamics.- J. Anim. Ecol. 63: 151-162.

HANSKI, I.; T. PAKKALA; M. KUUSSAARI & G. LEI (1995):
Metapopulation persistence of an endangered butterfly in a fragmented landscape.- Oikos 72: 21-28.

HARRISON, S. (1991):
Local Extinction in a Metapopulation Context: an Empirical Evaluation.- Biol. J. Linnean Soc. 42: 73-88.

HASSELL, M.P.; J.H. LAWTON & R.M. MAY (1976):
Patterns of dynamical behaviour in single-species populations.- J. Anim. Ecol. 45: 471-486.

HEIDENREICH, A. & K. AMLER (1999):
Ein vereinfachtes Prognoseverfahren für die Naturschutzpraxis - Die Standardisierte Populationsprognose (SPP).- In: Sonderhefte der Berichte der Norddeutschen Naturschutzakademie, i. Druck.

HEIDENREICH, A.; H.-J. POEHTKE & A. SEITZ (1997):
Ableitung der minimalen langfristig überlebensfähigen Populationsgrößen (MVP) von Insekten aus längerfristigen Abundanzbeobachtungen.- Verhandlungen der DZG 90/1: 237.

INGRISCH, S. & G. KÖHLER (1998):
Die Heuschrecken Mitteleuropas.- Die neue Brehm-Bücherei Bd. 629, Westarp Wissenschaften, Magdeburg: 460 S.

JANSEN, S. (1996):
Praxistest zur "Biologischen Schnellprognose der Populationsgefährdung" (BSP) am Beispiel der Arten *Platycleis albopunctata* und *Melitaea didyma*.- Unveröff. Gutachten der GFN - Gesellschaft für Freilandökologie und Naturschutzplanung mbH, im Auftr. der Universität Stuttgart: 22 S.

LEVINS, R.A. (1969):
Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control.- Bulletin of the Entomological Society of America, 15: 237-240.

——(1970):
Extinction.- In: GERSTENHABER, M. (Ed.): Some Mathematical Questions in Biology. Lectures on Mathematics in the Life Sciences, 2, American Mathematical Society, Providence, RI: 75-107.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

LINDENMAYER, D.B.; M.A. BURGMAN; H.R. AKCAKAYA; R.C. LACY & H.P. POSSINGHAM (1995): A Review of the generic computer programs ALEX, RAMAS/Space, and VORTEX for modelling the viability of wildlife metapopulations.- Ecol. modelling 82: 161-174.

MACARTHUR, R.H. & E.O. WILSON (1967): The Theory of Island Biogeography.- Princeton University Press, Princeton,

MAYNARD SMITH J. & M. SLATKIN (1973): The stability of predator-prey systems.- Ecology 54: 384-391.

NUNNEY, L. & K.A. CAMPBELL (1993): Assessing minimum viable population size: demography meets population genetics.- TREE 8: 234-239.

NUNNEY, L. & D.R. ELAM (1992): Estimating the effective Population Size of Conserved Populations.- Cons Biol 8 (1): 175-184.

POETHKE, H.-J. (1999): Simulationsgestützte Populationsgefährdungsanalysen: vom Kunstwerk zum Standardwerkzeug.- Sonderhefte der Publikationen der Norddeutschen Naturschutzakademie (NNA), i. Druck.

POETHKE, H.-J.; E. GOTTSCHALK & A. SEITZ (1996): Gefährdungsgradanalyse einer räumlich strukturierten Population der westlichen Beißschrecke *(Platycleis albopunctata)*: Ein Beispiel für den Einsatz des Metapopulationskonzeptes im Artenschutz.- Zeitschrift f. Ökologie u. Naturschutz 5: 229-242.

POLLARD, E. & T.J. YATES (1993): Monitoring butterflies for ecology and conservation. The british butterfly monitoring scheme.- Chapman & Hall, London.

REICH, M. & V. GRIMM (1996): Das Metapopulationskonzept in Ökologie und Naturschutz: Eine kritische Bestandsaufnahme.- Zeitschrift f. Ökologie u. Naturschutz 5 (3-4): 123-139.

REICHHOLF, J. (1986): Tagfalter: Indikatoren für Umweltveränderungen.- Ber. ANL 10: 159-169.

SAMIETZ, J.; U. BERGER & G. KÖHLER (1996): A population vulnerability analysis of the stripe-winged grasshopper, *Stenobothrus lineatus* (Caelifera: Acrididae).- In: SETTELE, J.; C. MARGULES; P. POSCHLOD & K. HENLE: Species survival in fragmented landscapes. Kluwer, Dordrecht: 299-311.

SCHMELLER, D. (1995): Genetische Untersuchung der Populationsstruktur der Heuschreckenart *Platycleis albopunctata* (GOEZE 1778) unter Berücksichtigung verschiedener Umweltparameter.- Diplomarbeit, Johannes-Gutenberg-Universität Mainz: 119 S.

SHAFFER, M.L. (1981): Minimum population sizes for species conservation.- Bioscience 31: 131-134.

——— (1987): Minimum viable populations: coping with uncertainty.- In: SOULÉ, M.E. (Hrsg): Viable populations for conservation, Cambridge University Press: 69-86.

THOMAS, J.A.; D. MOSS & E. POLLARD (1994): Increased fluctuations of butterfly populations towards the northern edges of species' ranges.- Ecography 17: 215-220.

VOGEL, K. & J. JOHANNESEN (1996): Research on population viability of *Melitaea didyma* (Lepidoptera, Nymphalidae).- In: SETTELE, J.; C. MARGULES; P. POSCHLOD & K. HENLE (eds.): Species survival in fragmented landscapes, Kluwer, Dordrecht: 262-267.

VUCETICH, J.A.; T.A.WAITE & L. NUNNEY (1997): Fluctuating population size and the ratio of effective to census population size.- Evolution 51(6): 2017-2021.

WAGNER, G. & U. BERGER (1996): A population vulnerability analysis of the red-winged grasshopper, *Oedipoda germanica* (Caelifera: Acrididae).- In: SETTELE, J.; C. MARGULES; P. POSCHLOD & K. HENLE (eds.): Species survival in fragmented landscapes, Kluwer, Dordrecht: 312-319:

WALLASCHEK, M. (1995): Untersuchungen zur Zoozönologie und Zönotopbindung von Heuschrecken (Saltatoria) im Naturraum "Östliches Harzvorland".- ARTICULATA - Beiheft 5: 1-153.

——— (1996): Tiergeographische und zoozönologische Untersuchungen an Heuschrecken (Saltatoria) in der Halleschen Kuppenlandschaft.- ARTICULATA - Beiheft 6: 1 - 191.

Anschrift der Verfasser:

Dipl.-Biol. Andreas Heidenreich
Johannes-Gutenberg-Universität Mainz
Institut für Zoologie, Abt. Ökologie
D-55099 Mainz
e-mail: andreas@hydra.biologie.uni-mainz.de

Dipl.-Biol. Karin Amler
Universität Stuttgart
Institut für Landschaftsplanung und Ökologie
Keplerstraße 11
D-70174 Stuttgart
e-mail: ka@ilpoe.uni-stuttgart.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge (LSB)

Jahr/Year: 1998

Band/Volume: 8_1998

Autor(en)/Author(s): Heidenreich Andreas, Amler Karin

Artikel/Article: Gefährdungsprognosen für Zielarten in fragmentierten Landschaften 95-108