Wie lässt sich der Rückgang des Goldenen Scheckenfalters (*Euphydryas aurinia*) in Mitteleuropa stoppen?

Erkenntnisse aus populationsökologischen Studien in voralpinen Niedermoorgebieten und der Arealentwicklung in Deutschland

Von Nils Anthes, Thomas Fartmann und Gabriel Hermann

Zusammenfassung

Die Auswertung aktueller Funddaten von *Euphydryas aurinia* in Deutschland zeigt, dass bereits 80 % der ehemals besiedelten Messtischblätter (Top. Karte 1 : 25.000) seit 1996 nicht mehr bestätigt werden konnten. Da die Ursachen für den anhaltenden Arealschwund nur unzureichend bekannt sind, wurden in voralpinen Kolonien des Falters Imaginal- und Larvalhabitate, Muster der Wirtspflanzennutzung, die Struktur einer Lokalpopulation sowie Daten zum Lebenszyklus der Art analysiert. In Verbindung mit weiteren Studien, wonach *E. aurinia* Metapopulations-Strukturen bildet, werden daraus Grundlagen für eine Schutzkonzeption abgeleitet.

Zukünftige Managementstrategien sollten demnach auf zwei Ebenen ansetzen: Regional ist der Erhalt bzw. die Wiederherstellung eines Netzes potenzieller Habitate anzustreben, um die Etablierung von Metapopulationen zu ermöglichen. Innerhalb der Habitate bedarf es einer Steigerung der Lebensraumqualität durch (a) die gezielte Förderung der spezifischen Wirtspflanzen, insbesondere *Succisa pratensis*, *Gentiana asclepiadea* und *Scabiosa columbaria*, (b) die Schaffung günstiger Mikrostrukturen für die Larvalentwicklung sowie (c) durch räumlich und zeitlich variable, partielle Brachephasen einschließende Bewirtschaftung die Etablierung eines Habitatmosaiks, das den Ansprüchen wowohl der Imaginal- wie der Larvalstadien gerecht wird.

Summary

*How to Stop the Recent Decline of the Marsh Fritillary Butterfly (*Euphydryas aurinia*) in Central Europe? Implications of population ecology and current range reduction in Germany*

Based on a survey of Euphydryas aurinia distribution in Germany, the study shows that the species has lost approximately 80 % of its range from 1996 to 2002. As the underlying causes for the observed range reduction are not yet fully understood the aim was to add basic ecological data to conservation strategies by analysing habitat preferences of adults and larval stages, patterns of host plant use, the structure of a local population and life cycle data of the species within its core range in Bavarian pre-alpine fens. In combination with previous studies indicating a meta-population structure in E. aurinia the study proposes a two-level approach for future conservation activities: At regional scale, a network of potential habitats should be conserved or re-established to support metapopulation processes. Within habitat patches, increase in habitat quality should be achieved by (a) supporting the specific host plants, especially Succisa pratensis, Gentiana asclepiadea and Scabiosa columbaria, (b) creating suitable microhabitats for larval development, and (c) inducing spatially heterogeneous habitat structures to provide suitable conditions for all life stages by variable management regimes, including temporary fallow periods.

Abb. 1: Weibchen von *E. aurinia* sind wählerisch. Hier erfolgt die Eiablage an ein großes und exponiertes Exemplar des Schwalbenwurz-Enzians.

1 Einleitung

Der Goldene Scheckenfalter (*Euphydryas aurinia*; Titelfoto und Abb. 1) hat in großen Teilen seines europäischen Areals starke Bestands- und Arealeinbußen erlitten (aktuelle Übersichten bei ASHER et al. 2001, PRETSCHER 2000, VAN SWAAY & WARREN 1999). Mit der Aufnahme von *E. aurinia* in Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH, 92/43/EEC) hat sich die europäische Staatengemeinschaft verpflichtet, Maßnahmen zur dauerhaften Existenzsicherung der Art zu ergreifen. Voraussetzung für ein derartiges Schutzgebiets- und Managementkonzept sind umfassende Kenntnisse zum Lebenszyklus sowie zu Populationsökologie, -struktur und -dynamik.

Für oligo- bis mesotrophe Feuchtgrünländer und Niedermoore (Abb. 2) besiedelnde Populationen von *E. aurinia* in Deutschland sind grundlegende ökologische Kenntnisse vorhanden (z.B. EBERT & RENNWALD 1991). Zudem hat FISCHER (1997) im Rahmen einer Markierungs-Studie auf Borstgrasrasen im Westerwald die Struktur einer Lokalpopulation analysiert und Hinweise zu Habitatpräferenzen und Nektarpflanzen der Falter gegeben. Die wichtigsten Wirtspflanzen der Raupen, Teufelsabbiss (*Succisa pratensis*) und Tauben-Skabiose (*Scabiosa columbaria*), sind durch zahlreiche Freilandbeobachtungen dokumentiert (z. B. EBERT & RENNWALD 1991), andere wie der Schwalbenwurz-Enzian (*Gentiana asclepiadea*) wurden bislang nur vereinzelt festgestellt (NUNNER, mdl. Mitt). Beschreibungen von Pflanzengesellschaften, in denen Präimaginalstadien gefunden wurden, liefern unter anderem EBERT & RENNWALD (1991), FASEL (1988) und WEIDEMANN (1995). Mangel besteht jedoch an detaillierten Charakterisierungen der Larvalhabitate und der Präferenzen bei der Nutzung von Wirtspflanzen sowie an Vergleichsdaten zur Struktur lokaler Populationen aus anderen Regionen und Lebensraumtypen. Obwohl einzelne dieser Fragen in Studien zur Populationsökologie und Biologie des Falters auf den Britischen Inseln (z. B. FORD & FORD 1930, LAVERY 1993, LEWIS & HURFORD 1997, WARREN 1994) und in Finnland

Abb. 2: Das Mosaik macht's: Die Pfeifengraswiese im Vordergrund dient *Euphydryas aurinia* lediglich als Saughabitat, während Eiablagen ausschließlich in eine dreijährige Brache im Hintergrund erfolgen.

(WAHLBERG 2000, WAHLBERG et al. 2002a, b) bearbeitet wurden, sind deren Erkenntnisse aufgrund stark abweichender Lebensraumstrukturen und Klimarverhältnisse nicht unmittelbar auf Deutschland übertragbar.

Seit 1999 erfolgen im Rahmen des vom Institut für Landschaftsplanung und Ökologie der Universität Stuttgart koordinierten BMBF-Projekts „Allmende" (SCHOLLE et al. 2002) innerhalb einer noch großräumig intakten Feuchtgebiets-Population des Goldenen Scheckenfalters populationsökologische und -biologische Studien. Dabei wurde gezeigt, dass *E. aurinia* im Voralpenraum Metapopulationsstrukturen bildet und innerhalb besiedelter Habitate hohe Ansprüche an die kleinräumige Struktur der Larvallebensräume sowie die Qualität der Wirtspflanzen stellt (ANTHES et al. im Druck). Die Frage des optimalen Habitatmanagements ist Gegenstand weiterer Untersuchungen, doch werden erste Erkenntnisse von HERMANN & ANTHES (in Vorber.) diskutiert. Im Rahmen dieser Arbeit analysieren wir am Beispiel einer Population im bayerischen Alpenvorland

- die Struktur einer Lokalpopulation von *E. aurinia*,
- von *E. aurinia* besiedelte Vegetationseinheiten innerhalb eines besiedelten Habitats,
- die quantitative und räumliche Wirtspflanzennutzung durch *E. aurinia*.

Da die Arealentwicklung von *E. aurinia* in Gesamtdeutschland nach 1980 bislang nicht zusammenfassend dokumentiert wurde (PRETSCHER 2000) und der Arealschwund auch seither angehalten hat (regionale Übersichten bei EBERT & RENNWALD 1991, Entomologen-Vereinigung Sachsen-Anhalt 2000, GELBRECHT 1995, LANGE 1999, LFU 2001), stellen wir zudem anhand aktueller Bestandsangaben die derzeitige Verbreitungssituation in Deutschland dar. Vor dem Hintergrund der gesamtdeutschen Bestandsentwicklung und der Ergebnisse der populationsökologischen Studien ziehen wir Folgerungen für eine Schutzkonzeption.

2 Untersuchungsgebiet

Untersuchungen zur Wirtspflanzennutzung erfolgten in einem 38 km² großen Landschaftsausschnitt des südlichen Pfaffenwinkels nördlich der Stadt Füssen im bayerischen Allgäu (Abb. 3). Eine nähere Beschreibung des Gebietes ist ANTHES (2000) sowie HERMANN & ANTHES (in Vorber.) zu entnehmen.

Die Analyse besiedelter Habitate wurde in drei Lokalpopulationen von *E. aurinia* in oligotrophen Kalkflachmoor-Komplexen durchgeführt (Abb. 3). Am Nordrand der *Mühlberger Viehweide* (MV11 / 12; 5,1 ha) wurde ein süd- bis westexponiertes Hangquellmoor untersucht, das von Pfeifengraswiesen (Molinion), Davallseggenrieden (Caricetum davallianae) und Kopfbinsenrieden (Primulo-Schoenetum) dominiert wird. Ein kleiner Teil der Fläche wird alljährlich gemäht, der südexponierte Hang liegt seit 1999 brach und verschilft zunehmend, während der westexponierte Hang extensiv mit Rindern beweidet wird. Das *Weitmoos* (MV15; 7,5 ha) umfasst ein Mosaik von Streuwiesen und deren Brachen in unterschiedlichen Stadien im Verlandungsbereich des Bannwaldsees. Teile der Fläche sind in ein Verheidungsstadium mit Besenheide (*Calluna vulgaris*) übergegangen, andere verschilfen zunehmend. Die dritte Untersuchungsfläche im *Großen Filz* (GF02; 4,6 ha) befindet sich am Ostrand des Bannwaldsee-Moores. Streuwiesennutzung erfolgt hier nur noch unregelmäßig, doch wurden die Pfeifengraswiesen im Vorjahr der Untersuchung vollständig gemäht.

3 Material und Methoden

3.1 Struktur einer Lokalpopulation

Zur Abschätzung verschiedener populationsbiologischer Kennwerte wurde in der *Mühlberger Viehweide* an 14 Fangterminen zwischen 05. und 25.06.2001 eine Fang-Markierung-Wiederfang-Untersuchung unter Standardbedingungen (POLLARD 1977) durchgeführt. Die Analyse der Fangdaten erfolgte auf Basis des Jolly-Seber-Verfahrens (Methoden bei SETTELE et al. 1999). Grundlage ist die Annahme einer offenen Population mit zwischen den Fangereignissen variierenden Fangwahrscheinlichkeiten und Überlebensraten. Die Methode ermöglicht die Abschätzung von Tagespopulationsgrößen (N_i) und deren Konfidenzintervallen (KI), täglicher Verweilwahrscheinlichkeiten (ϕ_i), der Anzahl der neuen Tiere, die zwischen dem Tag i und i + 1 geboren oder immigriert sind (B_i) sowie der Fangwahrscheinlichkeit aller Tiere, die sich bei der iten Erfassung in der Population befinden (p_i). Daraus lassen sich folgende relevante Größen ableiten (Details s. SETTELE et al. 1999):

- Gesamtpopulationsgröße (N): $N = N_2 + \sum B_i$ (inklusive KI).
- Verweilwahrscheinlichkeit (ϕ_i): ϕ_i ist die durch die Jolly-Seber-Methode abgeschätzte Wahrscheinlichkeit, mit der ein am Tag i anwesender Falter auch am Tag i + 1 in der Population verweilt, also weder emigriert noch gestorben ist. Da die Fangintervalle nicht immer genau einen Tag betrugen, wurden die erhaltenen Werte gemäß COOK et al. (1967) auf 24-h-Intervalle normiert

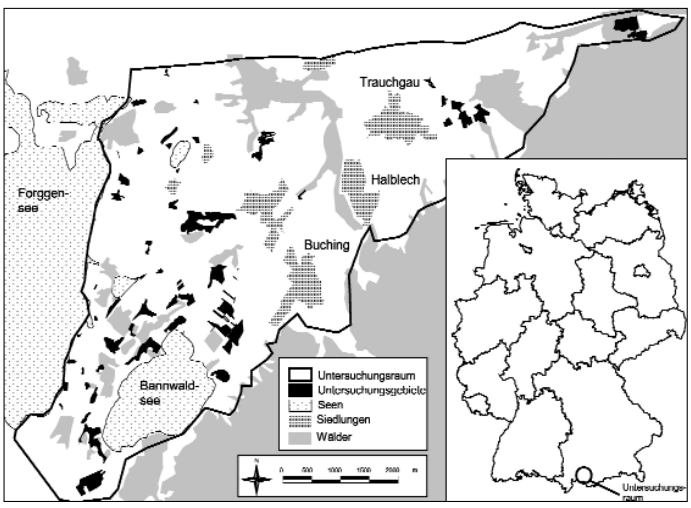

Abb. 3: Lage des Untersuchungsraumes in Deutschland und Übersicht über die einzelnen Untersuchungsflächen nördlich von Füssen (bayerisches Allgäu).

und anschließend die mittlere Verweilwahrscheinlichkeit pro Tag, ϕ, ermittelt. WATT et al. (1977) folgend haben wir die mit dem Jolly-Seber-Verfahren erhaltenen Werte von ϕ unter Anwendung von *residence decay plots* überprüft. Die Steigung der in die plots eingepassten Regressionsgeraden entspricht ln(ϕ) (Details siehe WATT et al. 1977).

► Daraus errechnet sich nach WATT et al. (1977) die mittlere Verweildauer (Vd) als $Vd = -[\ln(\phi)]^{-1}$.

► Wiederfangrate: Anteil der Falterindividuen, die mindestens einmal wiedergefangen wurden.

► mittlere Fangwahrscheinlichkeit (p): Mittelwert von p_i über alle Fangtage.

Die Phänologie der Imagines von *E. aurinia* in *Mühlberg Nord* und im *Großen Filz* wurde auf Basis der Jolly-Seber-Schätzungen der täglichen Populationsgrößen (N_i) dargestellt. Pro Fangtag wurde zusätzlich das Geschlechterverhältnis ermittelt. Grundlage dafür ist die anhand der Markierungsdaten ermittelte Anzahl der an einem Tag mindestens in der Kolonie anwesenden Falter (*minimal number alive*, SETTELE et al. 1999).

3.2 Habitate

Die von *E. aurinia* besiedelten Habitate wurden durch pflanzensoziologische Aufnahmen (nach Braun-Blanquet, DIERSCHKE 1994) belegt. Tagfalter sind zwar nicht unmittelbar an bestimmte syntaxonomische Einheiten gebunden, doch bilden die hierarchisch gegliederten Vegetationseinheiten zum einen die Vorkommen von Wirts- oder Nektarpflanzen, zum anderen verschiedene Standorteigenschaften wesentlich besser ab, als es beispielsweise durch die Nennung von Biotoptypen möglich wäre. Nicht unmittelbar abgedeckt werden dabei mikrostrukturelle Eigenschaften, die insbesondere für Larvalstadien von großer Bedeutung sind und in einer eigenen Untersuchung analysiert wurden (ANTHES et al. im Druck). Die Aufnahmefläche betrug in der Regel 10 m², doch wurden kleinere Aufnahmeflächen in Kauf genommen, um in den sehr stark mikroreliefierten Kalkflachmooren sowie in Säumen (Gespinstfundstellen) die Homogenität der Aufnahmen zu gewährleisten. Die Zuordnung zu den Syntaxa basiert im Wesentlichen auf den bei OBERDORFER (1992) und OBERDORFER & MÜLLER (1993) für das Alpenvorland definierten Charakter- und Differentialarten. Die Nomenklatur der syntaxonomischen Einheiten bis auf Assoziationsebene folgt RENNWALD (2000), die der Subassoziationen und Varianten OBERDORFER (1992). Die zugrundeliegenden Vegetationstabellen sowie nähere Details zur pflanzensoziologischen Einordung sind ANTHES (2002) zu entnehmen.

3.3 Wirtspflanzennutzung

Auf allen Untersuchungsflächen mit Gespinstfunden wurden in den Jahren 2001 und 2002 quantitative Daten zur Belegung der beiden Wirtspflanzen *Gentiana asclepiadea* und *Succisa pratensis* ermittelt. Zudem haben wir auf Probeflächen das Angebot dieser beiden Wirtspflanzen ermittelt, so dass die Belegungsanteile in Bezug zum Angebot gesetzt werden können. Ergänzend wurden Literaturangaben zu den Wirtspflanzen von *E. aurinia* zusammengestellt, um einen aktuellen Überblick über die Wirtspflanzen-Nutzung der Art in ihrem Gesamtareal zu geben.

3.4 Arealentwicklung

Als Bearbeitungsgrundlage diente das Raster der Topographischen Karten 1 : 25 000. Durch die große Grundfläche eines Rasters wird die tatsächliche Bestandsentwicklung (Anzahl besetzer Kolonien) vermutlich deutlich unterschätzt (THOMAS & ABERY 1995), doch erlauben die derzeit für Deutschland vorliegenden Kartierdaten kein feineres Raster. Die Angaben zur historischen Verbreitung entstammen weitgehend PRETSCHER (2000), wurden jedoch in Einzelfällen korrigiert (Quellen s. unten). Als *aktuell* bezeichnen wir Vorkommen, die mindestens einmal im Zeitraum zwischen 1996 und 2002 bestätigt werden konnten. Die Angaben hierzu wurden folgenden Quellen entnommen: Entomologen-Vereinigung Sachsen-Anhalt (2000), LANGE (1999) und LfU (2001). Bislang unveröffentlichte Daten regionaler Sammelstellen zur aktuellen Verbreitung haben folgende Personen bereitgestellt: R. Bolz (Bayern), K. Fischer (Rheinland-Pfalz), S. Hafner (Baden-Württemberg), H.G. Joger (Niedersachsen), A. Krismann (Baden-Württemberg), A. C. Lange (Hessen), J.-U. Meineke (Nordrhein-Westfalen), A. Nunner (Bayern, Baden-Württemberg), P. Pretscher (BfN, Deutschland), R.-P. Rommel (Thüringen), H. Reinhardt (Sachsen), P. Schmidt (Sachsen-Anhalt), H. Schumacher (Nordrhein-Westfalen), R. Thust (Thüringen), R. Ulrich (Saarland), J. Voigt (LfU; Bayern), V. Wachlin (Mecklenburg-Vorpommern) und A. Weidner (Rheinland-Pfalz).

4 Ergebnisse

4.1 Struktur einer Lokalpopulation

Die Flugzeit im Untersuchungsraum erstreckte sich vom 28.05. bis 27.06.2001. In der Mühlberger Viehweide wurden 94 Tiere individuell markiert. Die Gesamtpopulationsgröße wurde auf etwa 160 Falter mit einem geringen Männchenüberschuss geschätzt (Tab. 1). Zwischen den Wiederfangraten, den Fangwahrscheinlichkeiten und den Verweilwahrscheinlichkeiten bestanden keine signifikanten Unterschiede zwischen den Geschlechtern (Tab. 1). Die maximal festgestellte Mindestlebensdauer betrug bei Männchen 19, bei Weibchen 14 Tage. Der Schwerpunkt der Flugzeit lag Mitte Juni, bei den Weibchen etwas später als bei den Männchen. Entsprechend verschob sich über die Flugzeit das Geschlechterverhältnis zugunsten der Weibchen (Abb. 4).

Die im Laufe der Untersuchung ermittelten Daten zum Lebenszyklus von *E. aurinia* sind in Tab. 2 zusammengefasst. Dabei zeigt sich, dass *E. aurinia* die beiden Hauptwirtspflanzen unterschiedlich nutzt: An *S. pratensis* wurden die Eier in deutlich geringerer Höhe abgelegt als an *G. asclepiadea* (t-Test $t_{86,18} = 11{,}28$, $P < 0{,}001$), weiterhin schlüpften die Gelege an *S. pratensis* später als an *G. asclepiadea* (t-Test $t_{83,16} = 2{,}51$, $P < 0{,}05$).

4.2 Imaginal- und Larvalhabitat

Die Imagines von *E. aurinia* besiedelten oligotrophe Moore und das wechselfeuchte bis feuchte Grünland. Vegetationskundlich sind die Flugstellen im Wesentlichen den Kalkflachmooren (Caricion davallianae) und deren Übergängen zu sauren Flachmooren (Caricetalia nigrae) sowie den Pfeifengraswiesen (Molinion) zuzuordnen (Tab. 3). Zur Nektaraufnahme wurden auch angrenzende Feuchtwiesen (Calthion), Hochstaudenfluren (Filipendulion) und Großseggenriede (Magnocaricion) genutzt. Kopulationen beobachteten wir im Mehlprimel-Kopfbinsen-

Tab. 1: Populationsbiologische Parameter einer Kolonie von *Euphydryas aurinia* im Allgäu (*Mühlberg Nord*, MV11/12).

Die Berechnungen basieren auf einer Fang-Markierung-Wiederfang-Studie und erfolgten unter Verwendung der Jolly-Seber-Methode für offene Populationen. Die mittlere Verweildauer wurde ergänzend auf Basis von *residence decay plots* nach WATT et al. (1977) berechnet.
N: geschätzte Populationsgröße, p: mittlere Wiederfangwahrscheinlichkeit, ∅ : mittlere Überlebenswahrscheinlichkeit, Vd: mittlere Verweildauer in Tagen. Tests geschlechtsspezifischer Unterschiede erfolgten mit Mann-Whitney U-Test (*U*) bzw. Chi²-Test (χ^2). KI = 90-%-Konfidenzintervall. P = Signifikanz (a = 0,05).

Parameter	Gesamt	♂	♀	Test	Testwert	*P*
n markiert	94	52	42	χ^2	1,064	0,302
N ± KI	163 ± 85	83 ± 75	61 ± 41	–	–	–
♂♂ : ♀♀ (Fänge)	1.24 : 1	–	–	–	–	–
♂♂ : ♀♀ (Wiederfänge)	1.16 : 1	–	–	–	–	–
Wiederfangrate (%)	51,1	48,1	54,8	χ^2	0,938	0,333
p	0,32	0,29	0,47	*U*	18,5	0,161
ϕ	0,72	0,823	0,792	*U*	24	0,442
Vd	3,0	5,1	4,3	–	–	–
Vd nach WATT et al. 1977	4,7	5,7	4,1	–	–	–
Vd_{max} (Tage)	–	19	14	–	–	–

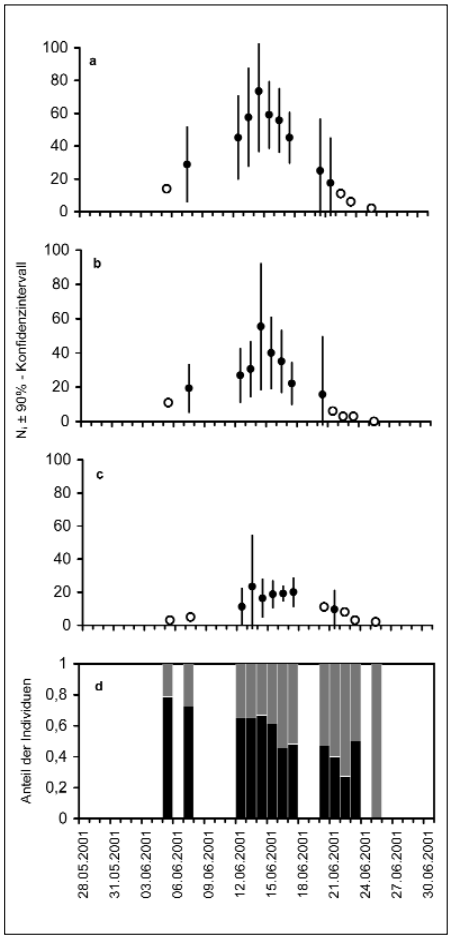

Abb. 4: Phänologie von *Euphydryas aurinia* im Untersuchungsgebiet. Grundlage sind die Schätzungen der Tagespopulationsgrößen N_i mit dem Jolly-Seber-Verfahren.
Die Fahnen geben die geschätzten 90-%-Konfidenzintervalle an. Für einige Fangtage konnten aufgrund der zu geringen Zahl an Wiederfängen keine Schätzungen erfolgen. Stattdessen wurde die *minimal number alive* (SETTELE et al. 1999) als Untergrenze der Populationsgröße eingesetzt (offene Kreise).
a: Gesamtpopulation *Mühlberg Nord* (MV11/12), b: Männchen MV11/12, c: Weibchen MV11/12, d: Anteile der Männchen (schwarze Balken) und Weibchen (graue Balken) an der *minimal number alive* pro Tag.

Tab. 2: Lebenszyklus von *Euphydryas aurinia* im bayerischen Alpenvorland.
E1 bis E3 bezeichnen drei farblich distinkte Eistadien. E1: hellgelb; E2: rotbraun; E3: grau.

	Spanne	Mittelwert	Standardabweichung	n
Falter-Flugzeit	Ende 5 – Anfang 7	–	–	–
Eiablagedatum	6 – Anfang 7	–	–	–
Gelegegröße	70 – 390	214	± 69,5	104
Eiablagehöhe [cm]				
an *Succisa pratensis*	3 – 24	9,0	± 4,2	86
an *Gentiana asclepiadea*	15 – 70	28,6	±13,5	18
Dauer des Eistadiums [Tage]	18 – 36	30,7	± 3,7	20
E1	–	6,8	± 5,8	20
E2	–	20,5	± 5,9	25
E3	–	3,7	± 1,9	87
Schlupftermine	9. Juli – 2. August	–	–	–
an *Succisa pratensis*	–	21. Juli	± 5,8	16
an *Gentiana asclepiadea*	–	17. Juli	± 5,9	83
Beginn der Diapause	Ende 8 – Mitte 9			

Tab. 3: Habitatnutzung von *Euphydryas aurinia* im Alpenvorland.
Angegeben sind alle Vegetationseinheiten, in denen Larval- oder Imaginalstadien gefunden wurden. Schwerpunktvorkommen sind fett hervorgehoben, Einzelvorkommen eingeklammert.

Vegetationseinheit	Funde von *E. aurinia*	
	Falter	Eigelege und Raupen
Großseggenriede		
Caricetum elatae	(x)	(x)
Caricetum rostratae	(x)	(x)
Pfeifengraswiesen		
Molinietum caeruleae caricetosum hostianae	**x**	(x)
Molinietum typicum	**x**	-
Molinietum typicum, Brache	**x**	**x**
Molinietum typicum, Brache mit Frischezeigern	(x)	x
Molinietum brometosum erecti	x	x
Molinietum typicum, Übergang zum Magnocaricion	(x)	(x)
Zwischenmoore		
Caricion lasiocarpae-Gesellschaft	x	**x**
Parnassio-Caricetum nigrae	(x)	(x)
Kalkflachmoore		
Primulo-Schoenetum ferruginei	x	x
Caricetum davallianae typicum, Variante mit *Valeriana dioica*	x	(x)
Caricetum davallianae typicum	x	(x)
Kalkmagerrasen		
Carlino-Caricetum sempervirentis	x	-

Ried (Primulo-Schoenetum), in Davallseggenrieden (Caricetum davallianae) sowie in Pfeifengraswiesen (Molinietum caeruleae).

Die Männchen besetzten vielfach Ansitzwarten, um einen vorbeifliegenden Partner zu finden. Dazu wurde insbesondere Jungwuchs von Fichten (*Picea abies*), aber auch Faulbaum (*Frangula alnus*), Moorbirke (*Betula pubescens*) sowie verschiedene Gräser und Hochstauden wie Schilf (*Phragmites australis*) und Mädesüß (*Filipendula ulmaria*) genutzt. Zur Nektaraufnahme, insbesondere an Korbblütlern, wurden die äußerst blumenreichen, alljährlich gemähten Streuwiesen ebenso gerne aufgesucht wie Hangquellmoore in den Allmendeweiden mit einem ausgeprägten Blühaspekt des Rauen Löwenzahns (*Leontodon hispidus*).

Der überwiegende Teil der Fundorte befand sich in reich strukturierten Streuwiesen- und Kalkflachmoor-Komplexen, die einen geringen Anteil an Bäumen und kleinen Waldstücken sowie Brachestreifen aufwiesen. Windschutz scheint im Voralpenraum für *E. aurinia* keine Rolle zu spielen: Zwar flog *E. aurinia* im Streuwiesen-Komplex bei Pfefferbichl ausschließlich in Bereichen, die durch Gehölz- bzw. Schilfaufwuchs gegen die vorherrschenden westlichen Winde abgeschirmt waren, doch gab es andernorts auch Lokalpopulationen auf stark windexponierten, baum- und strauchfreien Flächen.

Eigelege und Raupengespinste von *E. aurinia* wurden in einem weiten Spektrum oligotropher Vegetationseinheiten der Moore und des wechselfeuchten Grünlandes gefunden (Tab. 3). Ein Großteil der Funde erfolgte in größeren Streuwiesenbrachen, unbewirtschafteten Hangquellmooren und entlang ungenutzter Gewanngrenzen und Gräben am Rande alljährlich gemähter Streuwiesen. Nur in geringer Zahl fanden wir Gespinste in extensiv beweideten Allmenden sowie in jährlich gemähten Streuwiesen (vgl. dazu ANTHES et al. im Druck und HERMANN & ANTHES in Vorber.).

4.3 Wirtspflanzen-Nutzung

Succisa pratensis ist die wichtigste Wirtspflanze von *E. aurinia* im Untersuchungsraum. Daneben fanden wir etwa 20 % der Gelege an *Gentiana asclepiadea*. Ein Vergleich der anteiligen Nutzung beider Pflanzen in den einzelnen Kolonien zeigt einen graduellen Übergang von Populationen, die ausschließlich an *S. pratensis* ablegen, zu solchen, in denen ausschließlich *G. asclepiadea* genutzt wird (Abb. 5). Die räumliche Verteilung von Populationen unterschiedlicher Wirtspflanzennutzung lässt keine Schwerpunkte einer Wirtspflanzenpräferenz erkennen (Abb. 6). Welche Wirtspflanze in einer Kolonie bevorzugt genutzt wurde, schien unmittelbar mit der Verfügbarkeit geeigneter Wirtspflanzen der einen oder anderen Art zusammenzuhängen. So war der Anteil der Gespinste an *G. asclepiadea* umso niedriger, je höher der Anteil von *S. pratensis* am Gesamtangebot der Wirtspflanzen war (Spe-

arman Rangkorrelation $r_S = -0{,}74$, $P < 0{,}001$, $n = 24$). Allerdings deuten vorläufige Untersuchungen an, dass es Unterschiede in der Futterqualität beider Pflanzenarten gibt: Da Raupen an *G. asclepiadea* im Gelände Ende August/Anfang September deutlich größer schienen als solche an *S. pratensis*, haben wir aus acht Überwinterungsgespinsten jeweils von fünf Raupen die Gewichte ermittelt. Raupen aus zwei Überwinterungsgespinsten an *G. asclepiadea* hatten im Mittel ein um 75 % höheres Gewicht als Raupen aus sechs *S. pratensis*-Gespinsten (7,6 ± 0,2 mg gegenüber 4,3 ± 0,5 mg). Zur Bestätigung dieser Befunde sind jedoch gezielte Experimente zu den Wachstumsraten erforderlich.

Bereits vor der Überwinterung wurde die Wirtspflanze in einigen Fällen komplett kahl gefressen. Die Raupen suchten dann in der näheren Umgebung nach einer neuen Wirtspflanze und wechselten auf maximal 1,5 m entfernte Nachbarpflanzen. Gelegentlich fand dabei ein Wirtswechsel statt: Fünf Raupengruppen wechselten vollständig auf benachbarten Fieberklee (*Menyanthes trifoliata*), eine Gruppe auf einen Lungenenzian (*Gentiana pneumonanthe*). In zwei Fällen fraßen Raupen – allerdings in sehr geringem Umfang – zudem am Kleinen Baldrian (*Valeriana dioica*), ohne dabei den eigentlichen Wirt *S. pratensis* zu verlassen. Bei allen drei Arten handelt es sich um bislang unbekannte Fraßpflanzen.

Über das europäische Areal hinweg ist die Wirtspflanzenwahl von *E. aurinia* sehr variabel (Tab. 4). Die lokal oftmals monophage Art ist demnach insgesamt als polyphag einzustufen.

4.4 Bestands- und Arealentwicklung in Deutschland

In der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts war Deutschland noch annähernd flächendeckend von *E. aurinia* besiedelt. Inzwischen wurden insbesondere in Nord- und Ostdeutschland, Hessen, Baden-Württemberg sowie im Sauer- und Siegerland große Teile des Areals geräumt (Abb. 7). Nach 1980 – dem ‚aktuellen' Stand der Karte bei PRETSCHER 2000 – waren bereits 59 % der ehemals besetzten Raster der Topographischen Karte 1 : 25 000 (TK 25) verwaist (Tab. 5). In den 1980er- und 1990er-Jahren hielt der negative Bestandstrend unvermindert an, seit 1996 liegen nur noch aus 18 bis 27 % der ehemals besetzten TK-25-Raster Meldungen vor (Tab. 5). Der bereits von PRETSCHER (2000) dargestellte Arealverlust setzte sich also auch nach 1980 fort.

Die aktuell verbliebenen Schwerpunktvorkommen befinden sich im Bliesgau, im Naturraum „Thüringer Becken und Randplatten", Südwest-Sachsen und auf der Frankenalb („Trockenstamm") sowie in den linksrheinischen Mittelgebirgen, in Oberschwaben und dem bayerischen Alpenvorland („Feuchtstamm"). Auch nach 1996 ist das Erlöschen weiterer isolierter Vorkommen dokumentiert. So sind die beiden letzten Vorkommen auf Kalkmagerrasen auf der Baar-Alb in Baden-Württemberg seit 2001 verwaist (HAFNER, schriftl.).

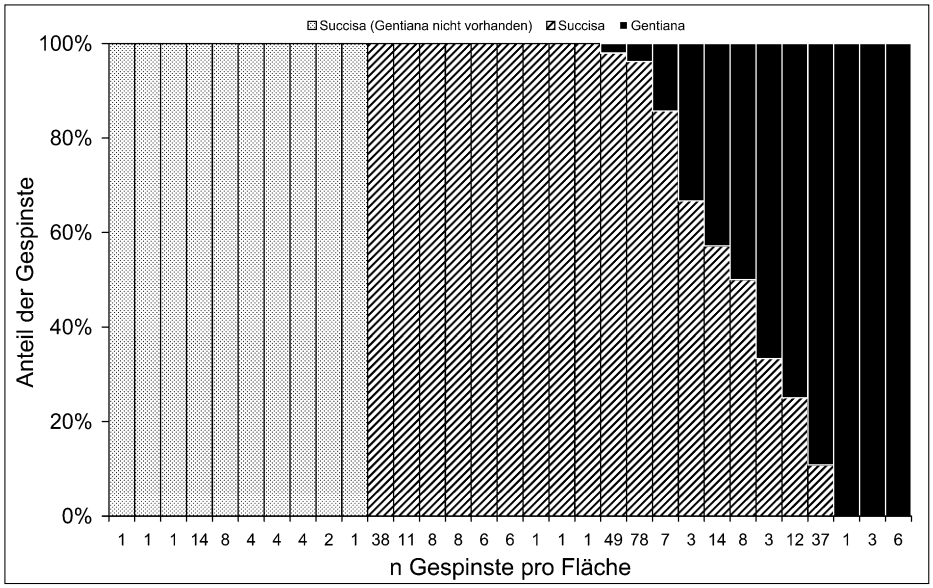

Abb. 5: Anteilige Nutzung der beiden Hauptwirtspflanzen *(Gentiana asclepiadea* und *Succisa pratensis)* durch Raupen von *Euphydryas aurinia* in allen Untersuchungsgebieten mit Gespinstfunden im Jahr 2001. In zehn Gebieten (links) war *Succisa* die einzig vorkommende Wirtspflanze. n: Anzahl der Gespinste pro Gebiet.

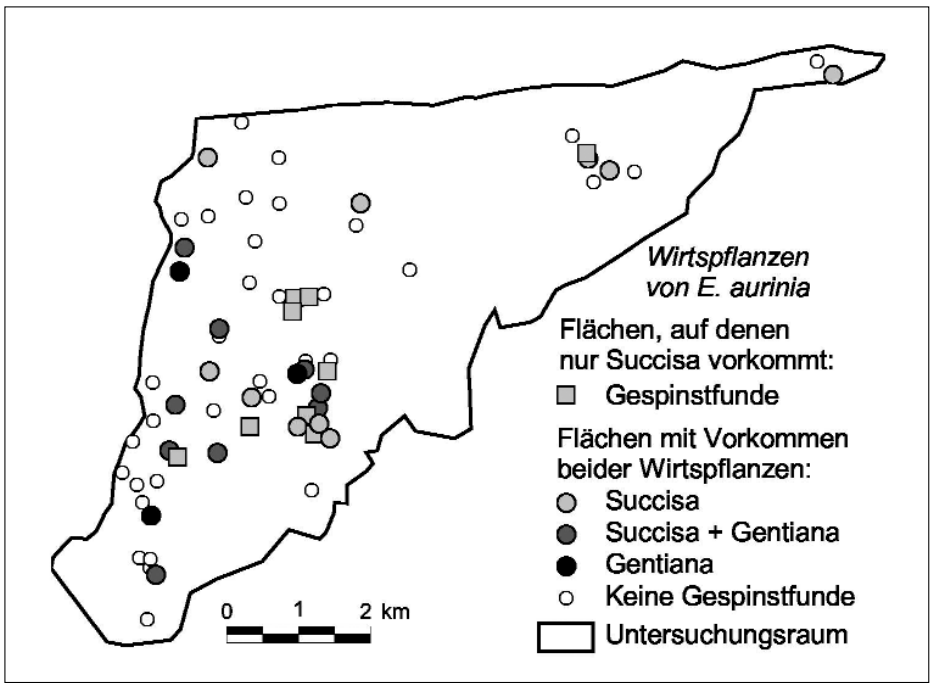

Abb. 6: Räumliche Nutzung der beiden Wirtspflanzen durch *Euphydryas aurinia*-Raupen. In den mit Kreisen markierten Untersuchungsgebieten waren beide Wirtspflanzen vorhanden, in den mit Rechtecken markierten nur *Succisa pratensis*.

5 Diskussion

5.1 Interpretation der populationsbiologischen Daten

Unsere Populationsgrößenschätzung (ca. 160 Falter) unterstreicht, dass *E. aurinia* meist relativ individuenarme Kolonien bildet (vgl. FISCHER 1997, WAHLBERG et al. 2002b). Höhere Individuenzahlen sind aus England und Spanien veröffentlicht (MUNGUIRA et al. 1997, WARREN 1994). Da die Populationsgrößen von *E. aurinia* – vermutlich in Abhängigkeit vom Massenwechsel parasitoider Wespen – jährlich stark schwanken können (FORD & FORD 1930), kann die Schätzung jedoch nicht automatisch als repräsentativ für die zeitliche Dynamik von *E. aurinia* im Untersuchungsraum gelten. Zudem bestehen auch innerhalb einer Saison regional starke Unterschiede in den Populationsgrößen (A. NUNNER, R. STEINER, R. BOLZ, R. ULRICH, mdl.).

Gleiche Wiederfangraten beider Geschlechter sind ungewöhnlich (FISCHER 1997, MUNGUIRA et al. 1997, WARREN 1994), deuten aber an, dass ein hoher Anteil der Po-

Tab. 4: Wirtspflanzen von *E. aurinia* in Europa. Alle Familien besitzen Bitterstoffe (Seco-Iridoide) als sekundäre Bestandteile (WAHLBERG 2001).
Wirtstyp: primäre (*p*) Wirte werden zur Eiablage genutzt, sekundäre (*s*) Wirte dagegen erst von älteren Raupenstadien gefressen. Zudem erfolgt eine Einteilung, ob die Art vor oder nach der Diapause genutzt wird (*Diapause*).

Familie/Art	Region	Wirtstyp		Diapause		Habitat*	Quellen
		p	s	vor	nach		
Dipsacaceae							
Succisa pratensis	atlantisches und kontinentales Europa	x	–	x	x	F, B, (T)	EBERT & RENNWALD 1991, LAVERY 1993, LEWIS & HURFORD 1997, MAZEL 1984 u.a.
Scabiosa columbaria	Zentraleuropa	x	–	x	x	T, (F)	MAZEL 1984, WARREN 1994, WEIDEMANN 1995 u.a.
Knautia arvensis	Zentraleuropa	x	–	x	x	T	HAFNER schriftl., MAZEL 1984, ULRICH mdl., WARREN 1994
Cephalaria leucantha	Südfrankreich	x	–	x	x	T	MAZEL 1986, WARREN et al. 1994
Gentianaceae							
Gentiana asclepiadea	nördliches Alpenvorland	x	–	x	x	F	NUNNER mdl.
G. pneumonanthe	nördliches Alpenvorland	–	x	x	?	F	eigene Daten, Einzelfund
G. cruciata	Baden-Württemberg	?	–	–	–	T	HAFNER mdl.
G. verna und *G. acaulis*	Südbayern	–	x	–	x	F	OSTHELDER 1925
G. acaulis	Alpenhochlagen	x	–	x	x	T	GERBER 1972, SBN 1991
G. clusii	Salzburger Ebene, Alpen	–	x	–	x	F	GROS schriftl., SBN 1991
G. lutea	Schweiz	–	x	–	x	F	SBN 1991
Menyanthaceae							
Menyanthes trifoliata	nördliches Alpenvorland	–	x	x	–	F	eigene Daten, Einzelfund
Valerianaceae							
Valeriana dioica	nördliches Alpenvorland	–	x	x	–	F	eigene Daten, Einzelfund
Caprifoliaceae							
Lonicera implexa	Südspanien	x	–	x	x	E	WARREN et al. 1994
L. etrusca	Pyrenäen	x	–	x	x	E	WARREN et al. 1994
L. xylosteum	nördliches Alpenvorland	–	x	–	x	F	HUNDHAMMER fide NUNNER mdl., Einzelfund
L. periclymenum hispanicum	Zentralspanien	x	–	x	x	E	WARREN et al. 1994
L. periclymenum	England	–	x	–	x	E	FORD & FORD 1930

* F: Feuchtgebiete (Molinion-, Caricion davallianae-Typ), B: Borstgrasrasen (Violion-Typ), T: Trockenrasen (Bromion-, Xerobromion-Typ), E: trockene, lichte Eichenwälder

Tab. 5: Arealentwicklung von *Euphydryas aurinia* in Deutschland auf Basis besetzter Raster der TK 1 : 25 000.
Für Bayern, Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen lagen keine flächendeckenden Angaben ab 1996 vor, so dass die Spanne zwischen minimaler und maximaler Zahl besetzter Raster angegeben ist. Ähnliches gilt für einige Bundesländer für den Zeitraum 1950 bis 1980, der nicht gezielt recherchiert wurde. Einzelne TK-Raster an Bundeslandgrenzen können mehrfach berechnet sein. Für die gesamtdeutschen Zahlen wurde jedes Raster jedoch nur ein Mal mit dem aktuellsten Nachweis verwendet. Quellen vgl. Methoden.

Bundesland	Anzahl besetzter Raster der TK 1 : 25 000				Anteil der nach 1995 besetzten Raster [%]
	gesamt	1950–1980	ab 1981	ab 1996	
Baden-Württemberg	93	68	38	15 – 19	16 – 20
Bayern	202	171	117	59 – 113	29 – 56
Brandenburg	34	5 – 34	5	0	0
Hessen	61	38	8	4	7
Mecklenburg-Vorpommern	35	35	10	2	6
Niedersachsen	48	14 – 48	14	4	8
Nordrhein-Westfalen	38	9 – 38	9	2 – 6	5 – 16
Rheinland-Pfalz	46	33 – 46	33	10	22
Saarland	24	24	16	10	42
Sachsen	43	9 – 43	9	5	12
Sachsen-Anhalt	16	1 – 16	1	1	6
Schleswig-Holstein	24	2 – 24	2	0	0
Thüringen	66	39 – 66	38	17	26
BR Deutschland	**684**	**418 – 604**	**280**	**126 – 186**	
Anteil ehemals besetzter Raster [%]	**100**	**61 – 88**	**41**	**18 – 27**	

pulation tatsächlich erfasst wurde. In der Regel werden höhere Wiederfangraten der Männchen festgestellt, die zum einen auf eine höhere Aktivität der Männchen, aber auch eine höhere Abwanderungsrate der Weibchen zurückgeführt werden. Beide Faktoren können jedoch mit vorliegenden Daten nicht bewertet werden. Die ermittelten Verweildauern entsprechen den Ergebnissen der genannten Autoren, ebenso ist ein früherer Schlupf der Männchen (Protandrie) bei vielen Faltern üblich und auch von *E. aurinia* bekannt (z. B. LAVERY 1993). Freilanddaten zu Gelegegrößen, Dauer des Eistadiums und Schlupfterminen sind aus Deutschland bislang nicht publiziert worden, sie korrespondieren jedoch weitgehend mit Erkenntnissen aus Finnland, England und Irland (LAVERY 1993, WAHLBERG 2000, WARREN 1994).

Besonders interessant sind die früheren Schlupftermine von Gelegen auf *G. asclepiadea* im Vergleich zu Gelegen auf *S. pratensis* sowie die höheren Gewichte von Raupen in Überwinterungsgespinsten an *G. asclepiadea*. Mehrere Ursachen sind denkbar:

1. ein früherer Beginn der Flugzeit und damit frühere Eiablage in Kolonien, die *G. asclepiadea* nutzen;

2. eine schnellere Entwicklung von Gelegen an *G. asclepiadea*, die durch die freiere Exposition dieser Gelege (thermisch) oder

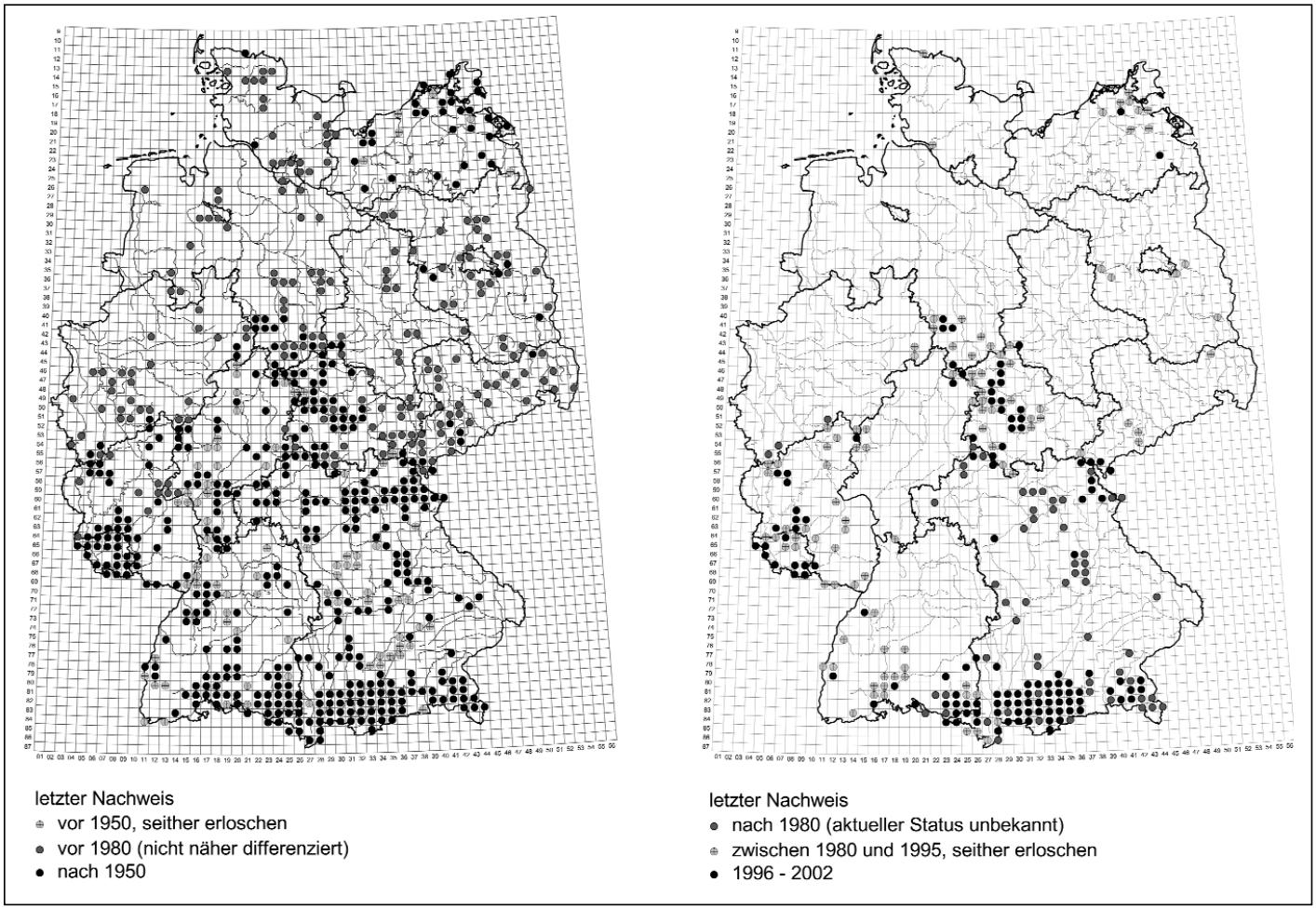

Abb. 7: Verbreitung des Goldenen Scheckenfalters (*Euphydryas aurinia*) in Deutschland.
a: vor 1950 erloschene Vorkommen (Kreis mit Kreuz), ohne nähere Angabe vor 1980 letzmalig bestätigte Vorkommen (graue Kreise) und nach 1950 besetzte Raster (Punkte),
b: zwischen 1980 und 1995 erloschene Vorkommen (Kreis mit Kreuz) und ‚aktuelle' Vorkommen 1996 bis 2002 (Punkte).
Für einige TK-25-Blätter in Bayern, Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen lagen keine Negativnachweise für den Zeitraum 1996 bis 2002 vor, so dass diese in b als potenzielle aktuelle Vorkomenn mit grau gefüllten Kreisen markiert sind. Die aktuellen Vorkommen werden dadurch eher überschätzt. Die Zahlen am Kartenrand geben die Nummern der TK-25-Blätter an. Quellen s. Methoden.

durch eine bessere Verwertbarkeit der Nahrung hervorgerufen werden könnte, sowie

3. eine Präferenz für *G. asclepiadea* zu Beginn der Flugperiode.

Unsere Daten ermöglichen es noch nicht, zwischen diesen Möglichkeiten zu unterscheiden. Für die zweite Hypothese spricht jedoch, dass der Gewichtsunterschied zwischen Raupen, die an *G. asclepiadea* fressen und solchen an *S. pratensis* auch in Kolonien festgestellt wird, in denen beide Pflanzen genutzt werden, also keine phänologischen Unterschiede ausschlaggebend sein sollten.

5.2 Bedeutung der Wirtspflanzen für den Artenschutz

Obwohl das Larvalstadium als der kritischste Abschnitt im Lebenszyklus eines Tagfalters anzusehen und die Habitatbindung vielfach gerade in der Larvalbiologie und den präferierten Larvalhabitaten begründet ist (FARTMANN 2002, THOMAS et al. 2001), stehen bei lepidopterologischen Untersuchungen oftmals die Imaginalstadien im Mittelpunkt. Wir erachten es als essenziell, die Ansprüche gerade der Larvalstadien wesentlich stärker als bislang in Schutzbemühungen zu integrieren. Während für *E. aurinia* über das gesamte Areal ein weites Spektrum an primären Wirtspflanzen aus drei Pflanzenfamilien bekannt ist (vgl. WAHLBERG 2001, Tab. 4), werden regional meist nur ein bis drei Wirte genutzt. Dieses schränkt die Möglichkeiten, flexibel auf variierende Umweltbedingungen zu reagieren, erheblich ein (HELLMANN 2002). Für den Erhalt von *E. aurinia* ist also gleichzeitig der gezielte Erhalt der spezifischen Wirtspflanzenarten erforderlich. Beobachtungen an nah verwandten *Euphydryas*-Arten in Nordamerika zeigen, dass Oligophagie die Aussterbewahrscheinlichkeit einer Kolonie erhöht, gleichzeitig die Wiederbesiedelungswahrscheinlichkeit verwaister Habitate reduziert (EHRLICH & MURPHY 1987, HANSKI & SINGER 2001). So ist auch das Verhungern ganzer Raupengruppen aufgrund mangelnder Verfügbarkeit von Wirtspflanzen dokumentiert (HAFNER mdl., eig. Beob.). Dadurch ist eine Art wie *E. aurinia* besonders anfällig gegen den Verlust von Habitaten in einem räumlich engen Verbund (vgl. ANTHES et al. im Druck).

Im Falle von *E. aurinia* wird ein erfolgreiches Management zusätzlich dadurch erschwert, dass die Falter sehr hohe Ansprüche sowohl an die Struktur der Wirtspflanze selbst als auch der sie umgebenden Vegetation stellen (ANTHES et al. im Druck). Zusätzlich variiert die Qualität der Wirte bezüglich Wachstum, Überlebensrate und von den Raupen zur Feindabwehr genutzten sekundären Inhaltsstoffen stark (z.B. HELLMANN 2002, WAHLBERG 2001, eig. Daten zum Raupenwachstum).

Für das Managment von *E. aurinia* ergeben sich daraus folgende Konsequenzen:

► Durch die Eingliederung mehrerer aktuell besetzter, aber auch potenziell geeigneter Einzelhabitate in geringer räumlicher Distanz (möglichst < 1 km) ist die Sicherung von Metapopulationsstrukturen anzustreben (derartige Konzepte werden bereits in England umgesetzt, Butterfly Conservation 2002).

► Zweitens können geeigenete Mikrohabitate für die Eiablage durch ein Mahdsystem erhalten werden, das kurzzeitige Bracheabschnitte (bis etwa fünf Jahre) einbezieht, gleichzeitig aber eine starke Streufilzbildung und Verbuschung unterbindet.

► Drittens sollte im Abstand weniger Jahre kontrolliert werden, ob großwüchsige und leicht zugängliche Wirtspflanzen (Teufelsabbiss und Schwalbenwurz-Enzian) vorhanden sind. Gegebenenfalls ist das Management entsprechend anzupassen.

5.3 Arealschwund in Deutschland – ein Fass ohne Boden?

Der Arealschwund von *E. aurinia* in Deutschland hat inzwischen ein enormes Ausmaß erreicht. In Hamburg, Schleswig-Holstein, Berlin und Brandenburg gilt die Art als verschollen, in Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Nordrhein-Westfalen und Hessen sind nur noch wenige Vorkommen bekannt, und ehemals gut besetzte Großlandschaften wie die Schwäbische Alb/Baar-Alb sind inzwischen verwaist (S. HAFNER, mdl.). Vor diesem Hintergrund erscheint uns zukünftig ein konsequentes Monitoring der Vorkommen im Rahmen der FFH-Berichtspflichten dringend geboten (FARTMANN et al. 2001).

E. aurinia kann sich anscheinend insbesondere in Regionen halten, in denen auf engem Raum eine Reihe geeigneter Habitate – meist in kleinbäuerlich strukturierten Landschaften – erhalten geblieben ist. Die für eine langfristige Persistenz notwendigen Metapopulationsstrukturen (ANTHES et al. im Druck, WAHLBERG et al. 2002b, WARREN 1994) sind nur noch in solchen Gebieten ausgebildet. Gleichzeitig garantiert derzeit die dortige oft extensive Landnutzung eine für *E. aurinia* geeignete Qualität der Imaginal- und Larvalhabitate (ANTHES et al. im Druck). Auffallend ist, dass aus diesen Regionen (z. B. Oberschwaben, Allgäu, Bliesgau) keine Hinweise darauf vorliegen, dass die Dichte von Einzelpopulationen bzw. die Größe einzelner Lokalpopulationen abnehmen würde (A. NUNNER, R. ULRICH mdl., eig. Beobachtungen). Die großen Arealverluste betreffen hingegen vielfach Regionen, in denen geeignete Habitate eher kleinflächig und ohne engen räumlichen Verbund existier(t)en oder die einen derartigen Habitatverbund in den vergangenen Jahrzehnten durch Melioration und Intensivierung in der Landwirtschaft verloren haben. Derartige Nutzungsänderungen betreffen zwar auch die heutigen Kernverbreitungsgebiete wie das Allgäu oder den Bliesgau, doch sind dort nach wie vor zahlreiche Flächen in traditioneller und kleinräumig wechselnder Nutzung vorhanden. In solchen diversen Habitaten kann die durch Klima, Parasiten und Bewirtschaftung verursachte Fluktuation der Populationsgröße und damit das Aussterberisiko gegenüber homogen Habitaten deutlich reduziert sein (MCLAUGHLIN et al. 2002).

Das Beispiel *E. aurinia* ist somit auch ein Indiz für die Berechtigung des im Artenschutz heute stark propagierten Metapopulationskonzeptes, dessen Plausibilität neuerdings von einzelnen Autoren in Frage gestellt wird. So vertreten REINHARDT & KÖHLER (2002) auf Basis zahlreicher, vor allem an Heuschrecken durchgeführter Markierungsexperimente eine „Isolationshypothese“, die von weitgehend philopatrischen Populationen ausgeht, welche „wohl meist faktisch als isoliert zu betrachten sind“ (REINHARDT & KÖHLER 2002: 177). Dieser für das Gros der gefährdeten Heuschreckenarten zweifellos zutreffende Ansatz darf unseres Erachtens aber keinesfalls pauschal auf andere taxonomische Gruppen der Insektenfauna übertragen werden.

Gerade unter den Edelfaltern (Nymphalidae) fällt auf, dass im Gegensatz zu weniger mobilen Tiergruppen wie den Heuschrecken überraschend wenige Beispiele weiträumig isolierter Populationen mit hoher zeitlicher Persistenz bekannt sind. Regelfall ist hingegen die auch von ANTHES et al. (im Druck) bestätigte Struktur mehrerer oder zahlreicher benachbarter Teilpopulationen, die mit hoher Wahrscheinlichkeit regelmäßig miteinander korrespondieren (WAHLBERG et al. 2002a). Die Bedeutung eines konsequenten Schutzes von Einzelhabitaten mit konstant hoher Habitatqualität wird dadurch in keiner Weise relativiert.

Eine nachhaltige Bestandessicherung dürfte jedoch bei zahlreichen dieser Arten nur durch die zusätzliche Einbindung geeigneter Schutzmaßnahmen in einen landschaftlichen Kontext zu gewährleisten sein. Die heutigen Kernverbreitungsgebiete von *E. aurinia* in Deutschland erscheinen in dieser Hinsicht als geeignet, die noch vorhandenen Bestände langfristig zu sichern. Dazu ist es jedoch dringend erforderlich, sowohl ihre räumliche Struktur als auch die Qualität dieser Flächen zumindest im heutigen Zustand sicherzustellen.

In scheinbarem Widerspruch hierzu gibt es wenige Beispiele für Lokalpopulationen von *E. aurinia*, die auch außerhalb eines Habitat-Netzwerkes über mehrere Jahre hinweg persistent blieben, z.B. im Nordschwarzwald (HAFNER, mdl.) und in Mecklenburg (WACHLIN, schriftl.). Diese Beispiele könnten die Hoffnung begründen, dass bei geeigneter Pflege auch solche Vorkommen erhalten werden können, doch sollte man sich bewusst sein, dass Persistenz – selbst über längere Zeiträume – noch keineswegs mit Überlebensfähigkeit gleichzusetzen ist (MCLAUGHLIN et al. 2002). Wir raten daher dringend, auch in solchen Fällen nach Möglichkeit die Wiederherstellung von Metapopulations-Strukturen durch Integration benachbarter, bereits verwaister Flächen als prioritären Bestandteil in eine Schutzkonzeption aufzunehmen.

6 Dank

Die vorliegenden Untersuchungen wurden teilweise durch Mittel des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (Programm ‘Allmende’, 01LN0005) finanziert und am Institut für Landschaftsplanung und Ökologie, Universität Stuttgart, durchgeführt. S. Hafner, G. Kaule, A. Nunner und J. Wahl haben mit wichtigen Anregungen zum Gelingen der Arbeit und ebenso wie anonyme Gutachter zur Verbesserung des Manuskriptes beigetragen. Den im Abschnitt „Arealentwicklung“ genannten Personen gilt besonderer Dank für die Überlassung unveröffentlichter Daten zur aktuellen Verbreitung von *E. aurinia* in Deutschland.

Literatur

ANTHES, N. (2002): Lebenszyklus, Habitatbindung und Populationsstruktur des Goldenen Scheckenfalters *Euphydryas aurinia* Rott. im Alpenvorland. Unveröff. Dipl.-Arb., Univ. Münster, Institut für Landschaftsökologie, 59 S.

–, FARTMANN, T., HERMANN, G., KAULE, G. (im Druck): Combining larval habitat quality and metapopulation structure – the key for successful management of prealpine *Euphydryas aurinia* colonies? Journal of Insect Conservation.

ASHER, J., WARREN, M., FOX, R., HARDING, P., JEFFCOATE, G., JEFFCOATE, S. (2001): The millenium atlas of butterflies in Britain and Ireland. Oxford University Press, Oxford.

Butterfly Conservation (2002): Marsh fritillary on Salisbury Plain. An exciting new initiative to conserve this crucial habitat. Butterfly Conservation News 79, 15-16.

COOK, L.M., BROWER, L.P., CROZE, H.J. (1967): The accuracy of a population estimation from multiple recapture data. J. Anim. Ecol. 36, 57-60.

DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Ulmer, Stuttgart.

EBERT, G., RENNWALD, E. (1991): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 1, Tagfalter I. Ulmer, Stuttgart.

EHRLICH, P.R., MURPHY, D.D. (1987): Conservation lessons from long-term studies of checkerspot butterflies. Conservation Biology 1, 122-131.

Entomologen-Vereinigung Sachsen-Anhalt e.V. (Hrsg., 2000): Zur Bestandssituation wirbelloser Arten nach Anhang II der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie im Land Sachsen-Anhalt. Entomol. Mitt. Sachsen-Anhalt, Sonderh., 3-62.

FARTMANN, T. (2002): Die Schmetterlingsgemeinschaften der Halbtrockenrasen-Komplexe des Diemeltales. Biozönologie von Tagfaltern und Widderchen in einer alten Hudelandschaft. Diss., Univ. Münster, Institut für Landschaftsökologie, 156 S.

–, HAFNER, S., HERMANN, G. (2001): Skabiosen-Scheckenfalter (*Euphydryas aurinia*). In: FARTMANN, T., GUNNEMANN, H., SALM, P., SCHRÖDER, E., Hrsg., Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie (= Angew. Landschaftsökol. 42), 363-368. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

FASEL, P. (1988): Faunistisch-ökologische Untersuchung eines montanen Magerweidenkomplexes im NSG Fuchskaute, Hoher Westerwald. Fauna Flora Rheinland-Pfalz 5, 180-222.

FISCHER, K. (1997): Zur Ökologie des Skabiosen-Scheckenfalters *Euphydryas aurinia* (Rottemburg, 1775) (Lepidoptera: Nymphalidae). Nachr. entomol. Ver. Apollo 18, 287-300.

FORD, H.D., FORD, E.B. (1930): Fluctuation in numbers, and its influence on variation in *Melitaea aurinia*, Rott. (Lepidoptera). Trans. Entomol. Soc. Lond. 78, 345-351.

GELBRECHT, J. (1995): Biotopansprüche ausgewählter vom Aussterben bedrohter oder verschollener Schmetterlingsarten der Mark Brandenburg (Lep.). Entomolog. Nachr. Ber. 39, 183-203.

GERBER, H. (1972): Speziation und Biologie von *Euphydryas aurinia aurinia* ROTT., *E. aurinia debilis* OBERTH. und *E. aurinia debilis* f. *glaciegenita* VERITY. Mitt. Entomolog. Ges. Basel 22, 73-87.

HANSKI, I., SINGER, M.C. (2001): Extinction-colonization dynamics and host-plant choice in butterfly metapopulations. The American Naturalist 158, 343-353.

HELLMANN, J.J. (2002): The effect of an environmental change on mobile butterfly larvae and the nutritional quality of their hosts. J. Anim. Ecol. 71, 925-936.

LANGE, A.C. (1999): Hessische Schmetterlinge der FFH-Richtlinie. Jb. Natursch. Hessen 4, 142-154.

LAVERY, T.A. (1993): A review of the distribution, ecology and status of the marsh fritillary *Euphydryas aurinia* Rottemburg, 1775 (Lepidoptera: Nymphalidae) in Ireland. Ir. Nat. J. 24, 192-199.
LEWIS, O.T., HURFORD, C. (1997): Assessing the status of the marsh fritillary butterfly (*Eurodryas aurinia*): an example from Glamorgan, UK. Journal of Insect Conservation 1, 159-166.
LfU (Landesanstalt für Umweltschutz, Hrsg., 2001). Artenschutzkartierung Bayern. Arbeitsatlas Tagfalter. Augsburg.
MAZEL, R. (1984): Trophisme, hybridation et speciation chez *Eurodryas aurinia* Rottemburg (Lepidoptera – Nymphalidae). Diss., Univ. of Perpignan.
– (1986): Structure et évolution du peuplement d'*Euphydryas aurinia* Rottemburg (Lepidoptera) dans le sud-ouest européen. Vie Milieu 36, 205-225.
MCLAUGHLIN, J.F., HELLMANN, J.J., BOGGS, C.L., EHRLICH, P.R. (2002): The route to extinction: population dynamics of a threatened butterfly. Oecologia 132, 538-548.
MUNGUIRA, M.L., MARTIN, J., GARCIA-BARROS, E., VIEJO, J.L. (1997): Use of space and resources in a Mediterranean population of the butterfly *Euphydryas aurinia*. Acta Oecologica 18, 597-612.
OBERDORFER, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil 1: Fels- und Mauergesellschaften, alpine Fluren, Wasser-, Verlandungs- und Moorgesellschaften. Fischer, Jena.
–, MÜLLER, T. (1993): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil 3: Wirtschaftswiesen und Unkrautgesellschaften. Fischer, Jena, 3 Aufl.
OSTHELDER, L. (1925): Die Schmetterlinge Südbayerns und der angrenzenden nördlichen Kalkalpen. I. Teil. Die Großschmetterlinge. Allgemeiner Teil und Tagfalter. Mitt. Münchner Entomolog. Ges. 15, 1-166.
POLLARD, E. (1977): A method for assessing changes in the abundance of butterflies. Biol. Conserv. 12, 115-134.
PRETSCHER, P. (2000): Aufbereitung ökologischer und faunistischer Grundlagendaten für die Schmetterlingsdatenbank LEPIDAT des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) am Beispiel ausgewählter Arten der FFH-Richtlinie, der Roten Liste Tiere Deutschlands und des „100-Arten-Korbes". Natur und Landschaft 75, 262-266.
REINHARDT, K., KÖHLER, G. (2002): Bedeutung aktueller Befunde der Verhaltensökologie für den Artenschutz. Naturschutz und Landschaftsplanung 34, (6), 171-180.
RENNWALD, E. (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands mit Synonymen und Formationseinteilung. Schr.-R. Vegetationskde. 35, 91-112.
SBN (Schweizer Bund für Naturschutz, Hrsg., 1991): Tagfalter und ihre Lebensräume. Arten, Gefährdung, Schutz. Band 1. Fotorotar, Basel.
SCHOLLE, D., HOFMANN, C., KAULE, G., LEDERBOGEN, D., ROSENTHAL, G., THUMM, U., TRAUTNER, J. (2002): Co-operative grazing systems („Allmende"): An alternative concept for the management of endangered open and semi-open landscapes. In: REDECKER, B., FINK, P., HÄRDTLE, W., RIECKEN, U., SCHRÖDER, E., Hrsg., Pasture Landscapes and Nature Conservation, 387-398. Springer, Berlin.
SETTELE, J., FELDMANN, R., REINHARDT, R. (1999): Die Tagfalter Deutschlands. Ein Handbuch für Freilandökologen, Umweltplaner und Naturschützer. Ulmer, Stuttgart.
THOMAS, C.D., ABERY, J.C.G. (1995): Estimating rates of butterfly decline from distribution maps: the effect of scale. Biol. Conserv. 73, 59-65.
THOMAS, J.A., BOURN, N.A.D., CLARKE, R.T., STEWART, K.E., SIMCOX, D.J., PEARMAN, G.S., CURTIS, R., GOODGER, B. (2001): The quality and isolation of habitat patches both determine where butterflies persist in fragmented landscapes. Proc. R. Soc. Lond. B 268, 1791-1796.
VAN SWAAY, C., WARREN, M. (1999): Red data book of European butterflies (Rhopalocera). Council of Europe, Nature and Environment, No. 99, Strasbourg.
WAHLBERG, N. (2000): Comparative description of the immature stages and ecology of five Finnish melitaeine butterfly species (Lepidoptera: Nymphalidae). Entomologica Fennica 11, 167-174.
–, (2001): The phylogenetics and biochemistry of host-plant specialization in Melitaeine butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae). Evol. 55, 522-537.
–, KLEMETTI, T., HANSKI, I. (2002a): Dynamic populations in a dynamic landscape: the metapopulation structure of the marsh fritillary butterfly. Ecography 25, 224-232.
–, KLEMETTI, T., SELONEN, V., HANSKI, I. (2002b): Metatpopulation structure and movements in five species of checkerspott butterflies. Oecologia 130, 33-43.
WARREN, M.S. (1994): The UK status and suspected metapopulation structure of a threatened European butterfly, the marsh fritillary (*Eurodryas aurinia*). Biol. Conserv. 67, 239-249.
WARREN, M.S., MUNGUIRA, M.L., FERRIN, J. (1994): Notes on the distribution, habitats and conservation of *Eurodryas aurinia* (Rottemburg) (Lepidoptera: Nymphalidae) in Spain. Entomologists' Gazette 45, 5-12.
WATT, W.B., CHEW, F.S., SNYDER, L.R.G., WATT, A.G., ROTHSCHILD, D.E. (1977): Population structure of pierid butterflies. I. Numbers and movements of some montane *Colias* species. Oecologia 27, 1-22.
WEIDEMANN, H.J. (1995): Tagfalter beobachten, bestimmen. Naturbuch, Augsburg, 2. Aufl.

Anschriften der Verfasser: Nils Anthes, Institut für Evolution und Ökologie der Tiere, Abteilung Evolutionsbiologie, Westfälische Wilhelms-Universität, Hüfferstraße 1, D-48149 Münster, E-Mail anthes@uni-muenster.de; Dr. Thomas Fartmann, Institut für Landschaftsökologie, AG Biozönologie, Westfälische Wilhelms-Universität, Robert-Koch-Straße 26, D-48149 Münster, E-Mail fartmann@uni-muenster.de; Gabriel Hermann, Arbeitsgruppe Tierökologie und Planung, Johann-Strauß-Straße 22, 70794 Filderstadt, E-Mail info@tieroekologie.de.

RECHT UND GESETZ

Umweltprüfung für Bauleitpläne

Stellungnahme des BDLA zum Referentenentwurf für ein EAG Bau

Von Mario Kahl, Beate Jessel und Adrian Hoppenstedt

1 Einleitung: Zum Hintergrund des EAG-Bau

Am 03.06.2003 hat das Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen einen Referentenentwurf für ein „Gesetz zur Anpassung des Baugesetzbuchs an EU-Richtlinien" (EAG-Bau) vorgelegt. Anfang Juli 2003 fand die Verbändeanhörung statt, so dass voraussichtlich im Oktober 2003 der Gesetzentwurf im Kabinett der Bundesregierung beraten wird. Mit dem Abschluss des parlamentarischen Verfahrens wird Mitte 2004 gerechnet. Nachfolgend werden wesentliche Aspekte des Referentenentwurfs sowie die im Rahmen der Verbändeanhörung vertretene Stellungnahme des Bundes Deutscher Landschaftsarchitekten (BDLA) skizziert.

Ausgelöst wird das Gesetzgebungsverfahren durch die Richtlinie 2001/42/EG des Europäischen Parlaments und des Rats über die Prüfung der Umweltauswirkungen bestimmter Pläne und Programme (SUP-RL) vom 27. Juni 2001. Im Mittelpunkt stehen die Anpassungen des Baugesetzbuchs (BauGB) und des Raumordnungsgesetzes (ROG). Die SUP-RL ist bis zum 21. Juli 2004 in das deutsche Recht umzusetzen. Falls das nicht gelingt, wird sie unmittelbar gelten.

Zur Vorbereitung der Novellierung hatte der Bundesminister für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen (BMVBW) im Dezember 2001 u.a. eine Unabhängige Expertenkommission einberufen, die Vorschläge zur Umsetzung der SUP-RL in das Bauplanungsrecht entwickelt hat (BMVBW 2002; vgl. auch KAHL & HOPPENSTEDT 2003). Mit der Vorlage des Referentenentwurfs wurde ergänzend ein Praxistest durch das BMVBW eingeleitet. Mit der Durchführung dieses so genannten Planspiels von Städten und Gemeinden sollen die Regelungsvorschläge überprüft werden (KRAUTZBERGER & SCHLIEPKORTE 2003).

Parallel wird im Bundesumweltministerium an einem so genannten SUP-Stammgesetz gearbeitet. Da auch strukturell zwischen UVP und SUP zahlreiche Parallelen existieren, verfolgt das BMU den Ansatz, als zentralen Regelungsstandort der SUP das UVP-Gesetz zu nutzen. Es soll um einen neuen SUP-Teil erweitert werden. Darüber hinaus werden zusätzliche gesetzliche Regelungen in diversen Fachgesetzen auf Bundes- und Länderebene notwendig. Bezüglich der notwendigen Gesetzgebungsverfahren auf Länderebene ist bereits absehbar, dass eine rechtzeitige Anpassung von Ländergesetzen an die Vorgaben der SUP-RL bis zum Juli 2004 vielfach nicht erfolgen wird.

Zusätzlich wird im BMU derzeit ein Artikelgesetz zur Verbesserung des vorbeugenden Hochwasserschutzes entworfen, in dessen Folge mehrere bestehende Gesetze zu Gunsten eines vorbeugenden Hochwasserschutzes geändert werden sollen (Eckpunkte abrufbar unter www.bmu.de). Davon sind auch Auswirkungen auf das Planungsrecht und das aktuelle Gesetzgebungsverfahren zum EAG Bau zu erwarten.

Vorab ist festzuhalten, dass eine Kommentierung der Umsetzung der SUP-Richtlinie im BauGB und ROG nur im Kontext des SUP-Stammgesetzes abschließend sein kann. Es bleibt zu hoffen, dass die Entwürfe im weiteren Gesetzgebungsverfahren noch im notwendigen Maß aufeinander abgestimmt werden. Unabhängig von einer positiven Gesamteinschätzung sieht der BDLA noch Änderungsbedarf bei einer Reihe von Regelungsvorschlägen.

2 Regelungsvorschläge zum Baugesetzbuch

2.1 Regelungsansatz und wesentliche Neuerungen

Den Kern des Regelungsansatzes des EAG-Bau bildet eine neu konzipierte „Umweltprüfung", die als einheitliches Trägerverfahren die Aufstellung, Änderung und Ergänzung von Bauleitplänen begleiten soll. Sie soll neben der Strategischen Umweltprüfung (SUP) nunmehr auch die Anforderungen der Projekt-UVP, der FFH-Verträglichkeitsprüfung und der Eingriffsregelung integrieren und dabei als obligatorisches Prüfverfahren für *alle* Bauleitpläne ausgestaltet sein. Dieser Ansatz, der auf eine Vorprüfung (Screening) bei bestimmten Fallgestaltungen verzichtet, ist sehr zu begrüßen, zumal Praxisuntersuchungen zur UVP in der Bauleitplanung ergeben haben, dass für das „Ob" einer Prüfung oft eigene, recht aufwändige Voruntersuchungen anzustellen sind, die viele Kommunen überfordern (BMVBW 2003).

Ansonsten lehnt sich der Referentenentwurf stärker an die alte Fassung des BauGB an, als im Vorfeld zu erwarten war. Im neuen § 1a Abs. 3 BauGB findet sich der Baurechtskompromiss nahezu unverändert wieder. Ursprüngliche Überlegungen des BMVBW, den Katalog der Abwägungsbelange im Hinblick auf eine Nachhaltigkeitsuntersuchung umfassend neu zu