

Zur Wiederbesiedlung brandgeschädigter Teilhabitate durch Smaragdeidechsen (*Lacerta viridis*)

KERSTIN ELBING

Abstract

Recolonisation of burned habitat patches by green lizards (Lacerta viridis).

The habitat of one population of green lizards (*Lacerta viridis*) in Brandenburg (northeastern Germany) was partly damaged by fire in 1993. Recolonisation of the burnt area between 1994 and 1998 is documented in this paper. Recolonisation took place only through young animals, which are immigrating from adjacent undamaged areas. Recolonisation is delayed if there is a lack of those young animals due to hatching failure.

Only few young hatched within the burnt area before the fourth year after fire (1997). From 1997 onwards, population density and adult sex ratio corresponded with the figures known from other parts of that particular habitat. The mean age of the animals in the damaged area is significantly lower than in other parts of the habitat. As the reproductive investment is comparatively low in younger animals, the importance of undamaged neighbouring areas will remain for considerable time, exceeding five years after fire (1998).

Key words: Lacertidae, *Lacerta viridis*, fire, recolonisation, population density, population structure.

Zusammenfassung

Der Lebensraum einer brandenburgischen Smaragdeidechsenpopulation (*Lacerta viridis*) wurde im Jahre 1993 durch ein Brandereignis teilweise zerstört. In der vorliegenden Studie wird die Wiederbesiedlung des geschädigten Teilhabitates in den Jahren 1994-1998 dokumentiert. Diese erfolgte im wesentlichen durch Einwanderung jüngerer Tiere aus angrenzenden Teilhabitaten. Fehlen diese wegen mangelnden Schlupferfolgs infolge ungünstiger sommerlicher Witterungsbedingungen, so verzögert sich die Wiederbesiedlung. Eine Wiederbesiedlung durch innerhalb der Brandfläche geschlüpfte Tiere erfolgte erst vom vierten Jahr nach dem Brandereignis (ab 1997) an in nennenswertem Umfang. Daher liegt das Durchschnittsalter 1997 deutlich niedriger ist als im übrigen Habitat. Populationsdichte und Geschlechterverhältnis entsprechen hingegen ungefähr den Gegebenheiten in den übrigen, nicht geschädigten Flächen. Da die Fortpflanzungsinvestitionen jüngerer Adulti relativ gering sind, ist die Bedeutung benachbarter Ursprungshabitate noch über einen längeren Zeitraum (> 5 Jahre) erheblich.

Schlagwörter: Lacertidae, *Lacerta viridis*, Feuer, Wiederbesiedlung, Populationsdichte, Populationsstruktur.

1 Einleitung

Die potentiellen Auswirkungen von Brandereignissen auf Eidechsenpopulationen sind komplex. Großflächige Bodenfeuer können einen Großteil der Tiere direkt töten (NCC-REPORT 1983). Im Falle eines Feuers können dabei ausgerechnet die als Sonnplätze und Rückzugsgebiete besonders geeigneten Totholzstapel zu tödlichen Fallen für Eidechsen werden, da sich hier die Glut besonders lange hält. Nicht selten gelingt es aber auch einzelnen Individuen beziehungsweise einem Teil der Population (z. B. KAHN 1960, RUDOLPH et al. 1998), das eigentliche Brandereignis zu überleben. Dann allerdings finden die Überlebenden in Bezug auf Jagdgebiete und Rückzugsquartiere weitgehend zerstörte Lebensgrundlagen vor, die das langfristige Überleben je nach Ansprüchen der Art mehr (SPELLERBERG & HOUSE 1982, NCC-REPORT 1983)

oder weniger (KAHN 1960) zweifelhaft erscheinen lassen. Andererseits ist offenkundig, daß oft erst durch Brandereignisse eine ausreichende Anzahl von Offenflächen geschaffen wird, die die Ansiedlung und das weitere Überleben von Eidechsenpopulationen ermöglichen (BERGLIND 1988).

Der Einfluß von Brandereignissen ist damit ein sehr vielfältiger, nicht zwangsläufig negativer. Auch in Bezug auf die brandenburgischen Habitate der Smaragdeidechse (*Lacerta viridis*) ist eine differenzierte Betrachtung erforderlich. Zum einen lebt derzeit ein großer Teil der Tiere in Kiefernheiden beziehungsweise Kiefernauflösungen, die in den späten 1980er Jahren auf Brandflächen angelegt wurden. Zum anderen ist mehrfach belegt, daß Smaragdeidechsenpopulationen durch Brandereignisse erheblich geschädigt wurden (MERTENS & SCHNURRE 1949, PETERS 1970).

Auch die derzeit bekannten Smaragdeidechsenvorkommen liegen in einem Landkreis mit generell hoher Waldbrandgefährdung. Nach Angaben des zuständigen Amtes für Forstwirtschaft brannten allein in den Jahren 1991-1996 über 795 ha Waldfläche ab. Ein Waldbrand war es auch, der 1994 die Überreste einer Smaragdeidechsenpopulation vernichtete. Bereits ein Jahr zuvor waren Teile eines anderen, langjährig (mdl. Angaben von KIRMSE, RUHE & WOLLENBERG) durch Smaragdeidechsen besiedelten Habitates weitgehend abgebrannt. Im folgenden wird die Wiederbesiedlung dieses geschädigten Teilbereiches in den Jahren 1994-1998 exemplarisch dargestellt.

2 Untersuchungsgebiet und -methoden

Das Habitat der untersuchten Smaragdeidechsenpopulation liegt im südlichen Brandenburg (Spree-Neiße-Kreis) und erstreckt sich entlang einer Bahnlinie, an die auf einer Strecke von etwa 350 m ein circa 3-4 m hoher Wall grenzt, der das eigentliche Habitatzentrum darstellt (Abb. 1). Mit dem Vorkommen von unter anderem *Corynephorus canescens*, *Achillea millefolium*, *Calamagrostis epigejos*, *Festuca rubra*, *Cirsium arvense*, *Rumex acetosella*, *Verbascum nigrum*, *Artemisia vulgaris*, weist die Vegetation einen „trocken-ruderalen“ Charakter auf. Als Vertreter der Baumschicht finden sich *Pinus silvestris* und *Robinia pseudacacia*. Höhe, Vertikalstruktur und Deckungsgrad der Vegetation zeigen kleinräumig heterogenen Charakter. Die schattige Nordseite des Walls fällt steil ab gegen einen circa 12 m hohen, lockeren Kiefernbestand mit grasigem Unterwuchs, der von den Tieren als Sommerlebensraum genutzt wird. Durch die exponierte Lage des Habitates entlang der Bahntrasse sind Böschungsbrände kein seltenes Ereignis und traten allein in den 1990er Jahren dreimal (1991, 1993 und 1997) auf. Während die Brände von 1991 und 1997 aufgrund des raschen Eingreifens der Bahnbediensteten auf wenige Quadratmeter beschränkt blieben, vernichtete das Feuer 1993 einen etwa 80×15 m breiten Vegetationsstreifen entlang des Walls. Für dieses im folgenden als „Brandfläche“ bezeichnete Teilhabitat ergibt sich damit eine Gesamtgröße von 0,4 ha. Der restliche Wallbereich hat eine Ausdehnung von 1,0 ha. Beide Flächen schließen unmittelbar aneinander an, so daß auch die entferntesten Punkte von geschädigter und ungeschädigter Fläche nicht weiter als maximal 360 m auseinander liegen.

Durch den Böschungsbrand wurde die Kraut- und Baumschicht bis auf einzelne Kiefern weitgehend zerstört. In den Folgejahren wuchsen als Pionierbesiedler insbesondere schnellwachsende Robinien auf. Die Strauchschicht wird durch einige wenige Brombeersträucher gebildet, die sich erst ab dem dritten Jahr nach dem Brand (1996) verstärkt auszubreiten begannen. Die wenigen ebenen Flächen sind stark vergrast, wobei *Calamagrostis epigejos* dominierend ist. Die Hangbereiche zeichnen

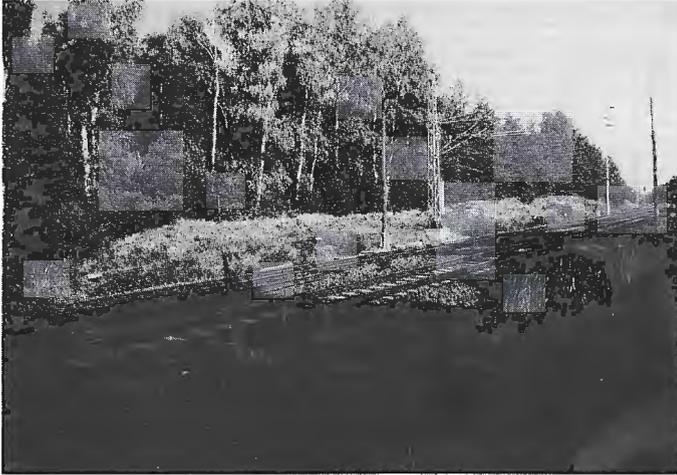


Abb. 1. Ansicht des Untersuchungsgebietes im September 1994. Abgebildet ist insbesondere der westliche, im Jahre 1993 durch einen Böschungsbrand geschädigte Habitatteil.
Study area in September 1994. The picture shows the western part of the habitat, which was destroyed by fire in 1993.

sich auch fünf Jahre nach dem Brand durch relative Offenheit aus. In den hier dominierenden Kryptogamengesellschaften traten erst sukzessive erste Elemente der Ruderalflora auf.

Das gesamte Habitat wurde zwischen April und September der Jahre 1994, 1995 und 1996 in Abhängigkeit von den Wetterbedingungen zwischen 8 und 18 Uhr sorgfältig auf Smaragdeidechsen abgesucht und die Fundorte protokolliert. In den Jahren 1997 und 1998 fanden ergänzende Freilandarbeiten mit gleicher Methodik, jedoch eingeschränktem Zeitrahmen statt. Tiere, deren Identität durch die Sichtbeobachtung nicht eindeutig zu ermitteln war, wurden mittels einer Schlinge gefangen und anschließend vermessen, gewogen, auf Verletzungen kontrolliert, farbmarkiert und am Fangort wieder ausgesetzt. Die individuelle Wiedererkennung erfolgte dabei anhand der ebenfalls erhobenen individuell spezifischen Beschupungsmerkmale des Pileus (ELBING & RYKENA 1996). Die Altersbestimmung erfolgte – sofern durch frühzeitigen Fang bekannt – auf Basis des Schlupfjahres oder aber aufgrund von Färbung und Körpergröße, wobei die spezifische Wachstumskurve dieser Population (Elbing 1999a) berücksichtigt wurde. Eine Differenzierung zwischen männlichen und weiblichen Tieren erfolgt in dieser Arbeit erst nach der zweiten Überwinterung, selbst wenn eine entsprechende Zuordnung häufig schon innerhalb des ersten Lebensjahres möglich war.

Insgesamt liegt eine Datenbasis von $n = 831$ Fangereignissen und $n = 3289$ Einzelbeobachtungen vor. Vor diesem Hintergrund kann die im Mittel der Jahre 1994 bis 1996 nur 38 (Schlüpflinge nicht berücksichtigt) Individuen zählende Population als näherungsweise vollständig erfaßt gelten. In der dargestellten Population konnte in allen Untersuchungsjahren ein deutliches Überwiegen der weiblichen Tiere bei

insgesamt vergleichsweise hoher Populationsdichte festgestellt werden. Eine detailliertere Darstellung der Methoden sowie der Population findet sich bei ELBING (2000).

3 Ergebnisse

In Tabelle 1 sind die Entwicklungen der Populationsdichten zwischen 1993 und 1998 für die Brandfläche und die übrigen Habitatteile dargestellt. Nachdem sich 1994 erst ein einzelnes Tier auf der Brandfläche angesiedelt hatte, stieg die Populationsdichte bis 1997 deutlich an, um 1998 leicht abzusinken. In den übrigen, nicht geschädigten Habitatsbereichen stieg die Populationsdichte 1995 und 1996 noch stärker, fiel jedoch schon 1997 stark ab.

Aus Tabelle 2 wird deutlich, daß die Besiedlung der Brandfläche durch junge, vorwiegend vorjährige Tiere erfolgt. Trotz hoher Individuendichten in den nicht abgebrannten Nachbarflächen wandern lediglich einzelne ältere Smaragdeidechsen stundenweise in die Brandfläche ein – und auch dies nur während der Fortpflanzungszeit, wenn die Männchen paarungswillige Weibchen suchen. Nicht auszuschließen ist auch eine Einwanderung von Weibchen auf der Suche nach Eiablageplätzen. Dies konnte allerdings nur in einem einzigen Fall, und auch erst im Jahre 1996 beobachtet werden. Das betreffende Weibchen wurde jedoch später – immer noch hochträchtig – im nicht geschädigten Teilhabitat angetroffen, wo es mit großer Wahrscheinlichkeit auch abgelegt hat. Schlupforte (d. h. Orte, an denen mehrere frisch geschlüpfte, möglichst noch substratverschmierte Tiere mit breitem Nabelspalt gemeinsam angetroffen wurden) wurden in den Jahren 1994-1996 (mit einer Ausnahme; siehe unten) nur in den ungeschädigten Teilhabitats, nicht jedoch innerhalb der Brandfläche festgestellt. Daher ist davon auszugehen, daß die dort angetroffenen Jungtiere weitgehend aus benachbarten Teilhabitats eingewandert sind. Die Besiedlung durch innerhalb des Teilhabitats geschlüpfte Jungtiere erfolgt erst ab 1997 in nennenswertem Umfang. Im Jahre 1995 gelangte nur das kleine Erstgelege eines einzigen jungen Weibchens (* in Tab. 2) zum Schlupf. Ein Jahr später (1996) war der Fortpflanzungsaufwand dieses Tieres deutlich höher, doch gelangte aufgrund der ungünstigen Sommerwitterung keiner ihrer Nachkommen zum Schlupf (vgl. ELBING 1998).

Die Altersstruktur der Brandfläche weicht erheblich von derjenigen der übrigen Teilhabitats ab, wobei die Altersklassenverteilung zugunsten der jüngeren Tiere verschoben ist (Abb. 2). Das Durchschnittsalter auf der Brandfläche liegt 1997 mit 2,4 Jahren deutlich unterhalb dessen der übrigen, nicht abgebrannten Teilhabitats, welches bei 4,1 Jahren liegt. Dieser Unterschied ist statistisch signifikant (U-Test,

| Fläche | Größe | 1994 | 1995 | 1996 | 1997 | 1998 |
|-----------------------|--------|------|------|------|------|------|
| Brandfläche | 0,4 ha | 2,5 | 17,5 | 20,0 | 22,5 | 15,0 |
| restl. Habitat | 1,0 ha | 20,0 | 32,0 | 48,0 | 21,0 | 18,0 |

Tabelle 1. Populationsdichten (Tiere/ha) der Brandfläche im Vergleich zu denen der nicht geschädigten Teilhabitats zwischen 1994 und 1998. Berücksichtigt wurden alle angetroffenen Adulti und Subadulti. Schlüpflinge fanden keine Berücksichtigung.

Population densities (animals/ha) in burnt and unburnt parts of the habitat. Figures are given for all registered adults and subadults in 1994-1998. Hatchlings were not considered.

| | 1994 | 1995 | 1996 | 1997 | 1998 |
|---------------------------|------|------|------|------|------|
| Schlüpflinge | – | (+) | (+) | + | + |
| Vorjährige | – | 6 | 3 | 1 | 3 |
| 2-jährige | 1* | – | 4 | 5 | – |
| 3-jährige | – | 1* | – | 2 | – |
| 4-jährige | – | – | 1* | – | 2 |
| 5-jährige | – | – | – | 1* | – |
| 6-jährige | – | – | – | – | 1* |
| Summe | 1 | 7 | 8 | 9 | 6 |
| Durchschnittsalter | 2,0 | 1,3 | 1,9 | 2,4 | 2,8 |
| Besucher | 1/0 | 1/0 | 1/1 | 1/0 | 1/0 |

Tabelle 2. Besiedlungssituation der Brandfläche. Angegeben ist die Anzahl der zu irgendeinem Zeitpunkt des Jahres angetroffenen Tiere unterschiedlicher Altersstufen sowie das daraus resultierende Durchschnittsalter. (+): Nur wenige einzelne Schlüpflinge. Bei den mit * versehenen Werten handelt es sich jeweils um das gleiche Individuum, die Erstbesiedlerin der Brandfläche. Als Besucher wurden diejenigen Männchen (vor dem Schrägstrich) und Weibchen bezeichnet, die sich nur kurz auf der Brandfläche aufhielten.

Recolonisation of the burnt area. The figures indicate the number of animals of a certain age, which were present in a given year and the resulting mean age. (+): only few hatchlings. "*" indicates one particular individual that started to recolonize the burnt area in 1994. Animals that accidentally crossed the burnt area (males/females) were regarded as „Besucher“ (transients).

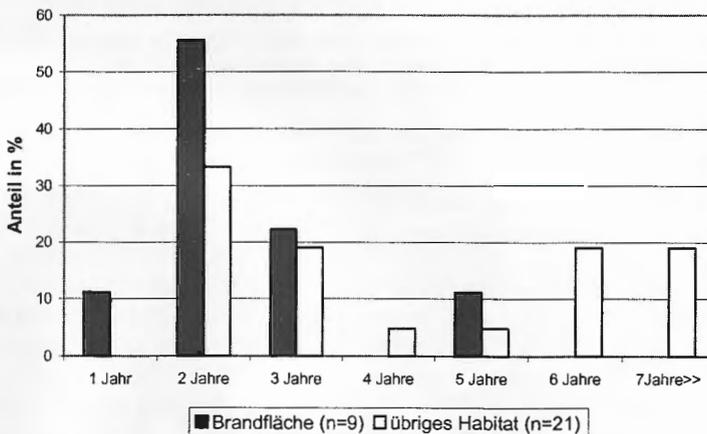


Abb. 2. Häufigkeit unterschiedlicher Altersklassen in der Brandfläche (n = 9) und den übrigen, nicht geschädigten Teilhabitaten (n = 21) im Jahre 1997.

Frequency of different age classes in burnt (n = 9) and unburnt (n = 21) parts of the habitat in 1997.

zweiseitig; $\alpha = 0,05$). Auch in allen anderen Untersuchungsjahren liegt das durchschnittliche Alter der auf der Brandfläche siedelnden Tiere erheblich niedriger als in den übrigen Habitattteilen.

In Abbildung 3 ist der Anteil weiblicher Tiere an der Gesamtheit der in der Brandfläche beziehungsweise den übrigen Habitaten siedelnden Individuen dargestellt. Mit Geschlechtsreife des individuenstarken Jahrgangs von 1994, ab 1996, stellt sich auf der Brandfläche ein für diese Population charakteristisches Geschlechterverhältnis ein, welches durch ein starkes Überwiegen weiblicher Tiere gekennzeichnet ist (ELBING 1999b).

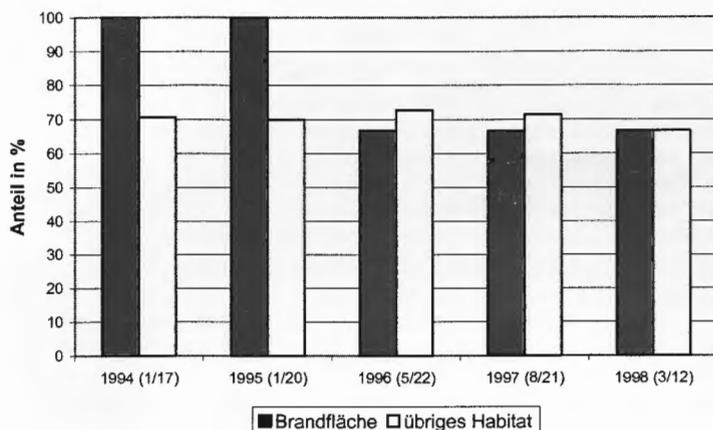


Abb. 3. Geschlechterverhältnisse in der Brandfläche und den übrigen Bahndamm-assoziierten Teilhabitaten in den Jahren 1994-1998. Die in Klammern angeführten Zahlen geben die Anzahl der in der Brandfläche/im übrigen Habitat beobachteten Adulti an.

Sex ratio in the burnt and unburnt area from 1994-1998. Figures in brackets are referred to the number of adults found in the burnt/unburnt part of the study area.

4 Diskussion

Die Abwesenheit aller älteren Adulti im Jahre 1994 könnte zum einen dahingehend interpretiert werden, daß tatsächlich kein Tier dieser Altersgruppe das eigentliche Brandereignis überlebt hat. Allerdings zeigen verschiedene Studien, daß Reptilien je nach Habitatstruktur, Jahres- und Tageszeit des Brandes, Brandintensität und Branddauer sehr wohl in der Lage sind, Brandereignisse zu überleben (KAHN 1960, VOGL 1973, ERWIN & STASIAK 1979). Die Tiere suchen geschützte Stellen auf, auch wenn sie hierzu ihre Vorzugsplätze verlassen müssen (WITHGOTT & AMLANER 1996). Geschützte Stellen könnten feuchtere Bereiche – zum Beispiel auf der Nordseite des Walls – sein oder aber tiefe Löcher im Substrat, die durch die Grabeaktivitäten von Kleinsäugetern in ausreichender Menge vorhanden waren. Immerhin zeigen die bei KAHN (1960), LAWRENCE (1966) und CHRISTENSEN (1995) angeführten Temperaturmessungen, daß die hohen Temperaturen während eines Feuers durch die Substratschicht ganz erheblich abgepuffert werden. So konnten bei einer Feuertemperatur von über

1000 °C in 3 cm Bodentiefe kaum mehr als 100 °C gemessen werden. Ähnliche Befunde liefern RUDOLPH et al. (1998) für die von ihnen telemetrierten *Pituophis melanoleucus ruthveni*. Etwa 15-20 cm tief in Erdgänge zurückgezogen, wiesen die Tiere Körpertemperaturen unterhalb von 20 °C auf, während das Feuer über sie hinweg lief.

Sollten adulte Smaragdeidechsen das hier dargestellte Brandereignis überlebt haben, so haben diese nahrungs- und deckungsarme Bedingungen vorgefunden (vgl. NCC-Report 1983). Während die Untersuchungen von KAHN (1960) darauf hindeuten, dass die Bedeutung der Nahrungsreduktion eher gering ist (bzw. durch Ausweichen in ungeschädigte Nachbarflächen kompensiert werden kann), scheint die Deckungsarmut ein echter Gefährdungsfaktor zu sein, der die überlebenden Adulti zur Abwanderung aus der suboptimalen Brandfläche veranlasst haben sollte. Allerdings berichtet NICHOLSON (in NCC-Report 1983: S. 12) von einer besonders ausgeprägten Standorttreue alter Zauneidechsen, die trotz der durch den Brand erheblich verschlechterten Lebensbedingungen keine Neigung zeigen, ihren ursprünglichen Lebensraum zu verlassen.

Zu konstatieren bleibt in jedem Fall, daß die Wiederbesiedlung der Brandfläche in den ersten drei Jahren nicht durch überlebende Adulti und deren Nachkommen sondern durch Einwanderung stattgefunden hat, was Beobachtungen an Wald- (SIMMS 1969) und Zauneidechse (NCC-Report 1983) entspricht. Dauerhaft eingewandert sind dabei ausschließlich jüngere Tiere (Tab. 2), was auf die allgemein vergleichsweise größere Bereitschaft zur Ortsveränderung dieser Altersgruppe hindeutet, auch wenn sich die Studien mehren, denen zufolge der Anteil von „Floatern“ beziehungsweise Vagabunden in mitteleuropäischen Eidechsenpopulationen unabhängig vom Alter relativ hoch sein kann (STRIBOSCH 1995, BENDER et al. 1999). In der hier untersuchten Smaragdeidechsenpopulation herrscht jedoch vor allem in den nicht geschädigten „Herkunftsgebieten“ ein hoher Konkurrenzdruck bei zumindest temporär vergleichsweise stabilem Fortpflanzungssystem (ELBING 1999). Vor diesem Hintergrund werden vor allem junge Tiere in die Peripherie abgedrängt. Ein Effekt, der auch von KAHN (1960) in ähnlicher Form bei *Sceloporus occidentalis* festgestellt wurde.

Für die Smaragdeidechse dokumentiert schon PETERS (1970) Dichteänderungen durch dauerhafte Habitatverlagerungen jüngerer Tiere. Je nach Fortpflanzungserfolg der Vorjahre können Populationsdichten von Smaragdeidechsen aber auch völlig unabhängig von Brand- oder sonstigen Katastrophenergebnissen stark schwanken. Nach warmen Sommern mit gutem Schlupferfolg (1994 und 1995) sind in den Folgejahren starke Erhöhungen der Populationsdichten zu erwarten. Ein Dichtemaximum wird in dem nicht geschädigten Habitateil im Jahr 1996 erreicht (Tab. 1). Doch schon ein Jahr später (1997) sinkt die Dichte aufgrund des Fortpflanzungsausfalls 1996 stark ab. Die Besiedlungsdichte des abgebrannten Habitateabschnitts steigt hingegen langsamer, aber kontinuierlich an und erreicht im Jahre 1997 ein Maximum. Offensichtlich ist hier das Verhältnis zwischen vorhandenen beziehungsweise im Verlauf der Sukzession entstehenden Ressourcen und der Anzahl der jüngeren, aus den dicht besiedelten übrigen Habitatbereichen abgedrängten Tieren besonders günstig. Dabei sei betont, daß die jeweilige Kapazität auf den beiden Vergleichsflächen in der Zeit nicht konstant ist, da diese immer von Struktur und Ausstattung des jeweiligen Habitates abhängt (LILLYWHITE & NORTH 1974). Diese werden ihrerseits vom Sukzessionsstadium bestimmt, welches sich zwischen der Brandfläche und dem restlichen Habitat erheblich unterscheidet. Dennoch bleibt zu konstatieren, daß der in beiden Flächen auftretende Rückgang der Dichten im Jahre

1997 beziehungsweise 1998 wohl kaum Ausdruck einer Dichtelimitierung ist, sondern Folge des geringen Schlupferfolges im Jahr 1996 (ELBING 1998).

Angesichts der auf Subadulti beziehungsweise Juvenilen beruhenden Besiedlungsstrategie verwundert es nicht, daß noch im Jahre 1997 erhebliche, statistisch signifikante Altersunterschiede zwischen der wiederbesiedelten Brandfläche und dem langjährig besiedelten übrigen Habitat bestehen. Da sich die jeweiligen Altersklassen in unterschiedlichem Maße an der Fortpflanzung beteiligen (ELBING 2000), sind die festgestellten Altersunterschiede auch populationsbiologisch bedeutsam. Angesichts geringerer Fortpflanzungsinvestitionen jüngerer Tiere nimmt die Bedeutung der Einwanderung aus benachbarten Teilhabitaten auch bei guten sommerlichen Inkubationsbedingungen nur langsam ab.

Bemerkenswert ist die Tatsache, daß von dem Zeitpunkt an, zu dem erstmals mehr als ein geschlechtsreifes Tier angetroffen wurde (1996), sich auch auf der wiederbesiedelten Brandfläche ein Geschlechterverhältnis einstellt, welches demjenigen des übrigen Habitates entspricht. Dieses ist keineswegs selbstverständlich, da das Geschlechterverhältnis in dieser Population – nicht zuletzt aufgrund des differenzierten Fortpflanzungssystems (ELBING 1999) – stark zugunsten der weiblichen Smaragdeidechsen verschoben ist. Fortpflanzungssystem und Geschlechterverhältnis können dabei gegebenenfalls ihrerseits von Bedeutung für Wiederbesiedlungsprozesse sein.

Was den räumlichen und zeitlichen Rahmen der Wiederbesiedlung von Brandflächen anbetrifft, so liegen für *Lacerta viridis* in der Literatur keine geeigneten Vergleichsdaten vor. Für andere mitteleuropäische Eidechsenarten sind je nach konkreten Rahmenbedingungen erhebliche Unterschiede bekannt. Die bei der Waldeidechse festgestellten Anwanderungsentfernungen betragen etwa 20 m (SIMMS 1969), doch sollten analog zu den Angaben bei STRIJBOSCH (1995) auch Verlagerungen um 300 m möglich sein. Die Autorin konnte in einem brandenburgischen Zauneidechsenhabitat schon sechs Tage nach einem großräumigen Brandereignis (200 ha) ein weibliches Tier beobachten, das wahrscheinlich aus über 300 m Entfernung angewandert war, sofern es nicht in einem der in diesem Habitat sehr seltenen Kleinsäugerlöcher überlebt hat. Allerdings besagt der vorübergehende Aufenthalt eines Einzeltieres nur wenig (SPELLERBERG & HOUSE 1982; NCC-REPORT 1983). Eine dauerhafte Wiederbesiedlung findet erst statt, nachdem sich die jeweilige Bodenvegetation soweit erholt hat, daß sie den Eidechsen ausreichend Rückzugsmöglichkeiten und Jagdgebiete bietet (Waldeidechse: SIMMS 1969, Zauneidechse: SPELLERBERG & HOUSE 1982, NCC-Report 1983). Auch die Entfernung der Ausgangspopulation sowie die Anzahl junger, ortsungebundener Tiere spielt eine Rolle für die Dynamik der Wiederbesiedlung. Im konkreten Fall sind die Ausgangsbedingungen trotz des Schlupfausfalls 1996 günstig, da die Ausgangs(teil)population nahegelegen ist. Auch die kleinräumige Strukturierung des Habitates und die unterschiedlichen Sukzessionsgeschwindigkeiten tragen dazu bei, daß die Besiedlungsdichte der Brandfläche schnell ansteigt. Die offenen, abgebrannten Hangbereiche ermöglichen dabei eine maximale Sonneneinstrahlung, während die nach dem Brand vergrasteten ebenen Flächen einen gewissen Sichtschutz und Nahrungsgrundlage bieten. Außerdem ist ein vorübergehendes Ausweichen in den schattigen, in Bodennähe strukturreichen Kiefernhochbestand ohne größeren Aufwand möglich. Unterschiedliche Größen, Strukturen und räumliche Anordnung von Brandflächen und Umgebungsstrukturen sowie differierende Sukzessionsgeschwindigkeiten erklären auch die unterschiedlichen Angaben über den Zeitraum, der erforderlich ist, um nach Brandereignissen die ursprünglichen Bewohnerzahlen wieder zu erreichen. (SIMMS 1969, SPELLERBERG & HOUSE 1982). Weitere wesentliche populationsbiologische Parameter wie Alters-

struktur und Geschlechterverhältnis bleiben in den genannten Studien allerdings ebenso unberücksichtigt wie der Fortpflanzungserfolg in den ungeschädigten Nachbarhabitaten. Bleibt dieser aus, so dürften auch die geeignetsten Habitatstrukturen weiterhin unbesiedelt bleiben.

5 Ausblick

Die Wiederbesiedlung von Teilhabitaten durch die Smaragdeidechse nimmt erhebliche Zeit in Anspruch. Die Bedeutung ungeschädigter Nachbarhabitate beziehungsweise -populationen ist noch lange nach Besiedlungsbeginn erheblich, was insbesondere die dauerhafte Neubesiedlung entfernterer Habitate erschwert. Dabei ist – völlig unabhängig von der hier betrachteten Brandproblematik – über die allgemeinen Prozesse, die bei der Besiedlung beziehungsweise Wiederbesiedlung von Habitaten durch Smaragdeidechsen eine Rolle spielen, wenig bekannt. Immerhin weiß man zumindest für die Waldeidechse (STRIJBOSCH 1995) und die Zauneidechse (ELBING 1995), daß nur ein Teil der Tiere einer Population eine deutliche Ortsbindung zeigt. Dies sagt allerdings zunächst wenig aus über gerichtete Abwanderungsbewegungen und deren auslösende Faktoren. Prinzipielle Probleme bei der Untersuchung von Ausbreitungs- und Besiedlungsprozessen bestehen darin, daß Beobachtungskapazitäten und Untersuchungszeiträume in der Regel eng begrenzt sind. Außerdem erweist es sich häufig als unmöglich, einen „Ausgangszustand“ zu definieren und den Zeitpunkt festzulegen, zu dem das erste Tier zugewandert ist. Neubesiedlungen lassen sich nur dann zeitnah entdecken, wenn es zufällig gelingt, ein abwanderndes Tier („Kolonist“ sensu STRIJBOSCH 1995) intensiv zu verfolgen (z. B. mit Hilfe der Telemetrie).

Eine Ausnahme bilden einschneidende Habitatveränderungen durch experimentelle Versuchsansätze (die sich aufgrund des Schutzstatus für die Smaragdeidechse allerdings verbieten), Bewirtschaftungsmaßnahmen (Kahlschläge, Bauarbeiten) oder aber natürliche Katastrophenereignisse (Brandereignisse), die zeitlich eng begrenzt sind und dabei einen beschreibbaren Ausgangs- beziehungsweise Referenzzustand herstellen. Die Untersuchung von Wiederbesiedlungen nach Katastrophenereignissen kann hier im Sinne eines natürlichen, ungeplanten Experimentes (HENLE 1996) wertvolle Hinweise auf die Ausbreitungsbiologie einer Art liefern und sollte verstärkt betrieben werden, wo immer sich dieses anbietet. Die daraus abzuleitenden Erkenntnisse wären auch im Sinne eines dynamischen Verständnisses von Eidechsenhabitaten von Bedeutung. Die Verhältnisse zwischen besiedelten und unbesiedelten Habitatteilen sind nämlich keineswegs stabil, sondern in Zeit und Raum variabel. Einflußfaktoren sind dabei unter anderem die aktuelle Habitatqualität, die „Geschichte“ eines Habitatteils, seine räumliche Beziehung zu anderen Habitatteilen, die Gesamtentwicklung der Population (Fortpflanzungserfolg) und nicht zuletzt soziale Interaktionen.

Schriften

- BENDER, C., K. SCHMIDT-LOSKE, U. ASMUSSEN & H. HILDENBRANDT (1999): PVA-Fallbeispiel 2: Analyse der Gefährdungsursachen von Tiergruppen mittlerer Mobilität am Beispiel der Mauereidechse (*Podarcis muralis*). – S. 161-172 in: AMLER, K., A. BAHL, K. HENLE, G. KAULE, P. POSCHLOD & J. SETTELE: Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. – Ulmer (Stuttgart).
- BERGLIND, S-Å. (1988): Sandödlan, *Lacerta agilis* L., på Brattforsheden i Värmland – habitat, hot och vårdåtgärder. – Fauna och Flora **83**(6):241-255.

- CHRISTENSEN, N.L. (1995): Fire Ecology. – S. 21-32 in: NIERENBERG, W. (Hrsg.) *Encyclopedia of Environmental Biology*, Vol. 2. New York (Academic Press).
- ELBING, K. (1995): Raumnutzungsstrategien und Größen individueller Aktivitätsbereiche – Erfassungs- und Interpretationsprobleme dargestellt am Beispiel adulter Zauneidechsen (*Lacerta agilis*). – *Z. Feldherpetol.* **2**: 37-53.
- (1998): Anmerkungen zur Eizeitigung der brandenburgischen Smaragdeidechse. – *Die Eidechse* **9**(1): 29-34.
- (1999): Variabilität von Sozialverhalten und Fortpflanzungssystemen – Freilandbeobachtungen an Smaragdeidechsen (*Lacerta viridis*). – *Z. Feldherpetol.* **6**: 135-146.
- (2000): Fortpflanzungsbiologie und Populationsökologie der Smaragdeidechse (*Lacerta viridis*, LAURENTI, 1768) in ihren brandenburgischen Reliktvorkommen. – Bremen (Dissertation Universität Bremen), 268 S.
- ERWIN, J. & R.H. STASIAK (1979): Vertebrate mortality during the burning of a reestablished prairie in Nebraska. – *Am. Mid. Nat.* **101**(1): 247-249.
- HENLE, K. (1996): Möglichkeiten und Grenzen der Analyse von Ursachen des Artenrückgangs aus herpetofaunistischen Kartierungsdaten am Beispiel einer langjährigen Erfassung. – *Z. Feldherpetol.* **3**: 73-101.
- KAHN, W.C. (1960): Observations of the effect of a burn on a population of *Sceloporus occidentalis*. – *Ecology*: **41**: 358-359.
- LAWRENCE, G.E. (1966): Ecology of vertebrate animals in relation to chaparral fire in the Sierra Nevada foothills. – *Ecology*: **47**: 278-291.
- LILLYWHITE, H.B. & F. NORTH (1974) Perching behaviour of *Sceloporus occidentalis* in recently burned. – chaparral. – *Copeia* **1974**(1): 256-257.
- MERTENS, R. & O. SCHNURRE (1949): Eidonomische und ökologische Studien an Smaragdeidechsen Deutschlands. – *Abh. Senckenb. naturf. Ges. Frankfurt/M.*, **481**: 1-28.
- NCC-Report (1983): The Ecology and Conservation of Amphibian and Reptilian Species Endangered in Britain. – London (Nature Conservation Council), IX + 93 S.
- PETERS, G. (1970): Studien zur Taxonomie, Verbreitung und Ökologie der Smaragdeidechsen IV. Zur Ökologie und Geschichte der Populationen von *L. v. viridis* (LAUR.) im mitteleuropäischen Flachland. (Beiträge Tierwelt Mark VII). – *Veröff. Bez. Mus. Potsdam* **21**: 49-119.
- RUDOLPH, D.C., S.J. BURGDORF, J.C. TULL, M. EALY, R.N. CONNER, R.R. SCHAEFER & R. FLEET (1998): Avoidance of fire by Louisiana pine snakes, *Pituophis melanoleucus ruthveni*. – *Herpetol. Rev.* **29**(3): 146-148.
- SIMMS, C. (1969): Recolonisation of burnt heath by lizards. – *Brit. J. Herpetol.* **30**: 117-120.
- SPELLERBERG, I.F. & S.M. HOUSE (1982): Relocation of the lizard *Lacerta agilis*. An exercise in conservation. – *Brit. J. Herpetol.* **6**: 245-248.
- STRIJBOSCH, H. (1995): Population structure and displacements in *Lacerta vivipara*. – S. 232-236 in: LLORENTE, G.A., A. MONTORI, X. SANTOS & M.A. CARRETERO (eds.): *Scientia Herpetologica*. – Barcelona (Association Herpetológica Española).
- VOGL, R.J. (1973): Effects of fire on the plants and animals of a Florida wetland. – *Am. Mid. Nat.* **89**(2): 334-346.
- WITHGOTT, J.H. & C.J. AMLANER (1996): *Elaphe obsoleta* (black rat snake). Response to fire. – *Herpetol. Rev.* **27**(3): 145-146.

Eingangsdatum: 8. Juli 1999

Verfasserin: KERSTIN ELBING, Institut für Ökologie und Evolutionsbiologie, Universität Bremen/FB 2, Postfach 330 440, D-28344 Bremen.