

12 Kriechtiere (Reptilia)

Allgemeine Hinweise zur Erfassung der Kriechtiere

KLAUS WEDDELING,
MONIKA HACHTEL,
DANIEL ORTMANN,
PETER SCHMIDT &
GREGOR BOSBACH

Das hier vorgestellte Konzept für die Erhebung der Reptilien des Anhang IV der FFH-RL umfasst die in Tabelle 12-1 genannten drei bzw. vier Eidechsen- und drei Schlangenarten. Empfehlungen für die Europäische Sumpfschildkröte *Emys orbicularis*, einzige Reptilienart des Anhangs II in Deutschland, sind bereits in SCHNEEWEISS & MÜLLER (2001) enthalten. Die Kroatische Gebirgseidechse kommt nach derzeitigem Kenntnisstand nicht in Deutschland vor (Franzen & Gruber schriftl.) und wird hier nicht behandelt. Auch aus den aktuellen Roten Listen wurde die Art gestrichen (Völkl schriftl.). Die übrigen Arten der deutschen Reptilienfauna (*Zootoca vivipara*, *Anguis fragilis*, *Natrix natrix*, *Vipera aspis*, *V. berus*) sind nicht in der Richtlinie aufgeführt.

Tab. 12-1: Berücksichtigte Reptilienarten.

deutscher Name	wissenschaftlicher Name	FFH-Anhang
Schlingnatter	<i>Coronella austriaca</i>	IV
Zauneidechse	<i>Lacerta agilis</i>	IV
Smaragdeidechsen	<i>Lacerta viridis</i> und <i>L. bilineata</i>	IV
Würfelnatter	<i>Natrix tessellata</i>	IV
Mauereidechse	<i>Podarcis muralis</i>	IV
Äskulapnatter	<i>Zamenis longissimus</i> (= <i>Elaphe longissima</i>)	IV

Die im folgenden vorgeschlagenen Methoden zielen auf die Bereitstellung der für die Schemata zur Bewertung des Erhaltungszu-

standes erforderlichen Informationen (vgl. SCHMIDT & GRODDECK 2005). Damit sind die gewonnenen Daten nur bedingt für andere Zwecke geeignet bzw. mit Einschränkungen verbunden (vgl. Allgemeine Hinweise zu den Amphibien). Hinzu treten weitere, reptilien-spezifische Probleme:

Bei der Zauneidechse und den genannten Schlangenarten stellt sich die Problematik der Nachweiswahrscheinlichkeit in besonderem Maße. Ihre vergleichsweise geringen Nachweiswahrscheinlichkeiten führen zu nur wenigen bis im ungünstigsten Falle gar keiner Beobachtung je Begehung, was letztlich Abundanzangaben für eine Lokalität sehr wenig aussagekräftig macht. Eine niedrige Nachweiswahrscheinlichkeit bei zu geringer Begehungshäufigkeit führt dazu, dass die Zählergebnisse keine Aussagen über die realen Populationsgrößen erlauben. In einem solchen Fall ist eine Schätzung der Populationsgröße nicht möglich.

Wie bei den Amphibien sollte erwogen werden, zusätzlich zum Maximalwert beobachteter Tiere über alle Begehungen den Mittelwert mit in die Bewertung des Erhaltungszustandes einzubeziehen oder sogar das Maximum durch den Mittelwert zu ersetzen.

Dank

Die Autoren bedanken sich bei den jeweiligen genannten Artexperten für die intensive und konstruktive Durchsicht der Texte und

bitten um Verständnis, wenn nicht alle wünschenswerten fachlichen Aspekte infolge administrativer Anforderungen berücksichtigt werden konnten. A. Krone (Bliesenthal) und B. Schmidt (Bern) gaben wertvolle Hinweise zu statistischen Problemen. M. Franzen und H. J. Gruber (München) halfen bei der Klärung des Status von *Iberolacerta horvathi* in Deutschland.

Schlingnatter

Coronella austriaca (LAURENTI, 1768)

MONIKA HACHTEL

◆ Kurzcharakterisierung der Art

Artbestimmung

Bei der Schling- oder Glattnatter *C. austriaca* handelt es sich um eine grau, bräunlich oder dunkel rötlich gefärbte, mit bis zu 70 cm relativ kleine und zierliche Natternart. Im Gegensatz zu Ringel- und Würfelnatter besitzt sie glänzende, nicht gekielte Schuppen, anhand derer sich auch die Häutungshüllen bestimmen lassen (ENGELMANN 1993, GÜNTHER & VÖLKL 1996, VÖLKL & KÄSEWIETER 2003). Von den Häutungshüllen der Äskulapnatter unterscheiden sich die der Schlingnatter durch die Anzahl Schuppen in der Körpermitte: bei *C. austriaca* ziehen sich 19 Schuppen quer über den Rücken, bei *Zamenis longissimus* meist 21 oder 23. Von der in der Färbung ähnlichen Kreuzotter lässt sie sich durch ihre runden Pupillen, ihre großen Kopfschilder und eine wesentlich schlankere Gestalt differenzieren (ENGELMANN 1993, GÜNTHER & VÖLKL 1996, GRUSCHWITZ 2004). Artcharakteristisch sind die dunklen Zeichnungen von Kopf und Nacken, die auch zur Individualerkennung heran gezogen werden können (SAUER 1994, 1997). Eine Geschlechterzuordnung ist bei entsprechender Erfahrung meist problemlos möglich. Detaillierte Beschreibungen der geschlechtsspezifischen Merkmale finden sich in ENGELMANN (1993), STRIJBOSCH & VAN GELDER (1993) sowie VÖLKL & KÄSEWIETER 2003).

Verbreitung

In Deutschland ist die Schlingnatter weit verbreitet; Schwerpunkte liegen in den Mittelgebirgen Süd-, Südwest- und Ostdeutschlands. Nach Norden hin zersplittert sich das Areal zunehmend: Fast flächendeckend ist die Schlingnatter in Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz, Hessen, Sachsen und dem Saarland sowie in den Mittelgebirgen Nordrhein-Westfalens, Thüringens und Bayerns verbreitet. Weniger dicht sind Berlin-Brandenburg, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt besiedelt. In Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern ist die Schlingnatter selten. Die schleswig-holsteinischen Populationen zählen zu den nördlichsten Vorkommen überhaupt (GÜNTHER & VÖLKL 1996).

Rasterkarten sind in GÜNTHER & VÖLKL (1996) für Deutschland sowie detaillierter in SCHNEEWEIB & BECKMANN (2002) für Berlin-Brandenburg, FRITZ et al. (1998) für Baden-Württemberg, HEIMES (1990) für Hessen, GLÄSSER (1996) für Rheinland-Pfalz, DELATINIA (2003) für das Saarland sowie KLINGE & WINKLER (2002) für Schleswig-Holstein abgebildet. Punktkarten finden sich in VÖLKL (1991) für Nordostbayern sowie SERFLING (2002) für Thüringen.

Lebensraum

Die Schlingnatter ist in einem breiten Spektrum offener und halboffener Lebens-

räume zu finden, wobei sie eine deutliche regionale Differenzierung zeigt: In Nord- und Nordwestdeutschland bewohnt sie schwerpunktmäßig Moor- und Heidegebiete inklusive ihrer Randbereiche, aber auch sonnige Waldränder. In Nordostdeutschland werden v. a. Sand-Magerrasen, Küsten- und Sandheiden besiedelt. In Süd- und Südwestdeutschland

lebt sie dagegen in Bereichen von Trocken- und Halbtrockenrasen, Weinbergen, Weinbergsbrachen, felsigen Hängen, Bahndämmen, Straßenböschungen, Felsen und Blockhalden, aber auch in Gebüschsäumen, an Waldrändern und auf Lichtungen. Zum Sonnen nutzt sie Felsen, Steinhäufen, Mauern, vegetationsfreien Torf oder liegendes Totholz.

Tab. 12-2: Verbreitung der Schlingnatter in Deutschland.

Biogeografische Region	Bundesländer	Quelle	Anzahl Fundpunkte/ besetzte Quadranten
atlantisch	NW (teilw.)	AK AMPHIBIEN & REPTILIEN NRW (2003)	42 Fundpunkte
	NI, HH, HB* (teilw.)	GÜNTHER & VÖLKL (1996), Podloucky (schriftl.)	ca. 190 Vorkommen
	SN (teilw.)	UNRUH (2004)	etwa 18 Nachweise
	SH (teilw.)	KLINGE & WINKLER (2002)	5 Vorkommen
kontinental	MV	GÜNTHER & VÖLKL (1996)	10 MTB
	B, BB	SCHNEEWEIß & BECKMANN (2002)	76 Viertelquadranten
	S	GÜNTHER & VÖLKL (1996)	> 60 MTB
	SN (teilw.)	UNRUH (2004)	ca. 130 Nachweise
	TH	SERFLING (2002)	ca. 250 Vorkommen
	SL	DELATTINIA (2003)	54 Minutenfelder
	BY (teilw.)	GÜNTHER & VÖLKL (1996), Völkl (schriftl.)	mind. 160 MTB
	BW	FRITZ et al. (1998)	ca. 140 Quadranten
	HE	HEIMES (1990), GÜNTHER & VÖLKL (1996)	ca. 172 Quadranten
	RP	GLÄSSER (1996)	1.582 Meldungen aus 651 Minutenfeldern
	NW (teilw.)	AK AMPHIBIEN & REPTILIEN NRW (2003)	144 Fundpunkte
	NI, HH, HB* (teilw.)	GÜNTHER & VÖLKL (1996), Podloucky (schriftl.)	10 Vorkommen
	SH (teilw.)	KLINGE & WINKLER (2002)	Art kommt nicht vor
	alpin	BY (teilw.)	GÜNTHER & VÖLKL (1996), Völkl (schriftl.)

Anm.: Generell zu beachten ist, dass die Angaben zur Verbreitung auf Grund unterschiedlich genauer Quellen nicht vergleichbar sind. Differenziert werden muss zwischen Messtischblättern (MTB), Quadranten, Viertelquadranten, Minutenfeldern, Fundpunkten und der tatsächlichen Anzahl bekannter Vorkommen. *) Nach Podloucky (schriftl.) ist die Art in 155 Minutenfeldern gemeldet. Der Bestand liegt auf Grund der schweren Nachweisbarkeit dieser Art wohl eher bei ca. 200 Vorkommen. Die für die beiden Regionen genannten Werte wurden anhand der Verteilung der Messtischblatt-Nachweise hochgerechnet.

Allen diesen Lebensräumen gemeinsam und für die Schlange entscheidend scheint die starke Strukturierung mit einer hohen Dichte an Grenzlinien (Ökotonen) zwischen den einzelnen Mikrohabitaten zu sein (KÄSEWIETER & VÖLKL 2003). Als lebend gebärende Art ist sie nicht an bestimmte Eiablageplätze gebunden. Ihre vertikale Verbreitung reicht von Meeresebene bis 1.300 m ü. NN (ENGELMANN 1993, GRUSCHWITZ et al. 1993, GÜNTHER & VÖLKL 1996, VÖLKL & KÄSEWIETER 2003).

Biologie und Ökologie

Biologie und Ökologie von *C. austriaca* sind in GRUSCHWITZ (2004) bereits ausführlich dargestellt und dort zu entnehmen.

◆ Erfassungsmethoden

Erfassungsintervall und -rhythmik

Über die natürliche Populationsdynamik der Art ist nahezu nichts bekannt. In der einzig verfügbaren Quelle von Sauer (1997, in

VÖLKL & KÄSEWIETER 2003) zeigt sich eine über acht Jahre untersuchte (Teil-) Population aus 9 bis 15 adulten Tieren als ziemlich beständig. Auf Grund der K-Strategie der Art - Geschlechtsreife zwischen drittem und fünftem Lebensjahr, zweijähriger Fortpflanzungszyklus mit einer Wurfgröße zwischen 2 und 16 Jungtieren sowie einer mit nachgewiesenen sechzehn Jahren relativ hohe Lebensdauer (ENGELMANN 1993, STRIJBOSCH & VAN GELDER 1993, Sauer 1997b zitiert in VÖLKL & KÄSEWIETER 2003, GRUSCHWITZ 2004) - ist mit relativ geringen natürlichen Populationschwankungen zu rechnen. Da bei gleich bleibender Qualität der Lebensräume zu erwarten ist, dass die Bestände stabil bleiben, sollte das Monitoring der Vorkommen alle sechs Jahre und das der Habitate alle drei Jahre durchgeführt werden.

Pro Untersuchungsjahr werden zehn Begehungen empfohlen.

Stichprobe

Auf Grund der weiten Verbreitung der Schlingnatter in Deutschland ist für die meisten Bundesländer eine Stichprobenauswahl erforderlich. In Regionen, in denen die Art selten ist, wird ein Totalzensus, ansonsten die Erhebung in Form von Stichproben empfohlen. Für die meisten Bundesländer liegen keine Angaben zur Zahl der tatsächlichen Vorkommen, sondern nur zur Anzahl besetzter Raster vor, so dass diese als Minimalzahl vorhandener Vorkommen genutzt werden.

Erfassungszeitraum

Die Jahresaktivität der Schlingnatter reicht von Mitte März bis Ende September/Anfang Oktober (Zusammenstellungen in ENGELMANN 1993 sowie VÖLKL & KÄSEWIETER 2003). Die meisten Beobachtungen erfolgen zwischen Mai und September (VÖLKL & MEIER 1988, VÖLKL & KÄSEWIETER 2003). Empfohlen wird daher eine Erfassung mit zehn Begehungen zwischen April und September. Nach STRIJBOSCH & VAN GELDER (1993) bevorzugt die Schlingnatter Lufttemperaturen zwischen 29 und 33 °C, bei höheren Temperaturen verschwindet sie in der Vegetation oder

in Höhlungen im Boden, bei niedrigeren Temperaturen sonnt sie sich. Geeignet zum Suchen von Schlingnattern sind daher im Frühjahr sonnige Tage, im Sommer eher schwüle oder halbsonnige, nicht zu heiße Tage, insbesondere nach längeren Schlechtwetterperioden oder vor Gewittern (ENGELMANN 1993, Mutz schriftl.). Die optimale Tageszeit ist sowohl von der Witterung als auch vom Lebensraum abhängig und sollte von einem erfahrenen Bearbeiter vor Ort entschieden werden (Völkl, schriftl.).

Populationsgröße

Die Erfassung sollte schwerpunktmäßig durch gezieltes Absuchen geeignet erscheinender Geländestrukturen nach Tieren und Häutungshüllen sowie Umdrehen von geeigneten Versteckmöglichkeiten wie besonnten Steinen, Geröllhaufen und Brettern erfolgen. Ergänzend zur reinen Beobachtung sollten in jedem Gebiet je nach Größe und Habitattyp mindestens 10, besser 20-30 Profilbleche nach dem Vorbild von MUTZ & GLANDT (2003) ausgebracht und kontrolliert werden. Anzahl und Dichte der Bleche müssen auf Grund der sehr unterschiedlichen Lebensraumstrukturen der Art von einem erfahrenen Bearbeiter vor Ort entschieden werden. Völkl (schriftl.) schlägt mindestens 6-10 Bleche pro Hektar vor, in reich strukturierten Gebieten deutlich mehr. Wenn möglich, sollen die künstlichen Versteckmöglichkeiten zur besseren Akzeptanz deutlich vor den Untersuchungen im Gelände ausgelegt werden. Gleichzeitig ist darauf zu achten, dass durch das Ausbringen keine wertvolle Vegetation beschädigt wird (Völkl schriftl.).

Innerhalb der schwer erfassbaren Gruppe der Schlangen gehört die Schlingnatter wegen ihrer heimlichen Lebensweise und ihrer Tarnfärbung zu den besonders schwierig zu beobachtenden Arten (SPELLERBERG & PHELPS 1977, GLÄSSER 1996). KERY (2002) ermittelte in seiner fünfjährigen Studie eine Wahrscheinlichkeit von 15 %, pro Begehung mindestens *eine* Schlingnatter zu sehen. Um rein qualitativ mit 90 %-iger Sicherheit aussagen zu können, dass ein Gebiet unbesiedelt ist, sind daher

bis zu fünfzehn Begehungen pro Gebiet notwendig. Nach Empfehlung des Bund-Länder Arbeitskreises zur Bewertung des Erhaltungszustandes werden unter Berücksichtigung der Erhebungskosten für eine halbquantitative Abschätzung zehn Geländebegehungen pro Monitoringdurchgang vorgeschlagen.

Die Unterscheidung von Individuen zur Abschätzung der Populationsgröße erfolgt durch Fang und Fotodokumentation der Tiere. Nach SAUER (1997) eignet sich für Schlingnattern die fotografische Wiedererkennung anhand des Pigmentmusters, insbesondere der vorderen Schilder des Pileus (Rostrale, Internastale und Praefrontale), welche sogar bei frisch geborenen Tieren anwendbar ist. Hierzu muss ein Aufsicht- und ein Seitenbild des Kopfes erstellt werden (genaue Beschreibung in SAUER 1997). HENLE et al. (1997) geben diese Methode als geeignet für Population mit mehr als 50 Tieren an und befürworten eine alleinige Anwendung. Da Populationsgrößen von über 100 Tieren sicher selten erreicht werden, scheint die fotografische Wiedererkennung praktikabel und mit den wenigsten Beeinträchtigungen für die Tiere verbunden zu sein. Bei großen Vorkommen kann man erwägen, unterstützend temporäre Farbmarkierungen anzubringen.

Populationsstruktur

Daten zur Populationsstruktur können bei dieser schwierig nachzuweisenden Art im Rahmen des Monitorings nicht gewonnen werden. Länge und Geschlecht der gefundenen Tiere sollten notiert werden, ersteres ist auch bei Exuvien möglich. Bei genügend großer Stichprobe kann zusätzlich das Geschlechterverhältnis bestimmt werden und eine Kategorisierung in juvenile, subadulte und adulte Tiere erfolgen.

Habitatstrukturen und Beeinträchtigungen

Alle begangenen Gebiete - d. h. auch die Gebiete ohne Nachweis von Schlingnattern - sollten hinsichtlich folgender Parameter untersucht werden: Biotoptypen, Strukturierung der Lebensräume, Substrate, Anteil wärmebegünstigter Teilflächen, Sonnenplätze, Exposition,

Besonnung. Außerdem sollte der Abstand zum nächsten besiedelten Habitat, die Art der menschlichen Nutzung, eventuelle Beeinträchtigungen (Sukzession, Bewirtschaftungsgrad des Habitats, Einsatz von Bioziden, Entfernung von menschlichen Siedlungen, Baumaßnahmen, Störungen durch Spaziergänger und/oder Haustiere etc.) festgehalten werden. In Bezug auf mögliche Isolation sollte die Existenz und Frequentierung von Fahrwegen im bzw. am Jahreslebensraum ermittelt werden. Bei Fundorten von Schlangen sollte zusätzlich - wenn möglich - die Funktion der Fläche (Sonnen-, Ruhe-, oder Überwinterungsplatz, Fortpflanzungs-, Paarungs- oder Jagdhabitat) festgehalten werden.

Aufwand

Vorgeschlagen wird ein standardisierter Zeitaufwand von einer Stunde pro Gebiet und Begehung (ohne Anfahrt). Bei zehn Begehungen pro Gebiet folgt daraus ein Aufwand von zehn Stunden pro Monitoringdurchgang. Hinzu kämen noch Anfahrt sowie Auswertung und Darstellung der Ergebnisse.

Tab. 12-3: *Coronella austriaca* - zusammenfassende Darstellung zur Erhebung des Erhaltungszustandes (vgl. SCHMIDT & GRODDECK 2005).

Kategorie	Parameter	Empfohlene Methode/Durchführung	Ergebnis
Population	Populationsgröße	Intervall: alle 6 Jahre Untersuchungsflächen: Repräsentative Auswahl bzw. Totalzensus Begehungen: 10 pro Untersuchungsjahr Fang und Fotodokumentation der Individuen durch wiederholte Erfassung	Anzahl individuell unterscheidbarer Tiere als minimale Populationsgröße
	Populationsstruktur*	s. oben Geschlechts- und Altersklassenbestimmung	Geschlechterverhältnis, Altersklassenverteilung, Reproduktionsnachweis
Habitat	Habitattyp	s. oben; Intervall alle 3 Jahre, Typisierung des Habitats, Schätzung des Flächenanteils	Anteil Habitattypen [%]
	Strukturierung des Lebensraumes	s. oben verbale Abschätzung der mosaikartigen Strukturierung	verbale Typisierung [monoton bis überwiegend mosaikartig]
	Grenzlinien	s. oben Abschätzung der Grenzliniendichte	Grenzliniendichte [hoch, mittel, gering]
	Nutzungsregime	s. oben Art und Intensität der menschlichen Nutzung	Nutzungstyp, -intensität [extensiv, intensiv]
	Verfügbarkeit von Verstecken	s. oben; Verstecke (Totholz, Steinstrukturen, Mauerspalt, Kleinsäugerbauten, Erdhöhlen)	Verfügbarkeit [viele, mäßig, gering, keine]
	Verfügbarkeit von Sonnstrukturen	s. oben; Ermittlung des Anteils wärmebegünstigter Teilflächen des Gesamthabitats	Flächenanteil [%]
	Besonnung	s. oben; Besonnungsgrad	sonnig, halbschattig, schattig
	Exposition	s. oben Ermittlung der Exposition	Exposition [N, NO, O, SO, S, SW, W, NW, eben]
	Vernetzung von Vorkommen	s. oben; Ermittlung der Entfernung zum jeweils nächsten Vorkommen	Entfernung [m]
Beeinträchtigungen	Sukzession	Ermittlung des Hochstauden- und Gehölzaufkommens	Flächenanteil [%]
	Bewirtschaftung	Abschätzung von Wegebau, Abtorfungen, Flurbereinigung	Flächenanteil [%]
	Biozideinsatz	Absuchen der Fläche auf direkte Hinweise, dass Biozide eingesetzt wurden	verbale Einschätzung [feststellbar, nicht feststellbar]
	Habitatzerschneidung	Verbale Einschätzung im Hinblick auf Existenz und Verkehrsdichte	Intensität, Hinweis auf Verkehrsmortalität und Isolation
	Entfernung zu menschlichen Siedlungen	Verbale Einschätzung zur Beeinträchtigung durch die Nähe zu Siedlungen	Intensität
	Haustiere andere Beeinträchtigungen	Hinweise auf verstärkte Prädation, Dokumentation anderer Beeinträchtigungen	Prädation und weitere Beeinträchtigungen

Anm.: *) Bei der geringen Nachweiswahrscheinlichkeit der Art und der unterschiedlichen Fängigkeit der Altersstadien reichen streng genommen die Funde subadulter und juveniler Tiere nicht zur Abschätzung einer Populationsstruktur aus.

◆ Diskussion

Auf Grund der geringen Nachweiswahrscheinlichkeit der Art ist die oben vorgeschlagene Populationsgrößenabschätzung mit sehr vielen Unsicherheiten behaftet, so dass bei einer Bewertung dieser Punkt dem der Habitatqualität deutlich untergeordnet werden sollte. Die vorgeschlagenen Methoden unterliegen keiner statistischen Sicherheit und genügen damit nicht internationalen Standards (vgl.

Niederlande, Schweiz).

Der Einsatz von künstlichen Versteckmöglichkeiten für Reptilien wird in der Literatur bei der Schlingnatter zwar unterschiedlich bewertet: WALTER & WOLTERS (1997) konnten in einem degenerierten Moor in Norddeutschland mit Reptilienblechen keine Schlingnattern fangen und vermuteten, dass zu viele natürliche Versteckmöglichkeiten in der Umgebung vorhanden waren. Allerdings verwendeten sie Bleche mit 5 cm hohen Holzfuß-

chen, so dass sehr wahrscheinlich der große Abstand zwischen Untergrund und Blech für die Nattern - z. B. auf Grund des ungünstigen Mikroklimas - unattraktiv war (vgl. MUTZ & GLANDT 2003 sowie VÖLKL & KÄSEWIETER 2003). Die meisten anderen Arbeiten zeigen aber sehr positive Ergebnisse: So wiesen PHELPS 1978, GODDARD 1984, BRAITHWAITE et al. 1989, READING 1997, sowie MUTZ & GLANDT 2003 erfolgreich Schlingnattern mit Reptilienbrettern bzw. -blechen nach. Sowohl READING (1997) als auch MUTZ & GLANDT (2003) verzeichneten im Vergleich zur reinen Beobachtung einen Großteil ihrer Funde unter solchen Verstecken. Bei READING (1997) waren zwischen 95 und 97 % aller Schlingnatterfunde unter Blechen. Bei MUTZ & GLANDT (2003) wurden - mit 18 bis 60 Brettern pro Gebiet - von 236 Nachweisen in vier Jahren insgesamt 76 % auf und unter Blechen sowie weitere 22 % auf bzw. unter Brettern getätigt, dagegen nur 1,7 % durch reine Beobachtung. Sie bezeichnen daher die Schlingnatter als eine mit künstlichen Versteckmöglichkeiten „sehr gut erfassbare Art“. Auffällig ist, dass mit 197 Nachweisen (83 %) der größte Anteil erst in den letzten beiden Untersuchungsjahren erfolgte, die Schlingnattern die künstlichen Verstecke demnach erst nach einiger Zeit (ca. 2 Jahren) annehmen. Sie bevorzugen nach MUTZ & GLANDT (2003) deutlich die sich stärker erwärmenden Profilbleche gegenüber Brettern. Nach VÖLKL & KÄSEWIETER (2003) hängt die Akzeptanz von Reptilienbrettern v. a. vom Lebensraum ab. Bietet dieser viele natürliche Verstecke, ist der Erfassungsgrad durch Reptilienbretter geringer. Bei VÖLKL & KÄSEWIETER (2003) gelangen die wenigen Nachweise subadulter Schlangen nur unter Brettern.

◆ **Monitoringprojekte in Deutschland**

Langjährige Monitoringprojekte über die Art in Deutschland sind nicht bekannt. Im Rahmen des E+E-Vorhabens „Biotopverbund für gefährdete Reptilienarten im Lechtal“ ge-

hörte die Schlingnatter zu den zentral untersuchten Arten.

◆ **Forschungsbedarf**

Dringender Forschungsbedarf besteht hinsichtlich der mittel- bis langfristigen natürlichen Dynamik von Populationen, um natürliche Bestandsschwankungen von menschlich bedingten Rückgängen unterscheiden zu können. In diesem Zusammenhang sind auch Untersuchungen zu realen Bestandsgrößen und insbesondere minimal überlebensfähigen Populationsgrößen dringend notwendig. Gleiches gilt für bislang fehlende populationsgenetische Untersuchungen (VÖLKL & KÄSEWIETER 2003), um für den Schutz und Erhalt negative Faktoren wie genetische Verarmung und Isolation und daraus evtl. resultierende erniedrigte Fortpflanzungsraten und erhöhte Mortalitäten ermitteln zu können. Über die Lebensweise und die Ansprüche juveniler und subadulter Schlingnattern ist noch sehr wenig bekannt.

◆ **Weitere AnsprechpartnerInnen**

Dr. Wolfgang Völkl
Hohe Eiche 6, 95517 Seybothenreuth
wolfgang.voelkl@t-online.de

Dr. Daniel Käsewieter
Mühlricht 15, 92245 Kümmerbruck
dakae@gmx.de

Thomas Mutz
Merschkamp 17, 48155 Münster
mutz-t@t-online.de

Zauneidechse

Lacerta agilis (LINNAEUS, 1758)

GREGOR BOSBACH &
KLAUS WEDDELING

◆ Kurzcharakterisierung der Art

Artbestimmung

Zauneidechsen sind auf Grund der Körperproportionen und Färbungsmerkmale gut von anderen heimischen Eidechsen unterscheidbar. Männliche Tiere mit ausgeprägter Grünfärbung könnten mit Smaragdeidechsen verwechselt werden, die dunkel gefleckte Unterseite bei der Zauneidechse (BISCHOFF 1986) sowie weitere Beschuppungsmerkmale sind jedoch in Zweifelsfällen zuverlässige Unterscheidungsmerkmale.

Verbreitung

Unter den heimischen Reptilien gehört die Zauneidechse zu den am weitesten verbreiteten Arten. Ihr Areal umfasst nach dem der Waldeidechse (*Lacerta vivipara*) das zweitgrößte aller Halsbandeidechsen (BISCHOFF 1988) und lässt sich als mitteleuropäisch-kontinental charakterisieren (BLANKE 2004). In Deutschland ist sie mehr oder weniger flächendeckend verbreitet (ELBING et al. 1996).

Lebensraum

Die Art gilt als primärer Waldsteppenbewohner und kann als Kulturfolger bezeichnet werden, da die anthropogenen Landschaftsver-

änderungen, beginnend im frühen Mittelalter, sich auf die Arealausdehnung positiv ausgewirkt haben (BISCHOFF 1988). Zauneidechsen bevorzugen offene, thermisch begünstigte, meist südexponierte Habitats. Hierzu zählen Ruderalflächen wie Böschungen, Bahndämme, Aufschüttungen, Waldränder, Magerrasen und extensiv genutzte Grünlandflächen. Im atlantischen Klimabereich Deutschlands stellen sandige Gebiete und Heideflächen Siedlungsschwerpunkte dar. Optimalhabitate zeigen eine kleinräumige Mosaikstruktur, die sowohl offene Sonnplätze als auch ausreichende Rückzugsmöglichkeiten zur Thermoregulation aufweisen. Der Boden muss für die Eiablage locker und grabfähig sein.

Biologie und Ökologie

ELLWANGER (2004a) hat Biologie und Ökologie der Zauneidechse im Hinblick auf die FFH-RL bereits ausführlich dargestellt. Zur Ökologie vgl. auch BLANKE (2004).

◆ Erfassungsmethoden

Erfassungsintervall und -rhythmik

STRIJBOSCH (1988) gibt für die Zauneidechse eine mittlere Generationsdauer von 4,8

Jahren an. Ähnliche Werte (5 Jahre) finden sich bei RAHMEL & MEYERS (1988). Die ältesten von STRIJBOSCH (1988) untersuchten Tiere waren 10 Jahre alt. Das Monitoringintervall sollte sich jedoch nicht nur nach der Generationsdauer der Art richten, sondern auch dem potenziellen Habitatverlust durch Sukzession Rechnung tragen. Daher wird hier ein Monitoringintervall von drei Jahren vorgeschlagen.

Je Untersuchungsjahr werden mindestens sechs Begehungen (spätes Frühjahr, Spätsommer) vorgeschlagen.

Stichprobe

Die Art ist in Deutschland mehr oder weniger flächendeckend verbreitet und mit z. T. hun-

derten von Vorkommen in einigen Bundesländern dort als häufig zu bezeichnen. Eine Übersicht der Mindestanzahl der Vorkommen in den jeweiligen Bundesländern gibt Tabelle 12-4. Dies hat zur Folge, dass die Vorkommen der Art zumindest in den Flächenbundesländern nur stichprobenartig zu untersuchen ist. Die Auswahl der Untersuchungsflächen sollte mittels Zufallsstichprobe und zentral in jedem Bundesland erfolgen. Die Aktualität der dabei zu Grunde gelegten Datenbanken muss gewährleistet sein, d. h. lange erloschene Vorkommen sind zu streichen, neu besiedelte Flächen sind aufzunehmen. Es wird empfohlen, nur auf Datensätze zurückzugreifen, die nicht älter als fünfzehn Jahre sind.

Tab. 12-4: Mindestzahlen von Zauneidechse-Nachweisen in Deutschland.

Biogeografische Region	Bundesland	Quelle	Mindestzahl Fundpunkte/ MTB-Quadranten
atlantisch	NW (teilw.)	AK Amphibien/Reptilien NRW (schriftl.)	188 Quadranten
	NI, HH, HB (teilw.)	Podlucky (schriftl.)	ca. 370 Fundorte
	SH (teilw.)	KLINGE & WINKLER (2002)	43 Quadranten
kontinental	MV	ELBING et al. (1996)	ca. 150 Quadranten
	B, BB	SCHNEEWEIß & BECKMANN (2002)	360 Quadranten
	S	ELBING et al. (1996)	ca. 130 Quadranten
	SN	MEYER et al. (2004)	> 900 Fundorte
	TH	SERFLING (2002)	> 780 Fundorte
	SL	DELATTINIA (2003)	149 Quadranten
	BY (teilw.)	ELBING et al. (1996)	ca. 100 Quadranten
	BW	FRITZ et al. (1998)	274 Quadranten
	HE	HEIMES (1990)	> 100 Quadranten
	RP	HAHN-SIRY (1996)	ca. 3.500 Fundorte
	NW (teilw.)	AK Amphibien/Reptilien NRW (schriftl.)	>154 Quadranten
	NI (teilw.)	Podlucky (schriftl.)	ca. 130 Fundorte
	SH (teilw.)	KLINGE & WINKLER (2002)	39 Quadranten
	alpin	BY (teilw.)	ELBING et al. (1996)

Anm.: Je nach Quellenlage handelt es sich um Auszählungen von Rasterkarten oder um konkrete Fundortzählungen.

Erfassungszeitraum

Diverse Autoren (z. B. LANGTON 1988, OLSSON 1988, MUTZ & DONT 1996) geben den Beginn der Jahresaktivität für April an. Um eine möglichst hohe Beobachtungsdichte zu gewährleisten, sind die Monate Mai und Juni am günstigsten, also während der Fortpflanzungsperiode. Die Begehungen sollten generell an sonnigen Tagen erfolgen. Zu Be-

ginn der Aktivitätsphase, wenn die Tagestemperaturen nur langsam steigen, sollte erst um die Mittagszeit begonnen werden, Tiere zu suchen. Ende Mai/Anfang Juni kann es mittags jedoch schon so warm sein, dass sich die Tiere in den Schatten zurückziehen, so dass am frühen Vormittag bzw. am späten Nachmittag die Wahrscheinlichkeit höher ist, Tiere an ihren Sonnplätzen aufzuspüren. Ein weiterer günsti-

ger Zeitraum ist der Spätsommer (Mitte August bis Anfang September) vor der Überwinterung, weil dann auch die diesjährigen Jungtiere mit erfasst werden können.

Populationsgröße

Die hier vorgeschlagene Methode zur Abschätzung der Abundanz ist das wiederholte Zählen der Tiere pro definierter Zeiteinheit und Fläche (Sichtbeobachtungen). Als relative Abundanz definiert GLANDT (1988) die Anzahl der Tiere pro Beobachtungsstunde eines Beobachters. Die für das Monitoring relevante Größe lässt sich als maximale Aktivitätsabundanz bezeichnen. Sie resultiert aus der maximal gezählten Anzahl von Tieren pro Zeiteinheit (Tiere/h) aus mehreren Begehungen. Bei Einbeziehung der untersuchten Fläche erhält man die Aktivitätsdichte. Der Erfasser begeht bei jeder Erfassung eine räumlich festgelegte Strecke mit vergleichbarer Geschwindigkeit und zählt alle gesehenen Individuen. Dabei sollten innerhalb einer Begehung Doppelzählungen ausgeschlossen werden können. Mehrere Faktoren sind bei dieser einfach durchzuführenden Methode unbedingt zu beachten: Zum einen muss der Beginn der jahreszeitlichen Aktivität der Art berücksichtigt werden. Des Weiteren ist die Witterung von entscheidender Bedeutung (s. oben). Jedes gezählte Tier wird einer Altersklasse (juvenil, subadult, adult) zugeordnet. Auf eine Geschlechtersprache kann verzichtet werden (s. unten).

Je Monitoringintervall werden jeweils mindestens drei Begehungen im späten Frühjahr und drei im Spätsommer pro Lokalität zu den oben erwähnten Tageszeiten und Witterungsbedingungen vorgeschlagen. Die Gesamtdauer sollte an die jeweilige Gesamtflächengröße angepasst sein, wenn möglich sollte der Erfasser eine ungefähre Begehungsgeschwindigkeit von ca. 200-300 m/h anstreben, damit zwischen Vorkommen vergleichbare Werte genommen werden.

Die stets in etwa gleichen Wegstrecken der Begehungen sollten kartografisch (in der DGK5 und im Luftbild) festgehalten werden.

Populationsstruktur

Bei der Zählung wird nur nach Altersklassen in adult, subadult oder juvenil unterschieden und i. d. R. auf eine Geschlechtersprache verzichtet, da das Geschlechterverhältnis für die Fragestellung des Monitorings nicht vordringlich ist. Ferner variiert das Geschlechterverhältnis je nach Jahreszeit, was zu Problemen bei der Planung der Erfassung führen würde. Darüber hinaus ist es kaum als zusätzlicher verwertbarer Parameter zur Einschätzung des Erhaltungszustandes heranziehbar und auch im Rahmen von Managementmaßnahmen nicht direkt beeinflussbar.

Habitatstrukturen und Beeinträchtigungen

Im Rahmen der Erstbegehung der Lokalitäten innerhalb eines Monitoringdurchgangs werden eine Reihe von Parametern zur Habitatqualität und zu Beeinträchtigungen aufgenommen (s. nachfolgende Tabelle). Ändern sich innerhalb der sechs Begehungen diese Parameter wesentlich, sollte eine Neubewertung erfolgen, ansonsten ist eine Bewertung je Saison ausreichend. Im wesentlichen betreffen die Habitatparameter den Mosaikcharakter der Ausprägung des Lebensraumes, den Flächenanteil wärmegetönter Habitatteile, den Anteil an Versteckstrukturen (Totholz, niedrige Gebüsche, Zwergsträucher), den Anteil geeigneter Sonnplätze, den Anteil grabfähiger Böden zur Eiablage in geeigneter Exposition und die Vernetzung bzw. Barrierewirkung der Umgebung. Bei den Beeinträchtigungen sind v. a. die Sukzession, der sichtbare Einsatz von Dünger oder Bioziden, das Angrenzen befahrener Straßen und die Entfernung zu Siedlungen von Bedeutung. Bei der Erfassung all dieser Parameter wird ihr Einfluss flächenmäßig eingeschätzt, in Prozent Fläche bzw. der näheren Umgebung (100 m Umkreis). Die Erfasser sollten für diese Abschätzung aktuelle Luftbilder und detailliertes Kartenmaterial hinzunehmen.

Aufwand

Fundierte Aufwandsschätzungen sind derzeit noch nicht möglich. Geht man von 1-2 h je Lokalität und Begehung aus, ergibt sich bei

sechs Begehungen und z. B. 50 Lokalitäten ein Mindestzeitbedarf für die Felderfassungen von ca. 450-500 Arbeitsstunden alle drei Jah-

re. Nicht eingerechnet ist die Anfahrt und die Zeit für Dateneingabe, -aufbereitung sowie Auswertung.

Tab. 12-5: *Lacerta agilis*- zusammenfassende Darstellung zur Erhebung des Erhaltungszustandes (vgl. SCHMIDT & GRODDECK 2005).

Kategorie	Parameter	Empfohlene Methode/Durchführung	Ergebnis
Population	Populationsgröße	Intervall: alle 3 Jahre Untersuchungsflächen: Repräsentative Auswahl Begehungen: 6 pro Untersuchungsjahr Ermittlung der Aktivitätsdichte (Tiere/h)	Abundanz (Maximalwert)
	Populationsstruktur	s. oben Altersklassenbestimmung	Altersklassenverteilung, Reproduktionsnachweis
Habitat	Strukturierung des Lebensraumes	s. oben verbale Abschätzung der mosaikartigen Strukturierung	verbale Typisierung [monoton bis überwiegend mosaikartig]
	Verfügbarkeit wärmegetönter Habitatteile, Exposition	s. oben Ermittlung des Flächenanteils wärmegetönter Teilhabitate sowie der Exposition	Flächenanteil [%], Exposition [N, NO, O, SO, S, SW, W, NW, eben]
	Verfügbarkeit von Verstecken	s. oben; Verstecke (Totholz, niedrige Gebüsche, Zwergsträucher etc.)	Verfügbarkeit [viele, mäßig, gering, keine]
	Verfügbarkeit von Sonnstrukturen	s. oben; Ermittlung des Anteils wärmebegünstigter Teilflächen des Gesamthabitats	Flächenanteil [%]
	Verfügbarkeit grabfähiger Böden (zur Eiablage)	s. oben Abschätzung der Bodenart, Schätzung des Flächenanteils	Bodenart, Flächenanteil [%]
	Barrierewirkung der Umgebung	s. oben verbale Abschätzung	verbale Einschätzung [gering bis stark]
	Vernetzung von Vorkommen	s. oben; Ermittlung der Entfernung zum jeweils nächsten Vorkommen	Entfernung [m]
Beeinträchtigungen	Sukzession	Beurteilung der Beeinträchtigung durch Gehölzaufkommen	verbale Einschätzung [keine bis sehr hohe, Totalverlust]
	Dünger- und Biozideinsatz	Absuchen der Fläche auf direkte Hinweise, dass Dünger oder Biozide eingesetzt wurden	verbale Einschätzung [feststellbar, nicht feststellbar]
	Habitat-Zerschneidung	Verbale Einschätzung im Hinblick auf Existenz und Verkehrsdichte	Intensität, Hinweis auf Verkehrsmortalität und Isolation
	Entfernung zu menschlichen Siedlungen	Verbale Einschätzung zur Beeinträchtigung durch die Nähe zu Siedlungen	Intensität
	Haustiere andere Beeinträchtigungen	Hinweise auf verstärkte Prädation, Dokumentation anderer Beeinträchtigungen	Prädation und weitere Beeinträchtigungen

◆ Diskussion

Kritischer Punkt der hier skizzierten Erfassungsmethode ist wie bei allen Reptilien die variierende Erfassbarkeit in verschiedenen Habitaten und damit ein evtl. schwankender Zusammenhang zwischen realer Populationsgröße und der Aktivitätsabundanz, die hier zentrale Kenngröße für die Erfassung ist. Eine Lösung dieses Problems bieten nur Fang-Wiederfang-Untersuchungen, die aber auf Grund

des hohen Aufwandes von den Ländern abgelehnt werden.

◆ Monitoringprojekte in Deutschland

In den einzelnen Bundesländern werden und wurden die Bestände der Art mit verschiedener Intensität untersucht. Für die Zauneidechse liegen aus fast allen Bundesländern Er-

fassungen und Darstellungen im Rahmen von Rasterkartierungen (z. B. PODLOUCKY 1988, s. Tabelle 13-4) mit unterschiedlicher Genauigkeit und Intensität vor. (Semi-)Quantitative Untersuchungen über eine größere Zahl von Populationen in einem größeren Bezugsraum mit für das vorliegende Konzept benötigter Genauigkeit wurden bisher nicht publiziert.

◆ Forschungsbedarf

Bislang fehlen Untersuchungen, die verlässliche und vergleichbare Aussagen zur Nachweiswahrscheinlichkeit der Art machen. Anzustreben ist die Entwicklung einer Methode, die ohne den aufwendigen Fang der Tiere eine kostengünstige und zuverlässige Bestandsgrößenabschätzung ermöglicht. Zu klären wäre, inwieweit wiederholte Aktivitätsbandanzerfassungen überhaupt die reale Bestandsgröße abbilden und wie stark die erhobenen Zahlen schwanken. Nur die kombinierte Anwendung von Fang-Wiederfang-Methoden und wiederholten Sichtzählungen an verschiedenen Vorkommen kann hierzu klare Erkenntnisse bringen.

◆ Weitere AnsprechpartnerInnen

Dr. Kerstin Elbing
Institut für Ökologie und Evolutionsbiologie
Universität Bremen/FB 2
Postfach 330 440, 28334 Bremen
elbing@uni-bremen.de

Smaragdeidechsen

Lacerta bilineata
(DAUDIN, 1802),
L. viridis
(LAURENTI, 1768)

KLAUS WEDDELING

◆ Kurzcharakterisierung der Arten

Die beiden heimischen Smaragdeidechsen sind sich im Hinblick auf Ökologie und Biologie so ähnlich, dass die Monitoringvorschläge zusammen für beide formuliert werden. Wenn nicht ausdrücklich auf *eine* Art hingewiesen wird, gelten die folgenden Ausführungen für beide Taxa.

Artbestimmung

Smaragdeidechsen sind die größten heimischen Lacertiden und können anhand ihrer Größe, auffälligen Färbung und schlanken Körperproportionen kaum mit anderen Eidechsen verwechselt werden. Lediglich mit vollständig grün gefärbten Männchen der Zauneidechse *Lacerta agilis* sowie bei Jungtieren und Subadulti besteht Verwechslungsgefahr. Eine sichere Unterscheidung zwischen Zaun- und Smaragdeidechsen ist auf Grund ihrer Rückenbeschilderung möglich (GÜNTHER 1996). Die beiden Schwesterarten *L. viridis* und *L. bilineata* sind anhand von Färbungsmerkmalen kaum sicher unterscheidbar; das Problem stellt sich aber nur bei ausgesetzten Tieren unbekannter Herkunft, da die beiden Arten in Deutschland keine überlappenden Areale besitzen.

Verbreitung

L. bilineata hat eine europäisch-mediterran-atlantische Gesamtverbreitung, *L. viridis*

dagegen ist eher ein (sub)ostmediterrano-pontisches Element (synoptische Verbreitungskarten s. ELBING 2001). *L. bilineata* siedelt disjunkt in den westdeutschen Wärmegebieten der Täler von Rhein, Mosel und Nahe. Die rheinland-pfälzischen Vorkommen gelten dabei als individuenstark und mehr oder weniger stabil (SOUND 2001), die isolierten Vorkommen am Oberrhein in Baden-Württemberg aber als gefährdet (FRITZ et al. 2001). Das deutsche Areal von *L. viridis* ist ebenfalls disjunkt. Die Fundorte im Donautal bei Passau in Bayern stehen hierbei mit dem südosteuropäischen Hauptareal in Verbindung, die wenigen brandenburgischen Vorkommen gelten als isoliert und gefährdet.

Lebensraum

Am Nordrand ihrer Gesamtareale weisen beide Arten eine deutliche Bindung an wärmegetönte, anthropogene Habitats in Hanglagen wie vergraste und z. T. verbuschte Magerrasen, brachgefallene Weinberge, Wegböschungen, Waldränder und Leitungstrassen auf (ELBING 2004). Immer müssen ausreichend Strukturelemente wie Totholz, Gebüsche oder Felsen als Rückzugs- und Schattenflächen zur Thermoregulation vorhanden sein, ferner warmfeuchte, grabbare Eiablageplätze (ELBING 2001). Detaillierte Angaben zu den Habitats finden sich bei BÖKER (1992) und ELBING (2001).

Biologie und Ökologie

ELBING (2004) hat Biologie und Ökologie der Smaragdeidechsen im Hinblick auf die FFH-RL bereits ausführlich dargestellt.

◆ Erfassungsmethoden

Erfassungsintervall und -rhythmik

ELBING (2001) diskutiert die Einordnung von Smaragdeidechsen in das K- bzw. r-Strategiekonzept und zeigt, dass die Arten dabei flexibel auf unterschiedliche Umweltbedingungen reagieren, und sich selbst räumlich nah beieinander liegende Populationen im Hinblick auf Alter und Größe bei Geschlechtsreife, Fortpflanzungsinvestition und mittlere Lebensdauer stark unterscheiden können. Es muss von mittleren Generationszeiten von 3-5 Jahren ausgegangen werden, die beobachteten Höchstalter im Freiland liegen zwischen ca. 10 (*L. viridis*, Brandenburg) und 20 Jahren (*L. bilineata*, Rheintal) (zusammengestellt in ELBING 2001). Diese Daten und die Tatsache, dass Smaragdeidechsen heute schwerpunktmäßig in anthropogenen Lebensräumen (s. oben) vorkommen, in denen Habitatverlust durch Gehölzsukzession eine wichtige Rolle spielt, lassen zunächst ein jährliches Monitoring notwendig erscheinen. Elbing (schriftl.) betont, dass im Falle eines längeren Turnus insbesondere die Kombination von schneller Vegetationssukzession, kurzer Generationszeit und „schlechten Sommern“ für die Reproduktion bei einigen Populationen dazu führen kann, dass Pflegemaßnahmen zur Stützung der Bestände zu spät greifen.

Pro Untersuchungs-jahr sind acht bis zehn Begehungen zu empfehlen.

Stichprobe

L. bilineata kommt in Baden-Württemberg derzeit noch an 20 Fundstellen im Kaiserstuhl vor (FRITZ et al. 2001, ELBING 2001). Aus Rheinland-Pfalz liegen für den Zeitraum nach 1979 Meldungen aus 90 Minutenrastern vor, die sich im wesentlichen auf drei Bereiche an Nahe, Mosel und Mittelrhein konzentrieren (s. GRUSCHWITZ 1992, NIEHUES & SOUND 1996, SOUND 2001). Die aktuelle Zusammenstellung bei SOUND (2001) geht derzeit von 38 Vorkommen in Rheinland-Pfalz aus.

L. viridis kommt in Bayern und Brandenburg vor. Bei den bayerischen Vorkommen an der Donau bis Passau handelt es sich nach Angaben bei ASSMANN (2001) um insgesamt vermutlich weniger als 500 Tiere auf einer Flussstrecke von weniger als 20 km. In ganz Brandenburg gibt es derzeit vermutlich weniger als 10 Vorkommen der Art (vgl. ELBING 2001). Ein spezielles Erfassungsprogramm klärt hier derzeit den Status der Art (MERTES 2002). Vereinzelt Meldungen aus Sachsen-Anhalt und Sachsen sind nicht bestätigt worden, derzeit kommt die Art dort vermutlich nicht vor.

In allen erwähnten Bundesländern sind Smaragdeidechsen auf so wenige Fundpunkte beschränkt, dass jeweils alle bekannten Fundorte im Rahmen des Monitorings untersucht werden sollten (Totalzensus). Neue Vorkommen sollten auf jeden Fall in die Erfassung mit einbezogen werden.

Tab. 12-6: Verbreitung der Smaragdeidechsen in Deutschland.

Biogeografische Region	Bundesland	Quelle	Mindestzahl Fundpunkte
kontinental	B, BB (<i>L. viridis</i>)	ELBING (2001)	< 10
	BY (<i>L. viridis</i>)	ASSMANN (2001)	< 20
	BW (<i>L. bilineata</i>)	FRITZ et al. (2001)	ca. 20
	RP (<i>L. bilineata</i>)	SOUND (2001)	ca. 38

Erfassungszeitraum

ELBING (2004) und BÖKER (1990, 1992) geben Hinweise zum Erfassungszeitraum. Da-

nach sind die Tiere am besten während der Fortpflanzungszeit in April, Mai und Juni und vor der Überwinterung (in August und Sep-

tember) zu erfassen. Wichtig ist auch die Tageszeit: an trockenheißen Tagen ziehen sich die Tiere bereits am späteren Vormittag wieder in den Schutz der Vegetation zurück, können dann aber am späten Nachmittag teilweise erneut an den Sonnplätzen beobachtet werden. Günstig sind v. a. sonnige Abschnitte nach Schlechtwetterperioden bzw. Regen, bei denen sich die Tiere dann längere Zeit aufheizen und gut erfassbar sind. Elbing (schriftl.) betont, dass die Termine so gewählt sein müssen, dass sie hinsichtlich der Jahre bzgl. mittelfristiger Wetterlage, aktueller Witterung und Fortpflanzungszyklus vergleichbar sind.

Populationsgröße

Als einzige auch arbeitstechnisch sinnvoll durchführbare Methode zur Abschätzung der Bestandsgrößen erscheinen wiederholte Zählungen bei Sichtbeobachtungen an stets den gleichen Stellen (bestimmte, abzulaufende Wegstrecken), auf denen der Erfasser innerhalb einer Begehung versucht, Doppelzählungen von Individuen weitgehend auszuschließen. Als Bezugsgröße dient die Suchzeit, nicht die Flächengröße, da diese bei linearen Strukturen schwer ermittelbar ist. Das Ergebnis der Zählungen sind Angaben zur Zahl der beobachteten Tiere pro Stunde. Nach Hinweisen von Elbing (schriftl.) sind Doppelzählungen in großen Populationen und/oder unübersichtlichen Habitaten nicht immer zu vermeiden, da die Tiere z. T. recht mobil sind. Die begangenen Flächen/Wegstrecken werden dazu möglichst genau in Karten eingetragen, um den Vorgang zu standardisieren. Vorhandene Versteckstrukturen (Totholz, Steinplatten etc.) werden dabei ebenfalls - sofern möglich - umgedreht und kontrolliert. Nach einer Erfassungssaison stellt der Maximalwert aus 8-10 Begehungen in Tieren/h an einer Lokalität die Grundlage zur Einschätzung des Erhaltungszustandes dar.

Da Smaragdeidechsen i. d. R. inselartig verbreitete Habitate besiedeln und individuelle Aktionsräume zwischen ca. 100 m² und 4.000 m² (bis maximal 10.000 m²) nutzen (Übersicht bei ELBING 2001), sind die einzelnen Vorkommen/Fundorte meist gut abgrenzbar

und wieder aufzufinden. Lediglich in sehr heterogenen Habitaten mit weit fortgeschrittener Gehölzsukzession können sehr große Aktionsräume auftreten, die ein wiederholtes Monitoring an einer Lokalität erschweren.

Die Zählung muss zwar nicht durch Spezialisten erfolgen, eine gewisse Geländeerfahrung mit Reptilien und sichere Artenkenntnis muss vorausgesetzt werden. Ferner sollten möglichst immer die gleichen Personen die Wiederholungserfassungen durchführen, um den Bearbeiterfehler konstant zu halten (Elbing schriftl.). Als Ansprechpartner in Zweifelsfällen (Jungtierbestimmung usw.) sollten Experten zur Verfügung stehen.

Populationsstruktur

Bei der Zählung wird nur nach Altersklassen in adult, subadult oder juvenil unterschieden und i. d. R. auf eine Geschlechteransprache verzichtet, da sie einige Erfahrung des Kartierers verlangt und das Geschlechterverhältnis für die Fragestellung des Monitorings nicht vordringlich ist. Ferner variiert das Geschlechterverhältnis je nach Jahreszeit, was zu Problemen bei der Planung der Erfassung führen würde (Elbing schriftl.) und kaum als zusätzlicher verwertbarer Parameter zur Einschätzung des Erhaltungszustandes heranzuziehen ist.

Habitatstrukturen und Beeinträchtigungen

ELBING (2001) beschreibt detailliert die für Smaragdeidechsen entscheidenden Habitatstrukturen, die sich auf Grund der örtlichen Gegebenheiten zwischen *L. bilineata* im Rheintal (v. a. Weinberge) und *L. viridis* in Ostdeutschland (v. a. Waldränder/Böschungen) deutlich unterscheiden. Beiden gemeinsam sind aber bestimmte notwendige Komponenten, deren Vorhandensein, Qualität und Dynamik im Rahmen des Monitorings mit untersucht werden sollten. Im einzelnen sind dies: Biotoptyp, Hangneigung und Exposition, Existenz von offenem, grabbarem Substrat zur Eiablage, besonnte Flächen auf Erde, Steinen oder Totholz als Sonnflächen, Fels-, Lese- oder Totholzstrukturen als Verstecke sowie dichte Kraut- und Strauchvegetation als

Versteck bzw. Winterquartiere. Ihr Mengenan- teil und dessen Veränderung (z. B. durch Ein- griffe oder Sukzession) sollten im Rahmen des Monitorings dokumentiert werden. Da hierbei mit Schätzungen (z. B. % Deckung der Gehöl- ze innerhalb eines kartografisch festgelegten Bezugsraumes, Details s. Tabelle12-7) gear- beitet wird, kann das Monitoring nur relativ starke Veränderungen der Parameter erken- nen. Je Monitoringdurchgang reicht ihre ein- malige Dokumentation aus. Zur Quantifizie- rung von Veränderungen im Gehölzbestand sind u. U. auch Artenlisten (v. a. wenn regenerationsfreudige und klonal wachsende Gehölze wie Robinie und Schlehe vorkommen) und Fotos von jeweils festgelegter Perspektive aus

hilfreich, um zu visualisieren, wie stark z. B. die Sukzession voranschreitet.

Aufwand

Eine fundierte Aufwandsschätzung für das Monitoring ist derzeit nicht möglich. Als gro- be Abschätzung kann man bei 60-80 zu kon- trollierenden Vorkommen (Summe für beide Arten) und acht bis zehn Begehungen pro Fundort á 2 h von ca. 1.300 Arbeitsstunden pro Jahr für die beteiligten Bundesländer ins- gesamt ausgehen. Darin ist die einmalige Ha- bitaterfassung pro Jahr enthalten. Nicht Be- rücksichtigt sind Anfahrt und Zeit für die Aus- wertung und Aufarbeitung der Daten.

Tab. 12-7: *Lacerta bilineata et viridis* - zusammenfassende Darstellung zur Erhebung des Erhaltungszustandes (vgl. SCHMIDT & GRODDECK 2005).

Kategorie	Parameter	Empfohlene Methode/Durchführung	Ergebnis
Population	Populationsgröße	Intervall: jährlich Untersuchungsflächen: Totalzensus Begehungen: 8-10 pro Untersuchungsjahr Ermittlung der Aktivitätsdichte (Tiere/h)	Abundanz (Maximalwert)
	Populations- struktur	s. oben Altersklassenbestimmung	Altersklassenverteilung, Reproduktionsnachweis
Habitat	Strukturierung des Lebensraumes	s. oben verbale Abschätzung der mosaikartigen Struk- turierung	verbale Typisierung [monoton bis mosaikartig]
	Biotoptyp	s. oben; Ansprache des Biotoptyps	Biotoptyp
	Verfügbarkeit wärmegetönter Habitatteile, Expo- sition	s. oben Ermittlung des Flächenanteils wärmegetönter Teilhabitate sowie der Exposition	Flächenanteil [%], Exposition [N, NO, O, SO, S, SW, W, NW, eben]
	Verfügbarkeit von Verstecken	s. oben; Verstecke (Totholz, niedrige Ge- büsche, Zwergsträucher etc.)	Verfügbarkeit [viele, mäßig, gering, keine]
	Verfügbarkeit von Sonnstrukturen	s. oben; Ermittlung des Anteils wärmebe- günstiger Teilflächen des Gesamthabitats	Flächenanteil [%]
	Verfügbarkeit grabfähiger Bö- den (zur Eiablage)	s. oben Abschätzung der Bodenart, Schätzung des Flä- chenanteils	Bodenart, Flächenanteil [%]
	Barrierewirkung der Umgebung	s. oben verbale Abschätzung	verbale Einschätzung [gering bis stark]
	Vernetzung von Vorkommen	s. oben; Ermittlung der Entfernung zum jeweils nächsten Vorkommen	Entfernung [m]
	Beeinträch- tigungen	Sukzession	Beurteilung der Beeinträchtigung durch Ge- hölzaufkommen
Habitat- Zerschneidung		Verbale Einschätzung im Hinblick auf Existenz und Verkehrsdichte	Intensität, Hinweis auf Ver- kehrsmortalität und Isolation
Entfernung zu menschlichen Siedlungen		Verbale Einschätzung zur Beeinträchtigung durch die Nähe zu Siedlungen	Intensität
Haustiere andere Beeinträchtigun- gen		Hinweise auf verstärkte Prädation, Dokumenta- tion anderer Beeinträchtigungen	Prädation und weitere Beeinträchtigungen

◆ Diskussion

Den Forderungen von ELBING (2004) nach fundierten Populationsstudien mit Hilfe von Fang-Wiederfangtechniken kann nur zugestimmt werden. Ihre Anwendung auf alle Populationen in Deutschland ist aber zu aufwändig, da bei solchen Untersuchungen viele Tiere gefangen und u. U. markiert bzw. individualisiert werden müssen, was mit erheblichem Aufwand verbunden und nur von Fachpersonal umsetzbar ist. Die Methodik (Individualerkennung mittels Fotodokumentation von Pholidose- und individuellen Färbungsmerkmalen, temporäre Markierungen mit Nagellack, Fang der Tiere mittels Schlinge) für solche Studien steht prinzipiell zur Verfügung (BÖKER 1990, ELBING 2001, SCHEDL & KLEPSCH 2001). Als Beispiel für den Aufwand solcher Untersuchungen seien die Arbeit von SCHEDL & KLEPSCH (2001) genannt, die für die individuenbasierte quantitative Erfassung zweier Populationen in drei Untersuchungsjahren zwischen 11 und 74 Begehungstage je Lokalität und Jahr benötigten. Der Fang und die Individualisierung/Markierung der Tiere stellt ferner eine nicht zu unterschätzende Belastung für die Tiere da und ist bei einer so seltenen Art in der „flächendeckenden“ Anwendung problematisch.

Die vorgeschlagenen Parameter für die Habitaterfassung (meist Schätzung von Deckungsgraden) haben vermutlich eine relativ hohe Fehlervarianz, besonders wenn bei jedem Monitoringdurchgang andere Personen die Daten erheben, was wenn möglich vermieden werden sollte (Elbing schriftl.). Dieser Bearbeitereinfluss kann auch dadurch verringert werden, dass bei jedem Durchgang der Zustand vor Ort fotografisch dokumentiert wird. Dennoch können nur vergleichsweise starke Veränderungen erkannt werden, schleichende Prozesse werden wohl erst nach mehreren Durchgängen sichtbar.

◆ Monitoringprojekte in Deutschland

In den einzelnen Bundesländern werden und wurden die Bestände der Arten mit verschiedener Intensität untersucht. Neben Erfassungen und Darstellungen im Rahmen von Rasterkartierungen (z. B. NIEHUES & SOUND 1996) liegen für verschiedene Regionen auch relativ aktuelle fundpunktscharfe z. T. sogar quantitative Angaben vor (z. B. GRUSCHWITZ 1992, ASSMANN 2001, SOUND 2001) bzw. werden derzeit erhoben (MERTES 2002).

L. bilineata wird derzeit im Rahmen von Gutachten für die Deutsche Bahn im Mittelrheintal intensiv erfasst (Fuhrmann schriftl.).

◆ Forschungsbedarf

ELBING (2001, 2004) listet den allgemeinen Forschungsbedarf im Hinblick auf die Ökologie der Smaragdeidechsen detailliert auf. Weiter weist sie darauf hin (Elbing schriftl.), dass der Verlust bzw. die (kleinräumige) Verlagerung von Vorkommen infolge rapider Sukzession ein wichtiges ungelöstes Problem für das Design nicht nur beim Monitoring von Smaragdeidechsen darstellt. Es erscheint nur lösbar, wenn bei jedem Monitoringdurchgang neu besiedelte Bereiche im Umfeld bekannter Vorkommen abgesucht und in die Untersuchungen mit einbezogen werden.

◆ Weitere AnsprechpartnerInnen

Dr. Kerstin Elbing
Institut für Ökologie und Evolutionsbiologie
Universität Bremen/FB 2
Postfach 330 440, 28334 Bremen
elbing@uni-bremen.de

Würfelnatter

Natrix tessellata (LAURENTI, 1768)

MONIKA HACHTEL

◆ Kurzcharakterisierung der Art

Artbestimmung

Die bis 100 cm lange, schlanke Würfelnatter variiert in ihrer Färbung von lehmgelb über oliv, grau, grau-grün bis zu verschiedenen Brauntönen. Sie wird durch ihre großen, leicht hervor stehenden Augen mit rundlichen Pupillen, die schräg nach oben gerichteten Nasenlöcher, ihren verbreiterten Nacken sowie den seitlich abgeflachten, von oben dreieckigen Kopf charakterisiert. Von der Ringelnatter unterscheidet sich die Würfelnatter insbesondere durch das Fehlen der halbmondförmigen Nackenflecken (LENZ 1989, GRUSCHWITZ & GÜNTHER 1996, GRUSCHWITZ et al. 1999). Weibchen lassen sich meist an dem kürzeren Schwanz von Männchen unterscheiden, wobei der Quotient von Gesamtlänge zu Schwanzlänge für Weibchen über 5,2 und für Männchen unter 4,8 liegt. Das sicherste Merkmal mit geringen Überschneidungen ist nach GRUSCHWITZ & GÜNTHER (1996) die Zahl der Subcaudalia-Paare: bei Weibchen zwischen 56 und 62, bei Männchen zwischen 67 und 73. Häutungshüllen lassen sich insbesondere gegenüber der nah verwandten Ringelnatter anhand der geteilten Präocularia und stark gekielten Caudalia bestimmen (LENZ 1989).

Verbreitung

In Deutschland besitzt die Art drei Relikt-vorkommen, welche aktuell die nördlichsten

Fundorte Europas darstellen. Es handelt sich um drei isolierte Vorkommen im Mittelrheingebiet an den Flüssen Nahe, Lahn und Mosel in Rheinland-Pfalz (z. B. GRUSCHWITZ 1980, LENZ 1989, GRUSCHWITZ et al. 1993, 1999, NIEHUIS 1996). An der Nahe verteilen sich die aktuellen Vorkommen auf vier Teilpopulationen entlang eines ca. 17 km langen Uferabschnittes zwischen Bad Kreuznach und Boos. An der Lahn existiert z. Zt. ein Vorkommen an einem ca. 2 km langen Uferabschnitt am Unterlauf, an weiteren zwei Standorten wurden Jungtiere ausgesetzt. Auch an der Mosel besteht eine einzige, individuen schwache Population an einem ca. 500 m langen Abschnitt am Unterlauf des Flusses. Im Jahr 2000 wurde bei Meißen an der Elbe an einem Standort mit einem erloschenen Vorkommen ein Wiederansiedlungsprojekt mit tschechischen Tieren gestartet (SCHMIDT & LENZ 2001, vgl. OBST 1976, GRUSCHWITZ et al. 1993). Nach STEINICKE et al. (2002) besitzt dieses Vorkommen ebenfalls einen hohen Schutzwert und sollte daher genauso einem Monitoring unterzogen werden wie die autochthonen Populationen.

Punktscharfe Verbreitungskarten finden sich in LENZ (1989), Rasterkarten in GRUSCHWITZ (1985), GRUSCHWITZ & GÜNTHER (1996).

Lebensraum

Als halbaquatisch lebende und sich von Fischen ernährende Art ist die Würfelnatter an

fischreiche Gewässer in wärmebegünstigter Lage gebunden. In Deutschland sind dies Fluss- und Bachläufe, die flach auslaufende Uferzonen mit hoher Sonneneinstrahlung, geringer Wassertiefe, naturnah ausgebildeter Vegetation (Gebüsche und Hochstauden) sowie offenen, steinig-kiesigen Spülsaumbereichen, Kies- und Schotterbänken aufweisen. Wichtige Strukturelemente sind sonnenexponierte Flächen wie Flussinseln, Felsen, Trockenrasen, Brachen, Böschungen, Dämme oder Trockenmauern als Sonn-, Versteck- und Überwinterungsplätze. (Jung-) fischreiche Stillwasserbereiche wie Buchten und Kolke werden als Nahrungshabitate benötigt. Als Eiablageplätze dienen Treibgutansammlungen, Baumstubben sowie Laub- und Komposthaufen (GRUSCHWITZ 1978, GRUSCHWITZ & GÜNTHER 1996).

Biologie und Ökologie

Biologie und Ökologie von *N. tessellata* sind in ELLWANGER (2004b) bereits umfassend dargestellt.

◆ Erfassungsmethoden

Erfassungsintervall und -rhythmik

Auf Grund des kritischen Status der Art in Deutschland sollten zwischen den Durchgängen nicht mehr als drei Jahre liegen. Bei einer signifikanten Abnahme der Populationsgrößen oder ganz fehlender Nachweise an einzelnen Fundpunkten (Hinweis auf einen Arealchwund) sollte die betroffene Population unter Berücksichtigung des Artenschutzes und der Methodenverträglichkeit, d. h. ohne relevante Störungen der Tiere, ab sofort jährlich beobachtet werden. Da bei gleichbleibender Qualität der Lebensräume zu erwarten ist, dass die Bestände stabil bleiben, sollte ein Monitoring der Habitate jährlich durchgeführt werden.

Veranschlagt werden - aus Gründen der Praktikabilität - zehn Begehungen pro Monitoringdurchgang.

Stichprobe

Bei den deutschen Vorkommen handelt es sich um jeweils vollständig isolierte Reliktpopulationen, die nach STEINICKE et al. (2002) eindeutig als Vorposten einzuschätzen sind. Auf Grund der Seltenheit der Art und der starken Gefährdung muss daher in allen drei autochthonen Vorkommensgebieten sowie der wieder angesiedelten Population ein Komplettdurchgang durchgeführt werden. Zusätzlich zu den bereits bekannten Fundstellen sollten regelmäßig stichprobenhaft weitere in für die Art erreichbarer Nähe liegende, potenziell geeignet erscheinende Flächen untersucht werden. So können einerseits evtl. noch übersehene Vorkommen nachgewiesen, andererseits eine mögliche räumliche Ausbreitung und Dynamik der Schlangenart dokumentiert werden. Nach LENZ et al. (2001) unterliegen bereits seit 1980 alle drei Populationen in Deutschland einer kontinuierlichen Bestandskontrolle bestehend aus Monitoring, Naturschutzplanungen und Erfolgskontrolle der durchgeführten Schutzmaßnahmen. Das Monitoring im Rahmen der FFH-Berichtspflichten sollte daher eng an diese ausführlichen Untersuchungen anknüpfen.

Erfassungszeitraum

Die Würfelnatter lässt sich ab Mitte April bis in den Oktober hinein beobachten, wobei ihre Hauptaktivitätszeiträume zwischen Mai und Juli liegen. Jungtiere sind zwischen August und Oktober zu beobachten (GRUSCHWITZ 1980, LENZ 1989). Optimale Erfassungszeiträume liegen damit im Mai und Juli für Adulte sowie August bis September für Jungtiere. Eiablageplätze können ab Oktober überprüft werden. Während des Vormittags ist die Würfelnatter mäßig aktiv. Sie nutzt diese Stunden zum Ruhen und Sonnen. Die größte Aktivität mit den besten Nachweis-Chancen zeigen die Nattern von 12.00/13.00 Uhr bis gegen 17.00 Uhr, da sie in dieser Zeit verstärkt dem Beutefang im Wasser nachgehen. Ab 18.00 sind sie meist wieder an Land anzutreffen (GRUSCHWITZ 1978, GRUSCHWITZ 1980, LENZ 1989).

Populationsgröße

Die Erfassung der Würfelnatter in potenziellen Habitaten erfolgt nach GRUSCHWITZ (1978) sowie LENZ (1989) am besten durch ein regelmäßiges Absuchen besonders der Wasseroberfläche und besonnter, steiniger Flächen in Ufernähe mit Hilfe eines Fernglases von erhöhtem Ansitz aus. Zusätzlich sollten die steinig-kiesigen Flachwasserzonen abgesucht, hier potenziell als Versteckmöglichkeiten dienende Steine umgedreht sowie Häutungshüllen gesucht werden. Geeignetes Wetter zur Erfassung sind wolkenlose (bis mäßig bewölkte) Tage mit Lufttemperaturen von 20-25 °C im Schatten (höchste Beobachtungshäufigkeit nach LENZ 1989 bei 22 °C) sowie Wassertemperaturen ab 12,5 °C (LENZ 1989).

Besonderen Wert sollte auf die Erfassung von Jungtieren sowie auf die Suche nach Eihüllen gelegt werden, d. h. mindestens drei der zehn Erfassungen sollten ab August (bzw. für die Kontrolle potenzieller Eiablagesubstrate ab Oktober) erfolgen.

Eine Individualerkennung zur Abschätzung der Populationsgröße ist auf Grund der hohen Variabilität und Seitenasymmetrie der Schuppen im Kopfbereich in Verbindung mit Anomalien und Körpermaßen möglich (vgl. LANKA 1978, LENZ 1989) und nach Gruschwitz (schriftl.) in zahlreichen Untersuchungen abgesichert. Angelehnt an die bereits vorhandenen Studien können drei Rechenmodelle zu Fang-Wiederfang-Methoden angewendet werden: a) Lincoln-Index, b) Jolly-Seber-Methode und c) Methode nach Schnabel (LENZ 1989, LENZ & GRUSCHWITZ 1993).

Populationsstruktur

Daten zur Populationsstruktur können im Rahmen des Monitorings nicht gewonnen werden. Zusätzlich zur Individualerkennung sind Geschlecht (Bestimmung s. oben), Länge und Gewicht zu bestimmen. Gesamt- und Schwanzlängen sind mit Hilfe einer in LENZ (1989) dargestellten, V-förmigen Messschiene (Genauigkeit von 0,5 cm) zu ermitteln. Das Gewicht sollte anhand einer Federwaage mit Leinensäckchen zur Aufbewahrung der Schlangen bestimmt werden (vgl. LENZ 1989).

Bei adulten Exemplaren wird eine Genauigkeit von 10 g, bei juvenilen von 1 g empfohlen.

Habitatstrukturen und Beeinträchtigungen

Sowohl real als auch potenziell geeignete Habitatstrukturen sollten hinsichtlich folgender Parameter untersucht und kartografisch dargestellt werden: Biototypen, Ausprägung des Flusslaufs, Ufervegetation, Versteck- und Sonnstrukturen, menschliche Nutzung, Substrat, Exposition und Hangneigung, Besonnung sowie eventuelle Beeinträchtigungen.

Bei Fundorten von Schlangen sollte - wenn möglich - die Funktion der Fläche (Sonnen-, Ruhe-, Eiablage- oder Überwinterungsplatz, Fortpflanzungs-, Balz- oder Jagdhabitat) festgehalten werden. Besonderes Augenmerk sollte hierbei auf die Erfassung potenzieller und tatsächlicher Eiablageplätze, daneben auch von Winterquartieren gelegt werden.

Aufwand

Bei einem grob geschätzten Zeitaufwand von 6 Stunden pro Gebiet und Begehung ergibt sich bei zehn Begehungen ein Aufwand von 60 Stunden pro Monitoringdurchgang und Gebiet. Hinzu kämen noch Anfahrt sowie Auswertung und Darstellung der Ergebnisse.

Tab. 12-8: *Natrix tessellata* - zusammenfassende Darstellung zur Erhebung des Erhaltungszustandes (vgl. SCHMIDT & GRODDECK 2005).

Kategorie	Parameter	Empfohlene Methode/Durchführung	Ergebnis
Population	Populationsgröße	Intervall: alle 3 Jahre (ggf. jährlich) Untersuchungsflächen: Totalzensus Begehungen: 10 pro Untersuchungs-jahr Fang und Fotodokumentation der Individuen durch wiederholte Erfassung	Anzahl individuell unterscheidbarer Tiere als minimale Populationsgröße
	Populationsstruktur	s. oben Geschlechts-, Längen- und Gewichtsbestimmung	Geschlechterverhältnis, Altersklassenverteilung, Reproduktionsnachweis
Habitat	Habitattyp	s. oben; Intervall jährlich, Typisierung des Habitats, Schätzung des Flächenanteils	Anteil Habitattypen [%]
	Strukturierung des Lebensraumes	s. oben verbale Abschätzung der mosaikartigen Strukturierung	verbale Typisierung [monoton bis überwiegend mosaikartig]
	Ausprägung des Flusslaufes	s. oben Ermittlung von Wassertiefe, Strömung und Strukturen	verbale Einstufung
	Ausprägung der Uferböschungen	s. oben Ermittlung der Ufersteilheit	verbale Einstufung [überwiegend, teilweise, nicht flach]
	Ufervegetation	s. oben; Anteil von Bäumen, Büschen oder Stauden der Ufervegetation	Anteil [%]
	Verfügbarkeit von Verstecken und Winterhabitaten	s. oben; Verstecke (Steinstrukturen, Mauerspalt etc.) sowie Entfernung von potenziellen Winterhabitaten zum Wasser	Verfügbarkeit [viele, mäßig, gering, keine], Entfernung [m]
	potenzielle Ei-ablageplätze	s. oben; Suche nach Treibgut, Laub- und Komposthaufen, Baumstubben etc.	Verfügbarkeit [viele, mäßig, gering, keine]
	Besonnung	s. oben; Besonnungsgrad	sonnig, halbschattig, schattig
	Verfügbarkeit von Sonnstrukturen	s. oben; Ermittlung des Anteils wärmebegünstigter Teilflächen des Gesamthabitats	Flächenanteil [%]
	Exposition	s. oben Ermittlung der Exposition	Exposition [N, NO, O, SO, S, SW, W, NW, eben]
	Nutzungsregime	s. oben Art und Intensität der menschlichen Nutzung	Nutzungstyp, -intensität [extensiv, intensiv]
	Vernetzung von Vorkommen	s. oben; Ermittlung der Entfernung zum jeweils nächsten Vorkommen	Entfernung [m]
	Beeinträchtigungen	Sukzession	Ermittlung des Hochstauden- und Gehölzaufkommens
Mahd im Sommerhabitat		Abschätzung von Mahdzeitpunkt, -intensität und -methode	verbale Einstufung
Biozideinsatz		Absuchen der Fläche auf direkte Hinweise, dass Biozide eingesetzt wurden	verbale Einschätzung [feststellbar, nicht feststellbar]
Fischsterben		Erkundigungen	verbale Einschätzung
Bedrohung des Winterhabitats		Dokumentation von Flurbereinigung, Wegebau, Uferbegradigung, Verfüguug von Mauern etc., Abschätzung der Überflutung anhand der Spülsäume und Hochwasserberichte	verbale Einstufung [akute oder keine Bedrohung, Häufigkeit der Überflutungen]
Habitat-Zerschneidung		Verbale Einschätzung im Hinblick auf Existenz und Verkehrsdichte	Intensität, Hinweis auf Verkehrsmortalität und Isolation
Freizeitdruck		Abschätzung und Lokalisierung von Störungen durch Angler, Boote, Schwimmer, Camping, Spaziergänger oder Radfahrer	verbale Einschätzung

◆ Diskussion

Auf Grund der geringen Nachweiswahrscheinlichkeit der Art ist die oben vorgeschlagene Populationsgrößenabschätzung mit sehr vielen Unsicherheiten behaftet, so dass bei einer Bewertung der Punkt der der Habitatquali-

tät deutlich untergeordnet werden sollte. Die vorgeschlagenen Methoden unterliegen keiner statistischen Sicherheit und genügen damit nicht internationalen Standards (vgl. Niederlande, Schweiz).

◆ **Monitoringprojekte in Deutschland**

Nach LENZ et al. (2001) unterliegen seit 1980 alle drei Populationen in Deutschland einer kontinuierlichen Bestandskontrolle. In 2003 wurde ein Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „Neugestaltung und Vernetzung von Lebensräumen bundesweit bedrohter Reptilien an Bundeswasserstraßen am Beispiel der Würfelnatter (*Natrix tessellata*) an den Flüssen Mosel, Lahn und Elbe“ fertig gestellt. Der Abschlussbericht hierzu ist noch nicht veröffentlicht. Außerhalb dieses E+E-Vorhabens wurden 2002 und 2003 stichprobenhaft Kontrollen durchgeführt, die nach Lenz (schriftl.) in Kürze publiziert werden.

◆ **Forschungsbedarf**

Für den Erhalt der Art sind genauere Erkenntnisse über die tatsächlichen Eiablageplätze, insbesondere solche natürlichen Ursprünge wichtig. Auch über das Höchstalter von Tieren im Freiland als wichtiger Faktor zur Langlebigkeit der Art und langfristigem Erhalt von Populationen mit fehlendem oder geringem Fortpflanzungserfolg ist noch nichts bekannt. Grundlagendaten wie tatsächliche Lebensraumgrößen und Mobilität der Tiere könnten durch telemetrische Untersuchungen gewonnen werden (Lenz schriftl.).

◆ **Weitere AnsprechpartnerInnen**

Dr. Sigrid Lenz
Am Wallgraben 8, D-56751 Polch
lesch-lenz@t-online.de

Mauereidechse

Podarcis muralis (LAURENTI, 1768)

GREGOR BOSBACH &
MONIKA HACHTEL

◆ Kurzcharakterisierung der Art

Artbestimmung

Mauereidechsen erreichen eine Gesamtlänge bis zu 225 mm und eine Kopf-Rumpflänge von 75 mm. Die Färbung ist sehr variabel: die Oberseite ist grau oder braun, seltener olivfarben mit einem schwarzen Fleckenmuster und oft mit helleren Längsstreifen, aber niemals grün wie bei der Zauneidechse. Die Unterseite weist helle Farbtöne auf, die von weiß, gelbrosa bis kräftig orange reichen können. Häufig tritt eine dunkle Fleckung auf, die bei den Weibchen auf die Kehlgegend begrenzt ist. Vor allem die Männchen besitzen an den Flanken oft blau gefärbte Ventralschuppen, die als sicheres Erkennungszeichen für die Art gelten (HAESE 1990).

Verbreitung

In Deutschland befindet sich die Art an ihrer nordwestlichen Arealgrenze. Ihre Verbreitungsschwerpunkte liegen in den südwestlichen Regionen des Landes v. a. an Hanglagen von Rhein, Ahr, Lahn, Mosel und Neckar (GRUSCHWITZ & BÖHME 1986). Ihre Höhenverbreitung reicht bis 750 m ü. NN (GÜNTHER et al. 1996).

Lebensraum

Ursprünglich besiedelt die wärmeliebende Mauereidechse als natürliche Lebensräume sonnenexponierte Felsen, Geröllhalden, Fels-

rasen und die an den Rändern großer Flüsse gelegenen Kiesbänke. Auf Grund starker anthropogener Einflüsse sind Vorkommen in Primärlebensräumen aber sehr selten geworden. Stattdessen werden in Deutschland häufig Sekundärbiotopie wie Steinbrüche, Weinbergs- und andere Mauern besiedelt (DEXEL 1984, FRITZ 1987, GÜNTHER et al. 1996). Bezeichnend für ein Mauereidechsenhabitat ist ein kleinräumiger Wechsel aus vegetationsfreien und bewachsenen Gesteinsoberflächen mit zahlreichen Hohlräumen, die sowohl als Fluchtstätte als auch zur Überwinterung genutzt werden. Eine angrenzende, den Boden deckende Vegetationsschicht dient als Refugium vor ungünstigen Witterungsbedingungen und Feinden und bietet ausreichend Jagdmöglichkeiten (DEXEL 1986). Die Habitate zeichnen sich durch offene, sonnenexponierte Felsabschnitte aus, die von der thermophilen Art als Sonnplätze genutzt werden.

Biologie und Ökologie

Biologie und Ökologie der Art sind im Steckbrief von ELLWANGER (2004c) ausführlich dargestellt.

◆ Erfassungsmethoden

Erfassungsintervall und -rhythmik

Als maximale Lebensdauer der Mauereidechse geben GRUSCHWITZ & BÖHME (1986)

eine Zeitspanne von zehn Jahren an. Die durchschnittliche Lebenserwartung liegt zwischen vier und sechs Jahren, so dass mit einer Generationszeit von ungefähr fünf Jahren zu rechnen ist. Da die Art zudem stark von Sukzession abhängig ist, sollten sowohl die Bestandsüberprüfungen als auch die Kontrolle und Bewertung der Habitatstrukturen alle drei Jahre durchgeführt werden.

Es werden insgesamt vier Begehungen pro Monitoringdurchgang empfohlen.

Stichprobe

Nach derzeitigem Kenntnisstand kommt die Art in Nordrhein-Westfalen, Hessen, Rheinland-Pfalz, Saarland, Baden-Württem-

berg und Bayern vor. Bis auf die bayerische Population liegen alle autochthonen Vorkommen in der kontinentalen biogeografischen Region. Vor Beginn des Monitorings ist die Aktualität der verzeichneten Vorkommen zu überprüfen. Es wird empfohlen, nur auf Datenquellen zurückzugreifen, die nicht älter als 15 Jahre sind. In Regionen in denen die Art selten ist, wird ein Totalzensus, ansonsten die Erhebung in Form von Stichproben empfohlen. Die Auswahl der Untersuchungsflächen sollte möglichst zufällig und zentral in jedem Bundesland erfolgen.

Werden neue Vorkommen bekannt, sind diese in das Monitoring einzubeziehen.

Tab. 12-9: Verbreitung der Mauereidechse in Deutschland.

Biogeografische Region	Bundesland	Quelle	Anzahl Fundpunkte/ besetzte Quadranten
kontinental	SL	DELATTINIA (2003)	29 Minutenfelder
	BW	GÜNTHER et al. (1996)	mind. 51 MTB
	HE	HEIMES (1990)	mind. 11 Vorkommen
	RP	BAMMERLIN et al. (1996)	über 2.700 Meldungen aus 1.046 Minutenfeldern
	NW	AK AMPHIBIEN & REPTILIEN NRW (2003)	mind. 11 Fundpunkte
alpin	BY	GÜNTHER et al. (1996)	1 autochthones Vorkommen

Anm.: Die Angaben sind auf Grund unterschiedlicher Bezugsräume (MTB, Fundpunkte, tatsächliche Anzahl bekannter Vorkommen) nicht direkt vergleichbar.

Erfassungszeitraum

Der Erfassungszeitraum ist eng an den Aktivitätsbeginn der Art nach der Winterruhe gebunden, wobei erste Aktivitäten bereits Anfang Februar möglich sind. Die Männchen zeigen sich drei bis vier Wochen früher als die Weibchen (NOPPE 1998). Der Schwerpunkt der Fortpflanzungsperiode in Deutschland liegt im Mai (DEXEL 1984). Die Erfassung sollte daher während der Paarungszeit von März bis Juni durchgeführt werden. Neben dem Erfassungszeitraum ist auch die Tageszeit und die damit verbundene Sonneneinstrahlung für einen erfolgreichen Artnachweis von entscheidender Bedeutung. An heißen Sommertagen ziehen sich die Tiere zur Mittagszeit zurück, wenn die Oberflächentemperatur über ihrer Vorzugstemperatur liegt und kehren erst bei sinkenden Temperaturen zurück. Die Be-

gehungszeit im Sommer sollte am frühen Morgen beginnen und am späten Vormittag abgeschlossen sein oder alternativ am späten Nachmittag fortgeführt werden. LAUFER (1998) zählte um 11:00 Uhr wesentlich mehr Tiere als um 15:00 Uhr. Möglicherweise ist eine Begehung am Vormittag (größere Aktivität) daher günstiger als am Nachmittag.

Ein zweiter Erfassungszeitraum wird für den Spätsommer (Mitte August bis Anfang September) vorgeschlagen, da die Weibchen bis zu drei Gelege pro Jahr haben können (GRUSCHWITZ & BÖHME 1986, BARBAULT & MOU 1988) und deshalb im Spätsommer noch Jungtiere dazu kommen.

Populationsgröße

Als praktikabelste Methode empfiehlt sich das gezielte Aufspüren der Tiere in typischen

Habitaten. Gängige Zählgröße ist dabei die maximale Aktivitätsabundanz, d. h. die maximale Anzahl der pro Begehung gesichteten Tiere. Die Tiere werden nicht individuell markiert oder fotografisch registriert. Als relative Abundanz definiert GLANDT (1988) die Anzahl der Tiere pro Beobachtungsstunde eines Beobachters. Die für das Monitoring relevante Größe lässt sich als maximale Aktivitätsabundanz bezeichnen. Sie resultiert aus der maximal gezählten Anzahl von Tieren pro Zeiteinheit (Tiere/h) aus mehreren Begehungen. Bei Einbeziehung der untersuchten Fläche erhält man die Aktivitätsdichte. Der Erfasser sollte bei jeder Erfassung eine räumlich festgelegte Strecke mit vergleichbarer Geschwindigkeit begehen und alle gesehenen Individuen zählen. Dabei sollten innerhalb einer Begehung Doppelzählungen ausgeschlossen werden.

Es werden insgesamt vier Begehungen pro Untersuchungsjahr und Fläche vorgeschlagen, hiervon zwei bis drei im Frühjahr/Sommer und entsprechend eine bis zwei Begehungen im Spätsommer, um Jungtiere nachzuweisen. Wichtig bei diesen Begehungen ist die Feststellung, ob sich eine Population erfolgreich fortpflanzt. Pro Bezugsraum ist eine Begehungsdauer von 1 h vorgesehen.

Populationsstruktur

Es erfolgt eine Kategorisierung in juvenile, subadulte und adulte Tiere. Bei genügend großer Stichprobe kann zusätzlich das Geschlechterverhältnis bestimmt werden.

Habitatstrukturen und Beeinträchtigungen

FRITZ (1987) gibt detailliert Auskunft darüber, welche Anforderungen das Habitat erfüllen muss. Dadurch lässt sich die Mauereidechse verglichen mit der Zauneidechse als wesentlich stenöker bzgl. der Habitatansprüche einordnen. Besonders die isolierten Populationen beschränken sich auf mikroklimatisch begünstigte Standorte, die felsig und sonnenexponiert sind (WAITZMANN 1992). Darüber hinaus müssen zahlreiche unterschiedlich tiefe Hohlräume für die Überwinterung vorhanden sein. DEXEL (1986) erwähnt die Notwendigkeit eines mosaikartigen Verbundes aus be-

wachsener und vegetationsloser Fläche. Daher sind als wichtigste Habitatkomponenten zu erfassen: Habitattyp, Besonnung, Dichte von Verstecken, Ausprägung und Exposition vertikaler Strukturen sowie deren Entfernung zu Verstecken, schutzbietender Vegetation und geeigneten Eiablageplätzen, Vegetations-Bedeckungsgrad (%) der Fläche sowie Vorhandensein von lockerem, vegetationsfreiem Substrat und/oder Höhlen und Spalten zur Eiablage. Wichtige menschliche Beeinträchtigungen sind Sukzession, Bewirtschaftung, Biozideinsatz, Fahrwege im Lebensraum, Freizeitdruck und Bedrohung durch Haustiere. Die Erfassungsparameter sind in Tabelle 12-10 zusammengefasst.

Aufwand

Vorgesehen ist ein standardisierter Zeitaufwand von einer Stunde pro Gebiet und Begehung. Hinzu kommen Anfahrt sowie Auswertung und Darstellung der Ergebnisse.

Tab. 12-10: *Podarcis muralis* - zusammenfassende Darstellung zur Erhebung des Erhaltungszustandes (vgl. SCHMIDT & GRODDECK 2005).

Kategorie	Parameter	Empfohlene Methode/Durchführung	Ergebnis
Population	Populationsgröße	Intervall: alle 3 Jahre Untersuchungsflächen: repräsentative Auswahl Begehungen: 4 pro Untersuchungsjahr Ermittlung maximaler Aktivitätsdichte durch wiederholte Erfassung	Aktivitätsdichte [Tiere/ha]
	Populationsstruktur	s. oben Altersbestimmung in 3 Klassen	Altersklassenverteilung, Reproduktionsnachweis
Habitat	Habitattyp	s. oben; Typisierung des Habitats, Schätzung des Flächenanteils	Anteil Habitattypen [%]
	vertikale Strukturen	s. oben; Ermittlung der Lage von Verstecken, dichter Vegetation und Eiablageplätzen zu den Vertikalstrukturen sowie deren Exposition und Bedeckungsgrad durch Vegetation	Entfernung zueinander, Exposition [N, NO, O, SO, S, SW, W, NW, eben], Vegetationsdeckung
	Verfügbarkeit von Verstecken	s. oben; Verstecke (Totholz, Steinstrukturen, Mauerspalten etc.)	Verfügbarkeit [viele, mäßig, gering, keine]
	potenzielle Eiablageplätze	s. oben; Abschätzung des relativen Anteils offener, lockerer grabfähiger Böden (Sand, Grus etc.) bzw. von Gesteinshöhlen oder Mauerspalten	Verfügbarkeit [viele, mäßig, gering, keine]
	Besonnung	s. oben; Besonnungsgrad	sonnig, halbschattig, schattig
	Vernetzung von Vorkommen	s. oben; Ermittlung der Entfernung zum jeweils nächsten Vorkommen	Entfernung [m]
Beeinträchtigungen	Sukzession	Ermittlung des Hochstauden- und Gehölzaufkommens	Flächenanteil [%]
	Bewirtschaftung	Abschätzung der Gefährdung durch Wegebau, Flurbereinigung, Verfübung von Mauern etc.	Flächenanteil [%]
	Biozideinsatz	Absuchen der Fläche auf direkte Hinweise, dass Biozide eingesetzt wurden	verbale Einschätzung [feststellbar, nicht feststellbar]
	Habitat-Zerschneidung	Verbale Einschätzung im Hinblick auf Existenz und Verkehrsdichte	Intensität, Hinweis auf Verkehrsmortalität und Isolation
	Freizeitdruck, weitere Beeinträchtigungen	Abschätzung und Lokalisierung von Störungen durch Angler, Boote, Schwimmer, Camping, Spaziergänger oder Radfahrer	verbale Einschätzung

◆ Diskussion

Bei thermophilen Arten wie der Mauer-eidechse kann die Präsenz sehr stark schwanken. Sie ist von der Witterung während als auch in den Tagen vor der Begehung abhängig. Der günstigste Zeitpunkt für eine Begehung muss also genau auf die Wetterlage abgestimmt werden.

Kritischer Punkt der hier skizzierten Erfassungsmethode ist darüber hinaus die variierende Erfassbarkeit in verschiedenen Habitaten und damit ein evtl. schwankender Zusammenhang zwischen realer Populationsgröße und der in diesem Rahmen ermittelten Aktivitätsabundanz. Eine Lösung dieses Problems bieten nur Fang-Wiederfang-Untersuchungen, die aber auf Grund des hohen Aufwandes von einigen Naturschutzbehörden abgelehnt werden.

Generell unterliegen die vorgeschlagenen Methoden keiner statistischen Sicherheit und genügen damit nicht internationalen Standards (vgl. Niederlande, Schweiz).

◆ Monitoringprojekte in Deutschland

Außer regional begrenzten Untersuchungen zur Art (DEXEL 1984, 1986, BENDER 1997, BENDER et al. 1999) sind keine landes- oder bundesweiten Monitoringprojekte bekannt, in denen Daten für die hier vorliegende Zielsetzung erhoben werden.

◆ Forschungsbedarf

Es fehlen Untersuchungen zur Nachweiswahrscheinlichkeit, insbesondere auch darüber, ob sich adulte Tiere leichter und häufiger beobachten lassen als subadulte und/oder juvenile. Dies hätte deutliche Auswirkungen auf die Angaben zur Populationsstruktur.

◆ Weitere AnsprechpartnerInnen

Carolin Bender
Johann Wolfgang Goethe-Universität
Zoologisches Institut, Abt. Ökologie und Evolution
Siesmayerstraße 70, 60054 Frankfurt a. M.
carolin.bender@t-online.de

Malte Fuhrmann
Beratungsgesellschaft NATUR dbR
Taunusstraße 6, 56357 Oberwallmenach
fuhrmann@bgnatur.de

Äskulapnatter

Zamenis longissimus (LAURENTI, 1768)

MONIKA HACHTEL

◆ Kurzcharakterisierung der Art

Artbestimmung

Bei der Äskulapnatter (*Z. longissimus* = *Elaphe longissima*, vgl. UTIGER et al. 2002) handelt es sich um die einzige heimische Kletternatter und mit einer Körperlänge bis 180 cm um die größte mitteleuropäische Schlangenart. Sie besitzt eine lang gestreckte, schlanke Gestalt, einen ovalen, relativ kleinen und schmalen Kopf sowie große Augen mit runden Pupillen. Ihr Rücken ist glänzend hell- bis dunkelbraun oder olivgrün gefärbt und oft mit einer feinen weißen Sprenkelung, manchmal auch mit hellen Längsstreifen versehen. Häufig sind Kopf und Hals etwas heller. Die Bauchseite ist hellgelb bis weißlich gefärbt (BÖHME 1993, HEIMES & WAITZMANN 1993, GOMILLE 2002, WAITZMANN 2004). Häutungshüllen können anhand der Beschuppung und bei adulten Tieren auch anhand der Größe bestimmt werden: die meisten Körperschuppen und die Bauchschilder sind im Unterschied zu denen der Ringelnatter glatt, nur die Schuppen der hinteren Körperhälfte leicht gekielt. Auch Häutungshüllen von Schling- und Äskulapnatter sind unterscheidbar, wenn ein vollständiges Stück der Körpermitte vorliegt: bei *Coronella austriaca* ziehen sich 19 Schuppen quer über den Rücken, bei *Z. longissimus* meist 21 oder 23.

Sicherstes Merkmal zur Unterscheidung der Geschlechter ist die Anzahl der Subcauda-

lia, die in Deutschland bei Männchen in der Regel 77-92, bei Weibchen 66-78 beträgt (HEIMES & WAITZMANN 1993, GOMILLE 2002). Weiterhin können die relative Schwanzlänge, die auf Grund der Hemipenisse verdickte Schwanzwurzel der Männchen sowie bei großen Tieren die Körperlänge heran gezogen werden (Weibchen werden max. 140 cm lang, Männchen bis 180 cm; BÖHME 1993, GÜNTHER & WAITZMANN 1996).

Verbreitung

Die Äskulapnatter befindet sich in Deutschland an der Nordgrenze ihres Gesamtareals. Sie besitzt hier nur vier autochthone Populationen: In Bayern im Donautal südöstlich von Passau sowie an der unteren Salzach bei Burghausen, in Hessen im Rheingau-Taunus (bei Schlangenbad) sowie zwischen Hessen und Baden-Württemberg im südlichen Odenwald bei Hirschhorn (KLEMMER 1985, HEIMES 1990, 1991, GRUSCHWITZ et al. 1993, HEIMES & WAITZMANN 1993, GÜNTHER & WAITZMANN 1996, FRITZ et al. 1998, GOMILLE 2002, WAITZMANN 2004). Die beiden nördlichen Vorkommen - Rheingau-Taunus und Odenwald - sind vollständig isoliert und unterliegen daher einem hohen Aussterberisiko (GRUSCHWITZ et al. 1993, GÜNTHER & WAITZMANN 1996, WAITZMANN 1993). Die zwei bayerischen Vorkommen stehen nach neuesten Erkenntnissen dagegen über den unteren Inn miteinander in Verbindung (REICH-

HOLF 2000, WAITZMANN 2004) und schließen daher beide an das geschlossene österreichische Verbreitungsareal an (WAITZMANN & SANDMAIER 1990, BÖHME 1993, GÜNTHER & WAITZMANN 1996, REICHHOLF 2000, WAITZMANN 2004). REICHHOLF (2000) vermutet sogar ein mehr oder weniger zusammenhängendes Vorkommen zwischen Burghausen und Passau. Hinsichtlich der genauen Verbreitung der Schlange sind noch Fragen offen: So schließen beide Areale in Hessen große Waldflächen mit ein, über deren Besiedlung noch wenig bekannt ist (FUHRMANN 2003).

Im Rheingau (Hessen) ist ein Areal von etwa 140 km² bekannt (detaillierte Beschreibung in FUHRMANN 2003). Es setzt sich aus einer Vielzahl vernetzter Einzelpopulationen zusammen (BÖHME 1993, GÜNTHER & WAITZMANN 1996, FUHRMANN 2003). Innerhalb von zwei Jahren wurden insgesamt 205 Individuen erfasst (WAITZMANN 1993; hierbei handelte es sich nicht um Populationsgrößen, sondern um die Anzahl von Nachweisen bzw. Meldungen). Heimes (1994, in FUHRMANN 2003) berechnete eine Populationsgröße von 2.500 Tieren (eine Zahl, die er aber selbst in Frage stellte) und DROBNY (1989) ermittelte für das Donautal im Bereich „Jochsteinhänge“ eine (Teil-) Populationsgröße von 250 Individuen.

Innerhalb des ebenfalls ca. 100 km² großen Areals im Odenwald sind z. Z. 73 Fundpunkte bekannt: Hiervon liegen 16 in Baden-Württemberg und 57 in Hessen (Waitzmann schriftl., vgl. auch FRITZ et al. 1998, GOMILLE 2002, FUHRMANN 2003; dort auch eine detaillierte Beschreibung des bekannten Areals). GOMILLE (2002) erfasste 113 Tiere, WAITZMANN (1993) innerhalb von zwei Jahren 190 Individuen.

Das Donautal bei Passau (Bayern) wird auf einer Strecke von ca. 25 km besiedelt (HEIMES & WAITZMANN 1993). BÖHME (1993) gibt hier - basierend auf Untersuchungen von Waitzmann und Drobny - dreizehn Fundpunkte und einen geschätzten Bestand von 1.100 adulten und semiadulten Tieren an. WAITZMANN (1993) erfasste in einer zweijährigen Untersuchung 133 Individuen und

DROBNY (1993) bestimmte eine Dichte von 2,89 Tiere/ha.

Das Vorkommen bei Burghausen entlang der Salzach (Bayern) besteht aus zwei Teilpopulationen auf ca. 20 km Länge (HEIMES & WAITZMANN 1993). Angaben zu Populationsgrößen, Anzahl Fundpunkten etc. sind bisher nicht publiziert (Aßmann und Drobny unveröffentlicht).

Arealkarten zur Verbreitung der Äskulapnatter finden sich in HEIMES (1991), HEIMES & WAITZMANN (1993), GOMILLE (2002), Punktkarten in BÖHME (1993), WAITZMANN (1993) und FUHRMANN (2003) sowie Rasterkarten in HEIMES (1990), GÜNTHER & WAITZMANN (1996) und REICHHOLF (2000).

Lebensraum

Die Äskulapnatter ist in einem ausgesprochen breiten Spektrum an Lebensräumen zu finden: Hierzu gehören Wiesen und Weiden ebenso wie Wegränder, Bahndämme, Legesteinmauern und -haufen, Steinbrüche, Kleingartenanlagen und Brachen, aber auch Bach- und Flussauen, naturnahe Wälder, Waldränder und -lichtungen. Vollständig gemieden werden nur dichte Wälder, land- und forstwirtschaftliche Monokulturen und ausgesprochene Trockenrasen. Eine Besonderheit dieser Schlangenart stellt ihre Affinität zu menschlichen Behausungen dar: Es existieren Nachweise aus Garagen, Heizungskellern, Kabelschächten, Briefkästen, Gartenhäusern und Geräteschuppen, sie wurde sogar in Häusern unter Türschwellen und auf Dachbalken gefunden (BÖHME 1993, GRUSCHWITZ et al. 1993, GÜNTHER & WAITZMANN 1996, GOMILLE 2002, WAITZMANN 2004, Fuhrmann mdl.). Als Eiablageplätze sind aus Deutschland weitgehend künstliche Strukturen - Kompost-, Mist-, Laub-, Heu-, Trester- und Sägemehlhaufen - bekannt (HEIMES & WAITZMANN 1993). DROBNY (1993) beschreibt eine südexponierte Rohbodenfläche aus humusreicher Erde und lockerem Blockschuttgrus auf einem Kahlschlag als natürlichen Gelegeplatz.

Die deutschen Vorkommen liegen zwischen 100 und 600 m ü. NN und reichen somit von der planaren bis in die submontane Stufe

(HEIMES & WAITZMANN 1993, GÜNTHER & WAITZMANN 1996).

Biologie und Ökologie

Biologie und Ökologie der Äskulapnatter werden in WAITZMANN (2004) dargestellt.

◆ Erfassungsmethoden

Erfassungsintervall und -rhythmik

Für die zur Anwendung der Bewertungsschemata erforderlichen halbquantitativen Untersuchungen (vgl. Allgemeine Hinweise zu den Reptilien) sind in allen vier Teilgebieten pro Monitoringdurchgang mindestens fünfzehn Begehungen erforderlich. Nach Waitzmann (schriftl.) muss die Häufigkeit von Begehungen gegen die Beunruhigung der Tiere abgewogen werden. Es ist zu berücksichtigen, dass sich die Tiere bei ständiger Beunruhigung nicht mehr normal verhalten und ihre gewohnten Verstecke aufgeben. Für die Kontrolle von geeigneten Eiablageplätzen sollten zusätzlich mindestens drei Begehungen angesetzt werden.

Wegen der Langlebigkeit der Schlange - Äskulapnattern werden mit 4-5 Jahre geschlechtsreif und können (zumindest in Gefangenschaft) mindestens 25 Jahre alt werden (BÖHME 1993, GOMILLE 2002) - und um größere Störungen zu vermeiden, können die halbquantitativen Untersuchungen alle sechs Jahre durchgeführt werden. Auf Grund des kritischen Status in Deutschland sollte bei einer signifikanten Abnahme der Populationsgrößen oder ganz fehlender Nachweise an einzelnen Fundpunkten (Hinweis auf einen Arealschwund) der zeitliche Abstand zwischen den Begehungen auf zwei Jahre verkürzt werden. Langjährige Erfahrungen haben gezeigt, dass die Bestände stabil sind, wenn sich keine wesentlichen Verschlechterungen der Habitate ergeben (Waitzmann schriftl.). Daher sollten die Habitatkontrollen alle drei Jahre stattfinden.

Es werden fünfzehn Begehungen pro Untersuchungs-jahr empfohlen.

Stichprobe

Wegen der extremen Seltenheit dieser Schlangenart in Deutschland ist ein Monitoring aller vier Vorkommen erforderlich. Auf Grund der großen Ausdehnung der Vorkommen und Anzahl bekannter Einzelpopulationen ist innerhalb der vier Teilareale nur eine Stichprobenerfassung möglich (Fuhrmann mdl., Waitzmann schriftl.).

Für die gebietsbezogene Bewertung im Rahmen des FFH-Monitorings wird hier eine halbquantitative Untersuchung auf Dauerflächen vorgestellt (vgl. Allgemeine Hinweise). Eine andere - für diese Art geeignetere - Monitoringmethode wird in Kapitel 15 vorgeschlagen. Für die Auswahl der Flächen ist es ratsam, eine Computer gestützte Auswahl aus einer zentral geführten Datenbank mit allen bekannten Fundorten zu treffen, um eine möglichst zufällige Stichprobe zu erhalten.

Zusätzlich zu den bereits bekannten Fundstellen sollten in allen vier Gebieten regelmäßig stichprobenhaft weitere für die Art in erreichbarer Nähe liegende, potenziell geeignet erscheinende Flächen begangen werden. Auch diese Flächen sollten fünfzehn Mal aufgesucht werden, um eine Besiedlung durch Schlangen mit großer Sicherheit ausschließen zu können. So können einerseits evtl. noch übersehene Vorkommen nachgewiesen, andererseits eine mögliche räumliche Ausbreitung/Dynamik dokumentiert werden.

Erfassungszeitraum

Eine Erfassung der Äskulapnatter ist zwischen April und September möglich. Optimal ist der Zeitraum zwischen Anfang Mai und Ende Juni, da dann die Aktivität der Schlangen am höchsten ist. Auf Grund ihrer Langlebigkeit muss besonderer Wert auf Reproduktionsnachweise und die Erfassung der Größen- bzw. Altersklassen gelegt werden. Zwischen Anfang Mai und Ende Juni sollten intensive Begehungen des Geländes bei geeigneter Witterung - warme, aber nicht zu heiße, möglichst windstille Tage mit aufgelockerter Bewölkung und hoher Luftfeuchtigkeit, bevorzugt nach Schlechtwetterperioden - durchgeführt werden (GÜNTHER & WAITZMANN 1996). Optimal

sind nach GOMILLE (2002) sonnige oder bewölkte Tage mit Temperaturen zwischen 16 und 25 °C. Ein Beobachtungsmaximum liegt in den Vormittagsstunden (HEIMES & WAITZMANN 1993), eine kleine Aktivitätsspitze auch in den späten Nachmittagsstunden. Die Überprüfung von potenziellen Eiablageplätzen kann zwischen Juli und Ende August erfolgen.

Populationsgröße

Es ist sinnvoll, ergänzend zur aktiven Suche im Gelände standardisierte Reptilienbretter einzusetzen. Da es nach Waitzmann (schriftl.) im Odenwald aber mehrfache Hinweise auf abgefangene Tiere gibt, muss ihr Einsatz je nach Erfahrungen vor Ort entschieden werden.

Für die Äskulapnatter verwendete GOMILLE (2002) erfolgreich Dachziegel, Bleche, Dachpappe und Bretter, BRETSCHER (1998) ebenfalls Bleche. In Anlehnung an MUTZ & GLANDT (2003, für Schlingnattern und Kreuzottern) werden standardisierte, grau angestrichene Bleche von 0,5 m² Fläche empfohlen. In jedem der vier Vorkommen sollte eine größere Anzahl Bleche dauerhaft ausgelegt werden, wobei die konkrete Zahl von der Beschaffenheit des Geländes und der Ausdehnung des Vorkommens abhängt. In Anlehnung an die Erfassung der Schlingnatter werden mindestens 6-10 Bretter pro ha vorgeschlagen. Speziell bei der Äskulapnatter wird empfohlen, die Bleche auf Grund der Gefahr, dass die Tiere hierdurch von anderen Personen (Terrarienbesitzer) entdeckt und gefangen werden, an versteckten Plätzen auszubringen (Fuhrmann schriftl.). Weiterhin kann insbesondere zur Ermittlung neuer Fundorte eine Befragung der ortsansässigen Bevölkerung durch Wurfsendungen und Pressemitteilungen hilfreich sein (von FUHRMANN 2003 Rheingau-Taunus empfohlen, von Waitzmann schriftl. für den Odenwald dagegen abgelehnt).

Im Rahmen der Nattern-Erfassung sollte eine gezielte Absuche bekannter sowie für den Artenschutz angelegter Eiablageplätze erfolgen, da hier einerseits am ehesten Besatz- und Erfolgskontrollen möglich sind (Fuhrmann, schriftl.) und sie andererseits eine entscheidenden

de Bedeutung zum Erhalt der Art haben.

Die Abschätzung der Populationsgröße erfolgt durch Zählungen von Tieren, die - ohne Anwendung von Markierungen - nach Geschlecht, Größe und Gewicht unterschieden werden. Tiere unterschiedlicher Größe und mit deutlich getrennten Fundpunkten werden als unterschiedliche Individuen angesehen. Zielgröße ist die maximale Anzahl über den gesamten Untersuchungszeitraum nachgewiesener, unterscheidbarer Tiere. Als Ergänzung zur individuellen Wiedererkennung können auch die häufig auftretenden Anomalien in der Kopfbeschuppung genutzt werden (bei GOMILLE 2002 waren bei immerhin 44 % der untersuchten Tiere solche Anomalien vorhanden).

Populationsstruktur

Bei Fang bzw. Wiederfang von Tieren sollten folgende Merkmale bestimmt werden: Geschlecht (Bestimmung s. oben), Gewicht (bei adulten Tieren in 10 g-, bei juvenilen in 1 g-Schritten mit Hilfe von Federwaagen, vgl. GOMILLE 2002), Körperlänge in Anlehnung an WAITZMANN (1993) in 16 aufeinander folgenden Größenklassen à 10 cm, beginnend mit 20-29 cm bis zu 170-179 cm. Die Messung erfolgt mit Hilfe eines Zollstocks und einer Messgenauigkeit von 1 cm. Die ermittelten Körperlängen können zur Abschätzung der Altersstruktur genutzt werden, wobei beachtet werden muss, dass eine Vermessung nur wenig Aufschluss über die wahre Altersstruktur gibt, wenn - wie bisher vermutet - die juvenilen Tiere besonders schwierig zu finden sind (Fuhrmann schriftl.).

Habitatstrukturen und Beeinträchtigungen

Sowohl real als auch potenziell geeignete Habitatstrukturen sollten hinsichtlich folgender Parameter untersucht werden: Erfassung der großräumigen Landschaftsstruktur mit Hilfe von Kartenwerken (Habitatelemente innerhalb der Vorkommen und Vernetzung mit anderen Vorkommen), Angebot an Überwinterungsplätzen inklusive Störungsintensität (tiefe, frostfreie Bodenspalten, Baumstümpfe, Tierbauten Schuppen, Holzstapel, Keller etc.),

Angebot an potenziellen Eiablage-möglichkeiten inklusive Störungsintensität (z. B. Komposthaufen), Totholzanteil der Laubwälder. Bezüglich der Beeinträchtigungen sollen Art und Intensität der menschlichen Nutzung, Biozideinsatz, Entfernung zu menschlichen Siedlungen, Bedrohung durch Haustiere und weitere anthropogene Einflussfaktoren dokumentiert werden.

In Bezug auf mögliche Isolation wird die Existenz und Frequentierung von Fahrwegen im bzw. am Jahreslebensraum ermittelt. Bei Fundorten von Schlangen sollte ergänzend - wenn bekannt - die Funktion der Fläche (Son-

nen-, Ruhe-, Eiablage- oder Überwinterungsplatz, Fortpflanzungs-, Balz- oder Jagdhabitat) festgehalten werden. Besonderes Augenmerk sollte hierbei auf die Erfassung potenzieller und tatsächlicher Eiablageplätze gelegt werden.

Aufwand

Bei einem geschätzten Zeitaufwand von 2 Stunden pro Gebiet und Begehung resultiert bei fünfzehn Begehungen ein Aufwand von 30 Stunden pro Monitoringdurchgang und Gebiet. Hinzu kämen noch Anfahrt sowie Auswertung und Darstellung der Ergebnisse.

Tab. 12-11: *Zamenis longissimus* - zusammenfassende Darstellung zur Erhebung des Erhaltungszustandes (vgl. SCHMIDT & GRODECK 2005).

Kategorie	Parameter	Empfohlene Methode/Durchführung	Ergebnis
Population	Populationsgröße	Intervall: alle 6 Jahre (ggf. zweijährig) Untersuchungsflächen: repräsentative Auswahl Begehungen: 15 pro Untersuchungsjahr Fang und Identifikation durch wiederholte Erfassung	Anzahl individuell unterscheidbarer Tiere als minimale Populationsgröße
	Populationsstruktur	s. oben Geschlechts-, Längen- und Gewichtsbestimmung	Geschlechterverhältnis, Altersklassenverteilung, Reproduktionsnachweis
Habitat	Habitattyp	Intervall: alle 3 Jahre Typisierung des Habitats, Schätzung des Flächenanteils	Anteil Habitattypen [%]
	Totholzanteil	s. oben (Habitattyp) Abschätzung des Totholzanteils im Laubwald	verbale Einstufung [hoch bis gering]
	Verfügbarkeit von Überwinterungshabitaten	s. oben (Habitattyp) Abschätzung anthropogener und natürlicher Überwinterungshabitate	Verfügbarkeit [viele, mäßig, gering, keine]
	potenzielle Eiablageplätze	s. oben (Habitattyp) Abschätzung anthropogener und natürlicher Eiablageplätze sowie Störungsintensität	Verfügbarkeit [viele, mäßig, gering, keine], Störungstyp und -intensität
	Verfügbarkeit von Verstecken	s. oben (Habitattyp); Versteckstrukturen (Totholz, Steinstrukturen, Mauerspalten, Kleinsäugerbauten, Erdhöhlen etc.)	Verfügbarkeit [viele, mäßig, gering, keine]
	Sonnstrukturen	s. oben (Habitattyp) Ermittlung der Sonnplätze und der jeweiligen Störungsintensität	Anteil wärmebegünstigter Teilflächen [%], Störungstyp und -intensität
	Vernetzung von Vorkommen	s. oben; Ermittlung der Entfernung zum jeweils nächsten Vorkommen	Entfernung [m]
Beeinträchtigungen	menschliche Nutzungen	Art und Intensität der anthropogenen Nutzung und Dokumentation des Nutzungsregimes (Mahd: z. B. Schnitthöhe und -frequenz, Weide: z. B. Beweidungsart)	verbale Einschätzung
	Biozideinsatz im Sommerhabitat	Absuchen der Fläche auf direkte Hinweise, dass Biozide eingesetzt wurden	verbale Einschätzung [feststellbar, nicht feststellbar]
	Habitatzerschneidung	Verbale Einschätzung im Hinblick auf Existenz und Verkehrsdichte	Intensität, Hinweis auf Verkehrsmortalität und Isolation
	Haustiere, weitere Beeinträchtigungen	Dokumentation von Hinweisen auf verstärkte Prädation durch Haustiere	verbale Einschätzung

◆ Diskussion

Über die tatsächliche Nachweiswahrscheinlichkeit der versteckt lebenden Äskulapnatter ist in der Literatur nichts bekannt. Ob die angegebene Anzahl erforderlicher Begehungen ausreicht, bleibt daher offen. Weiterhin fehlen konkrete Angaben zu Bestandsgrößen in allen vier Teilarealen (vgl. FUHRMANN 2003).

Schwierigkeiten bereitet die individuelle Erkennung von Einzeltieren, die eigentlich die Grundvoraussetzung für eine fundierte Populationsgrößenabschätzung ist. Ob der methodische Ansatz, an verschiedenen Orten beobachtete Schlangen als verschiedene Individuen anzusprechen, realistische Ergebnisse bringt, ist fraglich. Über Möglichkeiten einer fotografischen Individualerkennung ist bisher nichts bekannt. Sie muss daher noch experimentell überprüft werden (HENLE et al. 1997), vermutlich ist sie aber auf Grund der Einfarbigkeit der Schlange nicht möglich. Neueren Arbeiten nach zu urteilen (BRETSCHER 1998, HOFER et al. 2002) scheint neben der schon lange angewandten Markierung durch die Einkerbung ventraler Schuppen (vgl. BROWN & PARKER 1976, HEIMES & WAITZMANN 1993, GOMILLE 2002) die Implantation von Transpondern eine gute, dauerhafte Methode der Individualmarkierung zu sein.

Generell unterliegen die vorgeschlagenen Methoden keiner statistischen Sicherheit und genügen damit nicht internationalen Standards (vgl. Niederlande, Schweiz).

◆ Monitoringprojekte in Deutschland

Nach WAITZMANN (2004) werden alle vier deutschen Vorkommen bereits kontinuierlich kontrolliert und spezifische Artenhilfsprogramme durchgeführt (vgl. FUHRMANN 2003).

◆ Forschungsbedarf

Die Möglichkeiten einer Individualerkennung sowie die Auswirkungen von Transpondern sowohl auf Jungtiere als auch Adulte müssen noch experimentell überprüft werden, besonders, da Transponder-Implantation bei Schlangen generell als problematisch angesehen wird (HENLE et al. 1997, Fuhrmann schriftl.). Zum Monitoring der Äskulapnatter in der Schweiz wurden Mikrochips der Firma DataMars verwendet (HOFER et al. 2002). Wenn diese Methode sich als geeignet erweist, sollte insbesondere der lebenslangen Haltbarkeit wegen die Transponder-Implantation erwägt werden. Zu Populationsstruktur, Habitatnutzung, Ausbreitungs- und Migrationsverhalten sowie Überwinterungsplätzen und deren Erfassung fehlen noch grundlegende Erkenntnisse (FUHRMANN 2003, WAITZMANN 2004). Auch die genaue Verbreitung ist nicht abschließend geklärt.

◆ Weitere AnsprechpartnerInnen

Dr. Michael Waitzmann
Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
Griesbachstraße 1, 76185 Karlsruhe
michael.waitzmann@lfuka.lfu.bwl.de

Malte Fuhrmann
Beratungsgesellschaft NATUR dbR
Tanusstraße 6, 56357 Oberwallmenach
fuhrmann@bgnatur.de

◆ Literatur

- AK [ARBEITSKREIS] AMPHIBIEN UND REPTILIEN NRW (2003): Herpetofauna NRW 2000 plus. - Datenbank zur Erhebung und Auswertung der Daten der Amphibien- und Reptilienfauna von Nordrhein-Westfalen.- unveröffentlichte Datenbank auf CD (Stand 2003).
- ASSMANN, O. (2001): Schutzmaßnahmen für die Smaragdeidechse - *Lacerta viridis* (LAURENTI, 1768) - bei Passau (BRD, Niederbayern). - ELBING, K. & NETTMANN, H.-K. (Hrsg.): Beiträge zur Naturgeschichte und zum Schutz der Smaragdeidechsen (*Lacerta s. str.*). Contributions to the Natural History and Conservation of the Green Lizards (*Lacerta s. str.*). - Mertenziella 13: 251-268.
- BAMMERLIN, R., BITZ, A. & THIELE, R. (1996): Mauereidechse (*Podarcis muralis* LAURENTI, 1768). - BITZ, R., FISCHER, K., SIMON, L., THIELE, R. & VEITH, M. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz. - Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 18/19: 387-402.
- BARBAULT, R. & MOU, Y.-P. (1988): Population dynamics of the common wall lizard, *Podarcis muralis*, in southwestern France. - Herpetologica 44 (1): 38-47.
- BENDER, C. (1997): Demography of a small population of the endangered common wall lizard (*Podarcis muralis*, Lacertidae) in Western Germany. - BÖHME, W., BISCHOFF, W. & ZIEGLER, T. (Hrsg.): Herpetologia Bonnensis. - Bonn (Societas Europaea Herpetologica): 27-34.
- BENDER, C., SCHMIDT-LOSKE, K., ASMUSSEN, U. & HILDENBRANDT, H. (1999): PVA-Fallbeispiel 2: Analyse der Gefährdungsursachen von Tiergruppen mittlerer Mobilität am Beispiel der Mauereidechse (*Podarcis muralis*). - AMLER, K., BAHL, A., HENLE, K., KAULE, G., POSCHLOD, P. & SETTELE, J. (Hrsg.): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. - Stuttgart (Ulmer): 161-172.
- BISCHOFF, W. (1986): *Lacerta agilis* LINNAEUS 1758 - Zauneidechse. - BÖHME, W. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas - Band 2/2 Echsen. - Wiesbaden (AULA): 23-68.
- BISCHOFF, W. (1988): Zur Verbreitung und Systematik der Zauneidechse *Lacerta agilis* LINNAEUS, 1758. - GLANDT, D. & BISCHOFF, W. (Hrsg.): Biologie und Schutz der Zauneidechse (*Lacerta agilis*). - Mertenziella 1: 11-30.
- BLANKE, I. (1999): Erfassung und Lebensweise der Zauneidechse (*Lacerta agilis*) an Bahnanlagen. - Zeitschrift für Feldherpetologie 6 (1): 147-158.
- BLANKE, I. (2004): Die Zauneidechse - zwischen Licht und Schatten. - Zeitschrift für Feldherpetologie, Beiheft 7: 160 S.
- BÖHME, W. (1993): *Elaphe longissima* - Äskulapnatter. - BÖHME, W. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. - Bd. 3/I: Schlangen (Serpentes) I. - Wiesbaden (AULA): 331-372.
- BÖKER, T. (1990): Zur Ökologie der Smaragdeidechse *Lacerta viridis* (LAURENTI, 1768) am Mittelrhein: 2. Teil: Populationsstruktur, Phänologie. - Salamandra 26 (2/3): 97-115.
- BÖKER, T. (1992): Zum Schutz der Smaragdeidechsen *Lacerta viridis* (LAURENTI, 1768): grundlegende Kenntnisse für die Durchführung. - BITZ, A. & VEITH, M. (Hrsg.): Herpetologie in Rheinland-Pfalz - Faunistik, Schutz und Forschung. - Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz Beiheft 6: 47-53.
- BRAITHWAITE, A. C. B., J., CORBETT, K. F., EDGAR, P. W., HASLEWOOD, E. S., HASLEWOOD, G. A. D., LANGTON, T. E. S. & WITAKER, Q. W. J. (1989): The distribution in England of the smooth snake (*Coronella austriaca* Laurenti). - Herpetological Journal 1: 370-376.
- BRETSCHER, A. (1998): Populationsschätzung von Zornnatter (*Coluber viridiflavus*) und Äskulapnatter (*Elaphe longissima*) im Mendrisiotto (TI). - Zürich (ETH Zürich - Diplomarbeit): 37 S.
- BROWN, W.S. & PARKER, W.S. (1976): A ventral scale clipping system for permanently marking snakes (Reptilia,

- Serpentes). - Journal of Herpetology 10: 247-249.
- DELATTINIA (ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR TIER- UND PFLANZENGEOGRAPHISCHE HEIMATFORSCHUNG IM SAARLAND E. V.) (Hrsg.) (2003): Verbreitungskarten der Reptilien im Saarland. - www.delattinia.de/Sektion_AmphibienReptilien_1.htm (Stand Juni 2004).
- DEXEL, R. (1984): Untersuchungen zur Populationsökologie der Mauereidechse, *Podarcis muralis* (LAURENTI, 1768), im Siebengebirge. - Bonn (Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn - Diplomarbeit): 133 S.
- DEXEL, R. (1986): Zur Ökologie der Mauereidechse *Podarcis muralis* (LAURENTI, 1768) (Sauria: Lacertidae) an ihrer nördlichen Arealgrenze: 2. Populationsstruktur und -dynamik. - Salamandra 22 (4): 259-271.
- DROBNY, M. (1989): Untersuchungen zur Aktivitätsdynamik und Habitatwahl der Äskulapnatter, *Elaphe longissima* (LAURENTI, 1768) in Ostbayern. - München (Universität München - Diplomarbeit): 105 S.
- DROBNY, M. (1993): Aspekte der Populationsökologie und der Fortpflanzungsbiologie der Äskulapnatter, *Elaphe longissima* (LAURENTI, 1768) in Ostbayern. - Mertensiella 3: 135-156.
- ELBING, K. (2001): Die Smaragdeidechsen - zwei ungleiche Schwestern. - Zeitschrift für Feldherpetologie, Beiheft 3: 1-143.
- ELBING, K. (2004): *Lacerta viridis* (LAURENTI, 1768) inkl. *Lacerta bilineata* (DAUDIN, 1802). - PETERSEN, B., ELLWANGER, G., BLESS, R., BOYE, P., SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A. (Hrsg.): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 - Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-RL in Deutschland. Wirbeltiere. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69/2: 98-106.
- ELBING, K., GÜNTHER, R. & RAHMEL, U. (1996): Zauneidechse - *Lacerta agilis* LINNAEUS, 1758. - GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. - Jena (Fischer): 535-557.
- ELLWANGER, G. (2004a): *Lacerta agilis* (LINNAEUS, 1758)). - PETERSEN, B., ELLWANGER, G., BLESS, R., BOYE, P., SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A. (Hrsg.): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 - Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-RL in Deutschland. Wirbeltiere. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69/2: 90-97.
- ELLWANGER, G. (2004b): *Natrix tessellata* (LAURENTI, 1768)). - PETERSEN, B., ELLWANGER, G., BLESS, R., BOYE, P., SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A. (Hrsg.): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 - Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-RL in Deutschland. Wirbeltiere. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69/2: 107-113.
- ELLWANGER, G. (2004c): *Podarcis muralis* (LAURENTI, 1768)). - PETERSEN, B., ELLWANGER, G., BLESS, R., BOYE, P., SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A. (Hrsg.): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 - Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-RL in Deutschland. Wirbeltiere. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69/2: 122-128.
- ENGELMANN, W. E. (1993): *Coronella austriaca* (LAURENTI, 1768) - Schlingnatter, Glatt- oder Haselnatter. - BÖHME, W. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas, Band 3/I Schlangen (Serpentes): 200-245.
- FRITZ, K. (1987): Die Bedeutung anthropogener Standorte als Lebensraum für die Mauereidechse (*Podarcis muralis*) dargestellt am Beispiel des südlichen Oberrhein- und des westlichen Hochrheintals. - HÖLZINGER, J. & SCHMID, G. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Baden Württembergs. - Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg, Beiheft 41: 427-462.
- FRITZ, K., LAUFER, H. & SOWIG, P. (1998): Arbeitsatlas der Amphibien und Reptilien Baden-Württemberg. - Stand 1997: 52 S.
- FRITZ, K., SOWIG, P. & LAUFER, H. (2001): Verbreitung und Bestandssituation der Westlichen Smaragdeidechse (*Lacerta bi-*

- lineata*) in Baden-Württemberg. - ELBING, K. & NETTMANN, H.-K. (Hrsg.): Beiträge zur Naturgeschichte und zum Schutz der Smaragdeidechsen (*Lacerta s. str.*). Contributions to the Natural History and Conservation of the Green Lizards (*Lacerta s. str.*). - Mertensiella 13: 111-122.
- FUHRMANN, M. (2003): Landesweites Artengutachten für die FFH-Anhang IV-Art: Äskulapnatter, *Zamenis longissimus* (LAURENTI, 1768). - unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Hessischen Dienstleistungszentrums für Landwirtschaft, Gartenbau und Naturschutz Gießen: 15 S.
- GLANDT, D. (1988): Populationsdynamik und Reproduktion experimentell angesiedelter Zauneidechsen (*Lacerta agilis*) und Wald-eidechsen (*Lacerta vivipara*). - GLANDT, D. & BISCHOFF, W. (Hrsg.): Biologie und Schutz der Zauneidechse (*Lacerta agilis*). - Mertensiella 1: 167-177.
- GLÄSSER, A. (1996): Schlingnatter - *Coronella austriaca* (LAURENTI, 1768). - BITZ, R., FISCHER, K., SIMON, L., THIELE, R. & VEITH, M. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz. - Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 18/19: 315-864.
- GODDARD, P. (1984): Morphology, growth, food habitats and populations characteristics of the smooth snake, *Coronella austriaca* in southern Britain. - Journal of Zoology 204 (2): 241-257.
- GOMILLE, A. (2002): Die Äskulapnatter. Verbreitung und Lebensweise in Mitteleuropa. - Frankfurt a. M. (Edition Chimaira): 158 S.
- GRUSCHWITZ, M. (1978): Untersuchungen zu Vorkommen und Lebensweise der Würfel-natter (*Natrix t. tessellata*) im Bereich der Flüsse Mosel und Lahn (Rheinland-Pfalz). (Reptilia: Serpentes: Colubridae). - Salamandra 14: 80-89.
- GRUSCHWITZ, M. (1980): Gutachterliche Stellungnahme zur Bestandssituation und Ökologie der Würfel-natter (*Natrix t. tessellata* LAUR. 1768) in Rheinland-Pfalz. - unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz: 38 S.
- GRUSCHWITZ, M. (1985): Status und Schutzproblematik der Würfel-natter (*Natrix tessellata* LAURENTI 1768) in der Bundesrepublik Deutschland. - Natur und Landschaft 60 (9): 353-356.
- GRUSCHWITZ, M. (1992): Artenschutzprojekt Smaragdeidechse (*Lacerta viridis* LAURENTI, 1768). - BITZ, A. & VEITH, M. (Hrsg.): Herpetologie in Rheinland-Pfalz - Faunistik, Schutz und Forschung. - Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 6: 39-45.
- GRUSCHWITZ, M. (2004): *Coronella austriaca* (LAURENTI, 1768). - PETERSEN, B., ELLWANGER, G., BLESS, R., BOYE, P., SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A. (Hrsg.): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 - Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-RL in Deutschland. Wirbeltiere. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69/2: 59-66.
- GRUSCHWITZ, M. & BÖHME, W. (1986): *Podarcis muralis* (LAURENTI, 1768) - Mauereidechse. - BÖHME, W. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas - Band 2/2 Echsen. - Wiesbaden (AULA): 155-207.
- GRUSCHWITZ, M. & GÜNTHER, R. (1996): Würfel-natter - *Natrix tessellata* (LAURENTI, 1768). - GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. - Jena (Fischer): 684-699.
- GRUSCHWITZ, M., VÖLKL, W., KORNACKER, P. M., WAITZMANN, M., PODLOUCKY, R., FRITZ, K. & GÜNTHER, R. (1993): Die Schlangen Deutschlands - Verbreitung und Bestandssituation in den einzelnen Bundesländern. - Mertensiella 3: 7-38.
- GRUSCHWITZ, M., LENZ, S., MEBERT, K. & LANKA, V. (1999): *Natrix tessellata* (LAURENTI, 1768) - Würfel-natter. - BÖHME, W. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas, Bd. 3/II Schlangen (Serpentes) II: 580-644.
- GÜNTHER, R. H. (1996): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. - Jena (Fischer): 825 S.

- GÜNTHER, R. & VÖLKL, W. (1996): Schlingnatter - *Coronella austriaca* LAURENTI, 1768. - GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. - Jena (Fischer): 684-699.
- GÜNTHER, R. & WAITZMANN, M. (1996): Äskulapnatter - *Elaphe longissima* (LAURENTI, 1768). - GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. - Jena (Fischer): 647-666.
- GÜNTHER, R., LAUFER, H. & WAITZMANN, M. (1996): Mauereidechse - *Podarcis muralis*. - GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. - Jena (Fischer): 600-617.
- HAESE, U. (1990): Zur Situation der Amphibien und Reptilien des Rheinlandes: Die Mauereidechse (*Podarcis muralis* LAURENTI 1768). - Rheinische Heimatpflege N. F. 27: 30-35.
- HAHN-SIRY, G. (1996): Zauneidechse - *Lacerta agilis* (LINNAEUS, 1758). - BITZ, R., FISCHER, K., SIMON, L., THIELE, R. & VEITH, M. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz. - Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 18/19: 345-356.
- HEIMES, P. (1990): Die Verbreitung der Reptilien in Hessen - eine vorläufige Bestandserhebung. - Naturschutz heute (Hessen) 8: 1-26.
- HEIMES, P. (1991): Zum Vorkommen der Äskulapnatter im Rheingau-Taunus. - Natur u. Museum 121 (6): 171-181.
- HEIMES, P. & WAITZMANN, M. (1993): Die Äskulapnatter (*Elaphe longissima* [LAURENTI, 1768]) in Deutschland (Reptilia, Serpentes: Colubridae). - Zoologische Abhandlungendes Staatlichen Museums für Tierkunde Dresden 47: 157-192.
- HENLE, K., KUHN, J., PODLOUCKY, R., SCHMIDT-LOSKE, K. & BENDER, C. (1997): Individualerkennung und Markierung mitteleuropäischer Amphibien und Reptilien: Übersicht und Bewertung der Methoden; Empfehlungen aus Natur- und Tierschutzsicht. - HENLE, K. & VEITH, M. (Hrsg.): Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie. - Mertensiella 7: 133-184.
- HOFER, U., MISSLIN, S. & CAMPONOVO, I. (2002): Monitoraggio delle popolazioni di Saettone (*Elaphe longissima*), di Biacco (*Hierophis viridiflavus*) e di Natrice dal collare (*Natrix natrix helvetica*) in località Boschi, Stabio TI. - Bolletino della Società ticinese di Scienze naturali 90: 59-67.
- KÄSEWIETTER, D. & VÖLKL, W. (2003): Makro- und Mikrohabitatnutzung der Schlingnatter (*Coronella austriaca*) im Lechtal. - Zeitschrift für Feldherpetologie 10: 159-173.
- KERY, M. (2002): Inferring the absence of a species - a case study of snakes. - The Journal of wildlife management 66 (2): 330-338.
- KLEMMER, K. (1985): Status und Schutzproblematik der Äskulapnatter (*Elaphe longissima*). - Natur und Landschaft 60 (9): 351-353.
- KLINGE, A. & WINKLER, C. (2002): Arten- und Fundpunkt-Kataster für Amphibien und Reptilien in Schleswig-Holstein: Arbeitsatlas. - Zwischenauswertung mit vorläufigen Verbreitungskarten, unveröffentlichtes Manuskript: 38 S.
- LANGTON, T. E. S. (1988): Sonnenscheindauer und die Zauneidechse *Lacerta agilis* in Nordwest-England. - GLANDT, D. & BISCHOFF, W. (Hrsg.): Biologie und Schutz der Zauneidechse (*Lacerta agilis*). - Mertensiella 1: 110-112.
- LANKA, V. (1978): Variabilität und Biologie der Würfelnatter (*Natrix tessellata*). - Acta Universitatis Carolinae. Biologica 1975-1976: 167-207.
- LAUFER, H. (1998): Ein bedeutendes Vorkommen der Mauereidechse, *Podarcis muralis*, am Bahnkörper nördlich von Offenburg (Baden-Württemberg). - Zeitschrift für Feldherpetologie 5: 55-64.
- LENZ, S. (1989): Untersuchungen zur Biologie und Populationsökologie der Würfelnatter, *Natrix tessellata* (LAURENTI 1768) in der Bundesrepublik Deutschland (Reptilia: Serpentes: Colubridae). - Bonn (Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn - Diplomarbeit): 185 S.

- LENZ, S. & GRUSCHWITZ, M. (1993): Zur Autökologie der Würfelnatter, *Natrix t. tessellata* (LAURENTI 1768). - *Mertensiella* 3: 235-253.
- LENZ, S., HERZBERG, A., SCHMIDT, A. & GRUSCHWITZ, M. (2001): Langzeitdaten zur strukturellen und räumlichen Entwicklung der deutschen Populationen der Würfelnatter (*Natrix tessellata*).- Abstract zur Tagung „Vielfalt in Raum und Zeit“ vom 16.-18.11.2001 in Bremen: 18.
- MERTES, W. (2002): Arbeitsgruppe Historische Smaragdeidechsenhabitate. - www.herpetopia.de/histsmei.htm (Stand August 2003).
- MEYER, F., BUSCHENDORF, J., ZUPPKE, U., BRAUMANN, F., SCHÄDLER, M. & GROSSE, W.-R. (Hrsg.) (2004): Die Lurche und Kriechtiere Sachsen-Anhalts - Verbreitung, Ökologie, Gefährdung und Schutz. - *Zeitschrift für Feldherpetologie*, Beiheft 3 : 239 S.
- MUTZ, T. & DONT, S. (1996): Untersuchungen zur Ökologie und Populationsstruktur der Zauneidechse (*Lacerta agilis*) an einer Bahnlinie im Münsterland (Nordrhein-Westfalen). - *Zeitschrift für Feldherpetologie* 3 (1/2): 123-132.
- MUTZ, T. & GLANDT, D. (2003): Künstliche Versteckplätze als Hilfsmittel der Freilandforschung an Reptilien unter besonderer Berücksichtigung von Kreuzotter (*Vipera berus*) und Schlingnatter (*Coronella austriaca*). – In: JOGER, U. & WOLLESEN, R. (Hrsg.): Verbreitung, Ökologie und Schutz der Kreuzotter (*Vipera berus* [LINNAEUS, 1758]), *Mertensiella* 15: 186-196.
- NIEHUIS, M. (1996): Würfelnatter - *Natrix tessellata* (LAURENTI, 1768). - BITZ, R., FISCHER, K., SIMON, L., THIELE, R. & VEITH, M. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz. - *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz*, Beiheft 18/19: 429-450.
- NIEHUIS, M. & SOUND, P. (1996): Westliche Smaragdeidechse - *Lacerta (viridis) bilineata* (DAUDIN, 1802). - BITZ, R., FISCHER, K., SIMON, L., THIELE, R. & VEITH, M. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz. - *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz*, Beiheft 18/19: 357-376.
- NOPPE, A. (1998): Habitatnutzung und Ökologie der Mauereidechse (*Podarcis muralis* LAURENTI, 1768) am Beispiel einer Steinbruchpopulation im Siebengebirge (Stenzelberg). - Bonn (Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn - Diplomarbeit): 116 S.
- OBST, F. J. (1976): Die Würfelnatter bei Meißen - ein erloschenes Vorkommen (Reptilia, Ophidae, Colubridae). - *Zoologische Abhandlungen des Staatlichen Museums für Tierkunde Dresden* 34: 47-52.
- OLSSON, M. (1988): Zur Ökologie einer schwedischen Population der Zauneidechse (*Lacerta agilis*) - ein vorläufiger Bericht. - GLANDT, D. & BISCHOFF, W. (Hrsg.): *Biologie und Schutz der Zauneidechse (Lacerta agilis)*. - *Mertensiella* 1: 86-91.
- PHELPS, T. E. (1978): Seasonal movement of the snakes *Coronella austriaca*, *Vipera berus* and *Natrix natrix* in southern England. - *British Journal of Herpetology* 5: 775-761.
- PODLOUCKY, R. (1988): Zur Situation der Zauneidechse, *Lacerta agilis* LINNAEUS, 1758, in Niedersachsen - Verbreitung, Gefährdung und Schutz. - GLANDT, D. & BISCHOFF, W. (Hrsg.): *Biologie und Schutz der Zauneidechse (Lacerta agilis)*. - *Mertensiella* 1: 146-166.
- RAHMEL, U. & MEYER, S. (1988): Populationsökologische Daten von *Lacerta agilis argus* (LAURENTI, 1768) aus Niederösterreich. - GLANDT, D. & BISCHOFF, W. (Hrsg.): *Biologie und Schutz der Zauneidechse (Lacerta agilis)*. - *Mertensiella* 1: 220-234.
- READING, C. J. (1997): A proposed standard method for surveying reptiles in dry lowland heath. - *Journal of Applied Ecology* 34: 1057-1069.
- REICHHOLF, J. (2000): Die Verbreitung der Äskulapnatter *Elaphe longissima* zwischen Burghausen und Passau-Jochenstein: Neue Befunde und eine historische Interpretation. – *Mitteilungen der Zoologi-*

- schen Gesellschaft Braunau 7 (4): 315-320.
- SAUER, A. (1994): Methode zur Identifikation der Schlingnatter (*Coronella austriaca*). - Salamandra 30(1): 43-47.
- SAUER, A. (1997): Fotografische Individualidentifikation und erste Ergebnisse zur Langzeitbeobachtung einer Schlingnatterpopulation (*Coronella austriaca*). - Mertensiella 7: 103-110.
- SCHEDL, H. & KLEPSCH, R. (2001): Populationsstruktur der Smaragdeidechse *Lacerta viridis* (LAURENTI, 1768) - Ein Vergleich zweier Untersuchungsgebiete in Wien (Österreich). - ELBING, K. & NETTMANN, H.-K. (Hrsg.): Beiträge zur Naturgeschichte und zum Schutz der Smaragdeidechsen (*Lacerta s. str.*). Contributions to the Natural History and Conservation of the Green Lizards (*Lacerta s. str.*). - Mertensiella 13: 215-228.
- SCHMIDT, A. D. & LENZ, S. (2001): Bericht zum Stand des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens „Würfelnatter“ der DGHT - 1. Teil: Erprobungsstandort Elbe. - Elaphe 9 (3): 60-66.
- SCHMIDT, P. & GRODDECK, J. (2005): Kriechtiere (Reptilia). - SCHNITZER, P., EICHEN, C., ELLWANGER, G., NEUKIRCHEN, M. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.): Empfehlungen für die Bewertung der Arten der FFH-Richtlinie in Sachsen-Anhalt und in Deutschland. - www.bfn.de (Stand 01.2005).
- SCHNEEWEIß, N. & BECKMANN, H. (2002): Atlas Herpetofauna 2000 in Brandenburg. - unveröffentlichter Arbeitsatlas, www.herpetopia.de (Stand Oktober 2003).
- SCHNEEWEIß, N. & MÜLLER, T. (2001): Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*). - 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-RL. - Angewandte Landschaftsökologie 42: 243-250.
- SERFLING, A. (2002): Konzept eines Monitoring-Programms für die Amphibien- und Reptilienarten des Anhangs IV der FFH-RL. - Unveröffentlichtes Gutachten des Büros für ökologische Studien und chemische Analysen im Auftrag der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie: 53 S.
- SOUND, P. (2001): Status und Gefährdung der Westlichen Smaragdeidechse (*Lacerta bilineata*) in Rheinland-Pfalz. - ELBING, K. & NETTMANN, H.-K. (Hrsg.): Beiträge zur Naturgeschichte und zum Schutz der Smaragdeidechsen (*Lacerta s. str.*). Contributions to the Natural History and Conservation of the Green Lizards (*Lacerta s. str.*). - Mertensiella 13: 105-110.
- SPELLERBERG, I. P. & PHELPS, T. E. (1977): Biology, general ecology and behaviour of the snake, *Coronella austriaca* LAURENTI. - Biol. J. Linnean Soc. 9: 133-164.
- STEINICKE, H., HENLE, K. & GRUTTKE, H. (2002): Einschätzung der Verantwortlichkeit Deutschlands für die Erhaltung von Tierarten am Beispiel der Amphibien und Reptilien. - Natur und Landschaft 77 (2): 72-80.
- STRIJBOSCH, H. (1988): Fortpflanzungsbiologie und Schutz der Zauneidechse. - GLANDT, D. & BISCHOFF, W. (Hrsg.): Biologie und Schutz der Zauneidechse (*Lacerta agilis*). - Mertensiella 1: 132-145.
- STRIJBOSCH, H. & VAN GELDER, J. J. (1993): Ökologie und Biologie der Schlingnatter, *Coronella austriaca* LAURENTI 1768 in den Niederlanden. - Mertensiella 3: 39-58.
- UNRUH, M. (2004): Schlingnatter - *Coronella austriaca* LAURENTI, 1768. - MEYER, F., BUSCHENDORF, J., ZUPPKE, U., SCHÄDLER, M. & GROSSE, W.-R. (Hrsg.): Die Lurche und Kriechtiere Sachsen-Anhalts - Verbreitung, Ökologie, Gefährdung und Schutz. - Zeitschrift für Feldherpetologie, Beiheft 3: 175-179.
- UTIGER, U., HELFENBERGER, N., SCHÄTTI, B., SCHMIDT, C., RUF, M. & ZISWILER, V. (2002): Molecular Systematics and Phylogeny of Old and New World Ratsnakes *Elaphe* auct. and Related Genera (Reptilia, Squamata, Colubridae). - Russian Journal of Herpetology 9 (2): 105-124.
- VÖLKL, W. (1991): Habitatansprüche von Rin-

- gelnatter (*Natrix natrix*) und Schlingnatter (*Coronella austriaca*): Konsequenzen für Schutzkonzepte am Beispiel nordbayerischer Populationen. - *Natur und Landschaft* 66 (2): 72-80.
- VÖLKL, W. & KÄSEWIETER, D. (2003): Die Schlingnatter - ein heimlicher Jäger. - *Zeitschrift für Feldherpetologie*, Beiheft 6: 151 S.
- VÖLKL, W. & MEIER, B. (1988): Verbreitung und Habitatwahl der Schlingnatter *Coronella austriaca* LAURENTI, 1768 in Nordostbayern (Serpentes: Colubridae). - *Salamandra* 24 (1): 7-15.
- WAITZMANN, M. (1992): Verbreitung, Ökologie und Schutzproblematik der thermophilen Reptilienarten im südlichen Odenwald. - *Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg* 67: 233-266.
- WAITZMANN, M. (1993): Zur Situation der Äskulapnatter *Elaphe longissima* (LAURENTI, 1768) in der Bundesrepublik Deutschland. - *Mertensiella* 3: 115-134.
- WAITZMANN, M. (2004): *Zamenis longissima* (LAURENTI, 1768). - PETERSEN, B., ELLWANGER, G., BLESS, R., BOYE, P., SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A. (Hrsg.): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 - Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-RL in Deutschland. Wirbeltiere. - *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 69/2: 191-195.
- WAITZMANN, M. & SANDMAIER, P. (1990): Zur Verbreitung, Morphologie und Habitatwahl der Reptilien im Donautal zwischen Passau und Linz (Niederbayern, Österreich). - *Herpetozoa* 3 (1/2): 25-53.
- WALTER, G. & WOLTERS, D. (1997): Zur Effizienz der Erfassung von Reptilien mit Hilfe von Blechen in Norddeutschland. - *Zeitschrift für Feldherpetologie* 4: 187-195.
- Klaus Weddeling
Buntspechtweg 19, 53123 Bonn
weddeling@web.de
- Monika Hachtel
Sternenburgstraße 74, 53115 Bonn
m_hachtel@yahoo.com
- Daniel Ortman
Grundermühlenweg 1a, 51381 Leverkusen
ortmannda@freenet.de
- Peter Schmidt
Sternenburgstraße 74, 53115 Bonn
peter_e_schmidt@yahoo.de
- Gregor Bosbach
Marienstraße 9, 53225 Bonn
gregorbosbach@hotmail.com